

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

IMPACT DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA PERSISTANCE DU
GLYPHOSATE DANS LES SOLS AU QUÉBEC

THÈSE

PRÉSENTÉE

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

STEPHANE PETIT

MAI 2022

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.04-2020). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à Marc Lucotte, Professeur à l'Université du Québec à Montréal (UQAM) et directeur de cette thèse. Merci Marc pour toutes ces années scientifiquement très stimulantes.

Merci à Richard Hogue, microbiologiste à l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA). Merci Richard pour votre rigueur scientifique très inspirante et votre soutien déterminant. Merci à Gilles Tremblay, ingénieur agronome au MAPAQ. Merci Gilles pour le partage de votre expertise unique et fondamentale pour mon projet. Merci à Thomas Jeanne du laboratoire de microbiologie de l'IRDA. Merci Thomas pour ta précieuse pédagogie.

Merci à toute l'équipe du laboratoire de Marc Lucotte : Matthieu Moingt, Serge Paquet, Pierre Cayer pour le partage d'expertise et de connaissances. Merci à Michel Preda du GEOTOP-UQAM pour les analyses sur la minéralogie des argiles.

Merci à Dolores Planas, Professeure à l'UQAM, Eloïsa Dutra Caldas Professeure à l'Université de Brasilia et David Widory Professeur à l'UQAM pour l'ensemble de vos conseils très précieux.

Merci à mes collègues de laboratoire : Elise Smedbol, Sophie Macario, Emile Samson-Brais, Jérôme Bernier-Brillon, Diego Callaco-Trottier, Silvia Covic. Beaucoup de très bons moments inoubliables (sic).

Merci très particulier à Sébastien Angers et Jean-François Messier, agriculteurs innovants (24h/24h!) en agronomie, environnement, et sciences sociales. Vous êtes

extraordinairement inspirants. Merci à Jean-François Ridel agriculteur non moins innovant pour son accueil et son partage de connaissances. Merci à Louis Perusse pour son expertise sur l'agriculture du futur proche. Clin d'œil à Mathieu Rigaud

Merci à la direction du programme de doctorat en sciences de l'environnement : Philippe Juneau, Daniel Kneeshaw, et à Christine Guillerm, coordonatrice du programme. Merci pour votre soutien et vos conseils.

AVANT-PROPOS

Cette thèse a été réalisée dans le cadre des activités de la chaire de recherche sur la transition vers la durabilité des grandes cultures dirigée par Marc Lucotte, professeur à l'UQAM. La thèse est présentée sous la forme de 3 articles qui seront soumis pour publication dans leurs versions traduites en anglais dans les revues *Geoderma* et *Soil and Tillage Research*. L'introduction présente la problématique du glyphosate dans les sols agricoles ainsi que les hypothèses testées dans les 3 chapitres. La conclusion générale présente le résultat des tests de validation des hypothèses et les perspectives de recherche. L'ensemble des échantillons analysés est issu d'un dispositif longue durée mis en place par Gilles Tremblay en 2008 au CEROM, à Saint-Mathieu-de-Beloeil, en Montérégie. L'auteur de cette thèse de doctorat en est l'auteur principal. Le détail des contributions des co-auteurs est présenté pour chacun des chapitres.

Le **chapitre I** est intitulé « **Persistance, mobilité, et dégradation pluriannuelles du glyphosate et de son produit de dégradation (AMPA) dans un gleysol au Québec** ». Cet article sera soumis pour publication dans sa version en anglais dans la revue *Geoderma*. L'auteur de la thèse et premier auteur de l'article a effectué l'échantillonnage des sols lors des 3 campagnes, l'ensemble des analyses en laboratoire, le traitement et l'analyse des données ainsi que la rédaction de l'article. Marc Lucotte, a supervisé les campagnes d'échantillonnage, les travaux en laboratoire et la rédaction du texte. Gilles Tremblay a imaginé et mis en place le dispositif expérimental et contribué aux travaux d'échantillonnage.

Le **chapitre II** est intitulé « **Altération de la fraction minérale fine d'un gleysol suite aux pratiques agricoles de grandes cultures au Québec** ». Cet article sera soumis pour publication dans sa version en anglais dans la revue *Soil and Tillage Research*. L'auteur de la thèse et auteur principal de l'article a effectué l'échantillonnage des sols, l'ensemble des analyses en laboratoire, le traitement et l'analyse des résultats ainsi que la rédaction de l'article. Marc Lucotte, a supervisé les campagnes d'échantillonnage, les travaux en laboratoire et la rédaction du texte. Gilles Tremblay a imaginé et mis en place le dispositif expérimental et contribué aux travaux d'échantillonnage.

Enfin, le **chapitre III** s'intitule « **Impact des pratiques agricoles sur le continuum oligotrophe-copiotrophe de la communauté bactérienne dans un gleysol au Québec** ». Cet article sera soumis pour publication dans sa version en anglais dans la revue *Geoderma*. L'auteur de la thèse et auteur principal de l'article a effectué l'échantillonnage des sols, l'ensemble des analyses en laboratoire, le traitement et l'analyse des données ainsi que la rédaction de l'article. Marc Lucotte a supervisé les campagnes d'échantillonnage, les travaux en laboratoire et la rédaction du texte. Richard Hogue a supervisé les analyses de métagénomique et la rédaction du texte. Gilles Tremblay a réalisé le dispositif expérimental et contribué aux travaux d'échantillonnage. Thomas Jeanne a procédé aux analyses de métagénomique et au traitement des données.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-------|
| AVANT-PROPOS | iv |
| Table des matières..... | vi |
| LISTE DES FIGURES..... | ix |
| LISTE DES TABLEAUX..... | xii |
| LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES | xvi |
| Liste des symboles et des unités | xviii |
| RÉSUMÉ | xix |
| ABSTRACT | xxi |
| INTRODUCTION | 23 |
| CHAPITRE I Impact des pratiques agricoles sur la PSEUDO-Persistance, la mobilité, et la dégradation pluriannuelles du glyphosate et de son produit de dégradation (AMPA) dans un gleysol au Québec..... | 38 |
| 1.1 Résumé | 39 |
| 1.2 Introduction..... | 41 |
| 1.3 Matériel et méthodes..... | 44 |
| 1.3.1 Site d'étude et traitements | 44 |
| 1.3.2 Échantillonnage des sols | 46 |
| 1.3.3 Analyses de carbone organique..... | 47 |
| 1.3.4 Analyse des teneurs en glyphosate et AMPA dans les sols | 47 |
| 1.3.5 Traitement des données..... | 48 |
| 1.3.6 Analyses statistiques | 49 |
| 1.4 Résultats..... | 50 |
| 1.4.1 Teneurs en AMPA et glyphosate | 50 |

| | | |
|---|---|----|
| 1.4.2 | Bilan molaire annuel et l'effet des traitements | 52 |
| 1.5 | Discussion..... | 57 |
| 1.5.1 | Le produit de dégradation du glyphosate, l'AMPA, persiste d'une saison de culture à l'autre..... | 57 |
| 1.5.2 | La pseudo-persistence de l'AMPA dans les sols agricoles..... | 59 |
| 1.5.3 | Le labour favorise la pseudo-persistence de l'AMPA dans les sols agricoles | 60 |
| 1.6 | Conclusion | 62 |
| | | |
| CHAPITRE II Altération de la fraction minérale fine d'un gleysol en lien avec la conservation de la lignine suite aux pratiques agricoles de grandes cultures au Québec | | |
| 64 | | |
| 2.1 | Résumé | 64 |
| 2.2 | Introduction..... | 66 |
| 2.3 | Matériel et méthodes..... | 69 |
| 2.3.1 | Site d'étude et traitements..... | 69 |
| 2.3.2 | Analyses du carbone organique et des monomères de lignine..... | 70 |
| 2.3.3 | Analyses de la fraction minérale fine du sol par diffractométrie à rayons X | 71 |
| 2.3.4 | Analyses de la stabilité des agrégats par tamisage humide et mesure de la teneur en eau | 72 |
| 2.3.5 | Analyses des oxydes de fer et d'aluminium..... | 72 |
| 2.4 | Résultats..... | 73 |
| 2.4.1 | Impact des pratiques agricoles sur la stabilité des agrégats en tamisage humide et les teneurs en oxydes de fer et d'aluminium..... | 73 |
| 2.4.2 | Impact des pratiques agricoles sur la fraction minérale | 74 |
| 2.4.3 | Impact des pratiques agricoles sur la lignine | 77 |
| 2.4.4 | Relation entre l'abondance relative des phyllosilicates et la qualité de la matière organique caractérisée par la lignine..... | 79 |
| 2.5 | Discussion..... | 81 |
| 2.5.1 | Effets des pratiques agricoles sur l'altération de la fraction minérale fine | 81 |
| 2.5.2 | Le labour augmente l'état de dégradation de la lignine | 85 |
| 2.5.3 | Association matière organique –matière minérale au sein des agrégats . | 87 |
| 2.6 | Conclusion | 90 |

| | |
|--|-----|
| CHAPITRE III Impact des pratiques agricoles sur le continuum oligotrophe-copiotrophe de la communauté bactérienne dans un gleysol au Québec | 91 |
| 3.1 Résumé | 92 |
| 3.2 Introduction..... | 94 |
| 3.3 Matériel et méthodes..... | 97 |
| 3.3.1 Le site d'étude et les traitements | 97 |
| 3.3.2 L'échantillonnage des sols | 98 |
| 3.3.3 Analyse de la diversité microbienne par métagénomique..... | 99 |
| 3.3.4 Analyses du carbone organique (C _{org})..... | 99 |
| 3.3.5 Estimation de la quantité de carbone organique intégré dans les sols en 2014 | 99 |
| 3.3.6 Analyses statistiques | 101 |
| 3.4 Résultats..... | 102 |
| 3.4.1 Impact des pratiques agricoles sur la diversité structurale de la communauté bactérienne..... | 102 |
| 3.4.2 Impact des pratiques agricoles sur l'abondance relative des phyla bactériens | 104 |
| 3.4.3 La diversité de la communauté bactérienne | 108 |
| 3.4.4 Impact des pratiques agricoles sur la quantité de carbone dans les sols | 110 |
| 3.4.5 Relation entre les indicateurs de la diversité et de la composition de la communauté bactérienne impactés par les pratiques agricoles et le carbone organique des sols | 112 |
| 3.5 Discussion..... | 113 |
| 3.5.1 Le continuum oligotrophe-copiotrophe est un marqueur significatif de la diversité de la communauté bactérienne des sols agricoles | 114 |
| 3.5.2 Le continuum oligotrophe-copiotrophe est lié significativement à la technique de travail du sol. | 117 |
| 3.5.3 La communauté bactérienne et la structure du sol | 118 |
| 3.6 Conclusion | 120 |
| CONCLUSION générale | 122 |
| ANNEXE A Dispositif expérimental détaillé..... | 129 |
| ANNEXE C dispositif expérimental (photo) | 130 |
| BIBLIOGRAPHIE | 131 |

LISTE DES FIGURES

| Figure | Page |
|---|------|
| <p>Figure 1. Les ventes des acides phosphoniques* pour l'agriculture au Québec publié par le Ministère de l'agriculture du Québec entre 1992 et 2017 (points noirs) et de la fréquence de détection** du glyphosate (triangles vides) et de l'AMPA (carrés vides) dans les stations de surveillance de la qualité des eaux de surfaces. Données compilées de (GIROUX, 2015, 2019 et MELCC, 2019). * Glyphosate sous forme de sel d'isopropylamine, sel de monoammonium, sel de potassium, sel de triméthylsulfonium. ** LDD du glyphosate = 0.04 µg/L ; LDD de l'AMPA = 0,2 µg/L</p> | 28 |
| <p>Figure 2. Bilan molaire à l'hectare pour les années 2015 (a), 2016 (b) et 2017 (c) en fonction des traitements. Les bilans exprimés en mole d'équivalent glyphosate sont calculés à partir des densités apparentes calculées pour chaque niveau. Les lignes pointillées représentent la quantité de glyphosate par hectare appliquée 398 jours avant l'échantillonnage de 2015, 326 jours avant l'échantillonnage de 2016 et 250 jours avant l'échantillonnage de 2017. Les barres d'erreurs représentent l'erreur type.....</p> | 55 |
| <p>Figure 3. Abondance relative des minéraux primaires (Quartz, Hornblende, Augite, Albite, Microcline, Calcite, Dolomite, Pyrite, Gypse), et des minéraux secondaires (Clinocllore, Illite, Montmorillonite, Kaolinite, Vermiculite) dans l'horizon 0-20 cm pour les 6 traitements (n = 18).</p> | 75 |

- Figure 4.** Résumé des effets du travail du sol sur la quantité relative de minéraux primaires (hormis la calcite), des minéraux secondaires, du DMP et de l'indicateur P/(V+S) de dégradation de la lignine. Les lettres différentes indiquent des effets significativement différents avec le test de Student ($\alpha < 0,05$). 80
- Figure 5.** Analyse des Composantes Principales (PCA) des données de quantité relative des minéraux secondaires, de la teneur en oxydes de fer, du DMP et de l'état de dégradation des monomères de lignine (P/(V+S)). 81
- Figure 6.** Représentation simplifiée expliquant l'évolution de l'indicateur de quantité de lignine (λ) et de l'indicateur de l'état de dégradation de la lignine (P/(V+S)) en fonction du travail du sol. La situation initiale montre 4 molécules de lignine adsorbées sur la phase minérale et exposées à la dégradation, ainsi que 2 molécules de lignine protégées physiquement entre les minéraux. En semis direct, seule la lignine exposée est dégradée. A T=1 en système labouré, la perturbation physique du sol expose l'ensemble des molécules de lignine à la dégradation. L'indicateur P/(V+S) est donc plus faible que dans les systèmes en semis direct. Cependant, de nouvelles surfaces d'adsorptions sont accessibles. La lignine nouvellement adsorbée compense la lignine perdue par dégradation au niveau de l'indicateur λ 87
- Figure 7.** Dispositif expérimental en split-split factoriel mis en place en 2008 avec 3 facteurs (travail du sol, rotation des cultures, fertilisation) au Centre d'étude sur les grains (CEROM) à Saint-Mathieu-de-Beloeil, Québec, Canada. 101
- Figure 8.** Abondance relative des phyla bactériens dans l'horizon 0-20 cm pour les 18 traitements. Les phyla avec une abondance relative $< 2\%$ sont rassemblés dans la catégorie « autres ». Cette catégorie comprend les phylas non identifiés après le séquençage et les phylas division W3, chlorobi et TM6. 106

- Figure 9.** Abondance relative des actinobactéries en fonction de l’abondance relative des acidobactéries pour chacun des 18 traitements (n = 54). 109
- Figure 10.** Ordination PCA comparant les compositions bactériennes des sols des 18 combinaisons de traitement (systèmes de culture + type de travail + fertilisation). Les vecteurs illustrent les corrélations entre les variables impactés significativement par les pratiques agricoles ou en lien avec le continuum oligotrophe-copiotrophe : L’indice Shannon (diversité alpha), la quantité d’unités amplifiables (UA bactéries), l’abondance relative des acidobactéries, actinobactéries, bacteroidètes, planctomycètes, et *verru-microbia* ainsi que la teneur en carbone organique et la quantité estimée de carbone intégré dans le sol lors de la précédente saison de culture (2014). 113
- Figure 11** Ordination en composante principale comparant l’abondance relative (%) des acidobactéries et des actinobactéries, le diamètre moyen pondéré des macroagrégats (DMP en mm), la teneur en AMPA (ppm), l’abondance relative (%) de montmorillonite, illite, et clinochlore **dans les sols du système R1 (0-20 cm)**. Les vecteurs illustrent les corrélations entre les variables. 128

LISTE DES TABLEAUX

| Tableau | Page |
|---|------|
| Tableau 1. Total des précipitations et moyennes des températures 15 jours avant et 15 jours après les applications de HBG en 2014, 2015, 2016 et 2017. Total des précipitations (pluie ou neige) entre la date d'application des HBG et l'échantillonnage l'année suivante..... | 46 |
| Tableau 2. Teneurs en acide aminométhylephosphonique ([AMPA]) mesurées aux profondeurs 0-20 cm et 20-40 cm en fonction des traitements, des blocs du dispositif expérimental et de l'année d'échantillonnage..... | 51 |
| Tableau 3. Comparaison des moyennes des bilans molaires à l'hectare d'équivalent glyphosate par le test de Student ($\alpha < 0,05$) ($n = 108$). Pour chaque colonne, des lettres différentes signifient que les moyennes présentent des différences significatives entre elles. La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée..... | 56 |
| Tableau 4. Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer (F) au seuil $\alpha = 0,05$ sur l'effet des combinaisons de traitements sur le bilan molaire à l'hectare d'équivalent glyphosate. En gras : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté..... | 56 |
| Tableau 5. Moyennes et écarts type de l'indice de profondeur (I_P) pour les 6 traitements en triplicatas de 2015, 2016 et 2017 ($n = 108$). Pour chaque colonne, les moyennes | |

suivies de la même lettre entre parenthèses n'ont pas de différences significatives entre elles avec un test de Student ($\alpha < 0,05$). La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée. 56

Tableau 6. Moyennes et écarts type de l'indice du diamètre moyen pondéré (DMP) et des teneurs en oxydes de fer et d'aluminium extrait au citrate-dithionite-bicarbonate (cdb) et de la teneur en eau (%) observés dans les 6 traitements (n = 18). 73

Tableau 7. Effet du travail du sol et de la fertilisation sur le diamètre moyen pondéré, les teneurs en oxydes de fer et d'aluminium (Fe_{cdb} et Al_{cdb}) et la teneur en eau (%). 74

Tableau 8. Effet des traitements sur la quantité relative des minéraux primaires (hornblende, albite, quartz, pyrite, calcite, dolomite, gypse) et des minéraux secondaires (montmorillonite, illite, kaolinite, vermiculite, clinochlore). 77

Tableau 9. Moyennes et erreurs standards de la teneur en carbone organique (C_{org}), du rapport C/N du sol et des principales familles de monomères issus des produits d'oxydation de la lignine par CuO. Exprimé en $mg.g^{-1}$ de sol sec, avec V : Vanillyl ; S : Syringyl ; C : Cynamil ; P : *p*-hydroxyl 78

Tableau 10. Effet du travail du sol et de la fertilisation sur la teneur en carbone organique du sol (% C_{org}), la proportion de lignine dans le carbone organique du sol (λ) et la dégradation de la lignine (indicateur P/ (V+S)). 78

Tableau 11. Moyennes et écarts type du nombre total d'unités amplifiables (UA) du gène 16S rRNA des bactéries quantifiées par qPCR, du nombre d'OTU observé, et des indices de Shannon et Chao 1 pour les 18 combinaisons de traitements en

triplicats (n=54). Les échantillons ne présentent pas d'inhibition de PCR à la dilution utilisée pour quantifier les bactéries totales. Les moyennes suivies de la même lettre entre parenthèses n'ont pas de différences significatives entre elles avec un test de Student ($\alpha < 0.05$). La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée. 103

Tableau 12. Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$ de l'effet des combinaisons de traitements sur le nombre total d'unités amplifiables (UA) du gène 16S rRNA des bactéries quantifiées par qPCR et sur les indicateurs de diversité alpha par le nombre d'OTU observé, l'indice de Shannon et l'indice Chao (n = 54). En gras : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté..... 104

Tableau 13. Comparaison des moyennes de l'abondance relative des phyla bactériens dans l'horizon 0-20 cm pour les 18 traitements. Les phyla avec une abondance relative $< 2\%$ sont rassemblés dans la catégorie « autres ». Cette catégorie comprend les phylas non identifiés après le séquençage et les phylas division W3, chlorobi et TM6. Les mêmes lettres entre parenthèses signifient que les moyennes ne présentent pas de différences significatives entre elles ($\alpha < 0,05$). La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée..... 107

Tableau 14. Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$ sur l'effet des combinaisons de traitements sur l'abondance relative des principaux phyla bactériens. En gras : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté..... 108

Tableau 15. Matrice des corrélations entre les principaux phyla bactériens dans l'horizon 0-20 cm pour les 18 traitements (n = 54). 109

Tableau 16. Moyennes et écarts types des rendements, de la teneur en carbone organique (C_{org} en %) et de la quantité estimée de carbone intégré dans le sol pour l'année 2014 (Ci 2014 en $g.Corg.m^{-2}$) pour l'ensemble des traitements ($n = 54$). Les moyennes suivies de la même lettre entre parenthèses n'ont pas de différences significatives entre elles avec un test de Student ($\alpha < 0,05$). La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée. 111

Tableau 17. Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$ sur l'effet des combinaisons de traitements sur la teneur en carbone organique (C_{org} en %) et de la quantité estimée de carbone intégré dans le sol pour l'année 2014 (Ci 2014 en $g.Corg.m^{-2}$). En gras : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté..... 112

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

| | |
|-----------------|---|
| AMPA | Acide aminométhylphosphonique |
| ANOVA | Analysis of variance |
| Al | Aluminium |
| BSTFA | N,O-bis(trimethylsilyl)trifluoroacetamide |
| Ca | Calcium |
| CEROM | Centre de recherche sur les grains |
| CO ₂ | Dioxyde de carbone |
| COS | Carbone organique du sol |
| CRAAQ | Centre de référence en agriculture et agro-alimentaire du Québec |
| Cu | Cuivre |
| EPSP | 5-enolpuruvylshikimate 3-phosphate |
| FAO | Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture |
| Fe | Fer |
| GBH | Glyphosate-based herbicide |
| GC | Gas chromatography |
| GC-ECD | Gas chromatograph coupled with an electron capture detector |
| GC-MS | Gas chromatography-mass spectrometry |
| GIEC | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat |
| GLY | Glyphosate |
| ha | Hectare |
| HBG | Herbicide à base de glyphosate |

| | |
|---------|--|
| K | Potassium |
| MAPAQ | Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec |
| MDDELCC | Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques du Québec |
| Mg | Magnésium |
| min | Minute |
| Mn | Manganèse |
| MOS | Matière organique du sol |
| N | Azote |
| Na | Sodium |
| OCDE | Organisation de coopération et de développement économiques |
| OMS | Organisation mondiale de la santé |
| P | Phosphore |
| pH | Potentiel hydrogène |
| Qc | Québec |
| t | Tonne |
| TFAA | Trifluoroacetic anhydride |
| TFE | Trifluoroethanol |

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

μl : Microlitre

μm : Micromètre

$\mu\text{g.ml}^{-1}$: Microgramme par millilitre

mm : Millimètre

kg.ha^{-1} : Kilogramme par hectare

l : Litre

M : Mole par litres

g.l^{-1} : Gramme par litre

mg.kg^{-1} : Milligramme par kilogramme

kg.ha^{-1} : Kilogramme par hectare

pH : Potentiel Hydrogène

rpm : Tour par minute

RÉSUMÉ

Dans cette thèse, il a été étudié l'impact des pratiques agricoles sur la persistance du glyphosate dans les sols des grandes cultures au Québec. La stratégie de recherche a été l'échantillonnage en 2015, 2016 et 2017 d'un dispositif expérimental implanté depuis 7 ans (en 2008). L'expérience en plein champ suivant un dispositif en parcelles divisées (split-plot) est compatible avec les pratiques agricoles courantes au Québec de travail du sol (labour et semis direct), de fertilisation (minérale, organique ou aucune fertilisation) et de rotation des cultures (monoculture de maïs, rotation maïs-soja-blé, rotation maïs-soja-blé-fourrages-fourrages-fourrages). Les échantillons ont été prélevés en triplicats à 0-20 cm et à 20-40 cm au moment des semis pendant les 3 années. Dans la première étude, les teneurs en glyphosate et d'acide aminométhylphosphonique (AMPA) ont été mesurées dans les sols de la rotation maïs-soja-blé (0-20 cm et 20-40 cm). Les échantillonnages ont été réalisés 398 jours après la dernière application de glyphosate en 2015, 326 jours en 2016 et 250 jours en 2017. Le glyphosate a persisté sous la forme d'AMPA dans environ 50 % des échantillons avec des teneurs comprises entre 0.10 et 0.46 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans l'horizon 0-20 cm et entre 0.09 et 0.34 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans l'horizon 0-40 cm. Le bilan molaire à l'hectare sur les 40 premiers centimètres de profondeur a montré que la quantité de glyphosate présente sous la forme d'AMPA dans les sols pouvait dépasser la quantité de glyphosate à l'hectare appliquée lors la saison précédente. Le bilan molaire à l'hectare a été significativement supérieur dans les parcelles labourées par rapport au semis direct en 2015 (avec l'effet combiné du mode de fertilisation) et en 2016. L'effet cumulatif des applications de glyphosate sur les teneurs en AMPA au cours des 3 années de suivi n'a été cependant pas démontré. Dans la deuxième expérience, il a été analysé l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de la fraction minérale fine pour son rôle dans le processus d'adsorption/desorption. La fraction minérale fine a été analysée au diffractomètre à rayon X dans les mêmes échantillons que dans la première expérience, dans l'horizon 0-20 cm et pour l'année 2015 seulement. Les résultats ont montré que l'abondance relative des minéraux primaires (hornblende, augite, albite, microcline) est significativement moins importante dans les sols labourés. L'abondance relative de la vermiculite et de la kaolinite a été significativement moins importante dans les sols labourés. L'abondance relative de l'illite, la montmorillonite et le clinocllore a été significativement plus importante dans les sols labourés. Le diamètre moyen pondéré des agrégats a été supérieur dans les sols en semis direct, de même que la teneur en oxydes de fer et la teneur en eau. Les bioindicateurs de la lignine ont indiqué que la proportion de lignine dans le carbone organique total n'était pas impactée par les

pratiques agricoles. Cependant la lignine dans les sols labourés a été plus dégradée d'après l'indicateur P/(V+S) qui est basé sur la plus grande persistance dans les sols des vanillyls (V) et des syringyls (S) par rapport aux p-hydroxyls (P). Ces résultats peuvent suggérer que la surface disponible pour l'adsorption de la lignine est plus importante dans les sols labourés mais que la lignine est moins protégée de la dégradation physique ou microbienne. Ces résultats obtenus pour la lignine peuvent être liés à une capacité d'adsorption d'AMPA plus importante dans les sols labourés pouvant expliquer les résultats de la première expérience. Dans la troisième expérience il a été analysé l'impact des pratiques agricoles sur le continuum acidobactéries-actinobactéries utilisé comme indicateur du continuum oligotrophe-copiotrophe. Les données de métagénomique ont été utilisées à l'échelle du phyla dans les mêmes échantillons que dans la deuxième expérience (horizon 0-20 cm de l'année 2015) mais l'étude de l'impact du cycle de rotation de culture a été ajouté au dispositif. Les résultats ont indiqué une forte relation de corrélation entre l'abondance relative des acidobactéries et des actinobactéries ($r^2 = 0,94$). L'abondance relative des planctomycètes a été étroitement liée à ce continuum ($r^2 = 0,81$ avec les acidobactéries et $r^2 = -0,74$ avec les actinobactéries). Le travail du sol a eu un effet significatif sur le continuum. Les acidobactéries ont été relativement plus abondantes dans les parcelles labourées que dans les parcelles en semis direct ($14,59 \pm 0,01\%$ et $13,23 \pm 0,03 \%$ respectivement). Cette recherche a permis de démontrer que l'AMPA persiste dans les sols entre les cycles de culture. Le labour favorise cette pseudo persistance en raison d'une augmentation des sites d'adsorption disponibles par la rupture des macroagrégats et l'augmentation de la proportion relative des phyllosilicates secondaires. Les conditions qui ont été créées par le labour défavorisent les actinobactéries (capables de dégrader le glyphosate et l'AMPA) au profit des acidobactéries. Cette recherche a également permis de mettre en évidence l'importance d'une étude sur le lessivage de l'AMPA vers les rivières en dehors de la période estivale pour évaluer le risque d'une pollution plus diffuse dans le temps. De même, une attention particulière doit être portée sur l'impact agronomique de la présence de teneurs importantes en AMPA dans les sols au moment du réveil printanier de la biocénose des sols agricoles (bactéries, nématodes, etc) et des premières opérations aux champs (dont les semis). Enfin, la mise en évidence du continuum oligotrophe-copiotrophe peut permettre une meilleure compréhension de la dynamique du carbone dans les sols et l'adaptation des pratiques agricoles dans le cadre de la transition vers la durabilité des grandes cultures. L'usage modéré du glyphosate dans des sols favorisant le pôle copiotrophe du continuum bactérien semble une voie de compromis environnemental, social et économique.

Mots clés : glyphosate – AMPA – labour – lignine - phyllosilicates – acidobactéries – actinobactéries

ABSTRACT

In this thesis, we evaluate the impact of agricultural practices on the persistence of glyphosate in the soils of field crops in Quebec. The research strategy is based on the sampling in 2015, 2016 and 2017 of an experimental design implemented for 7 years (in 2008) prior the first sampling. The split-plot type field experience is compatible with common agricultural practices in Quebec in terms of soil preparation (tillage and direct seeding), fertilization (mineral, organic or no fertilization) and crop rotation (corn monoculture, corn-soybean-wheat rotation and corn-soybean-wheat-hay-hay-hay rotation). For the 3 years samples are retrieved in triplicates at 0-20 cm and 20-40 cm at the end of spring, at the time of sowing. In the first experiment, the levels of glyphosate and aminométhylphosphonic acid (AMPA) are measured in the soils of the corn-soybean-wheat rotation (0-20 cm and 20-40 cm). Sampling takes place 398 days after the last application of glyphosate in 2015, 326 days in 2016 and 250 days in 2017. This 3-year follow-up shows that glyphosate persists within the first 40 cm as AMPA in approximately 50% of samples (n=108). The levels of AMPA are between 0.10 and 0.46 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in the 0-20 cm horizon and between 0.09 and 0.34 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in the 0-40 cm horizon. The molar balance per hectare over the first 40 cm shows that the amount of glyphosate present in the form of AMPA in the soils can exceed the amount of glyphosate per hectare applied in the previous season. The molar balance per hectare is significantly higher in tilled plots compared to no-till in 2015 (with the combined effect of the fertilization method) and in 2016. The cumulative effect of glyphosate applications on AMPA levels over the 3 years, however, has not been demonstrated. In the second experiment we evaluate the impact of agricultural practices on the quality of the fine mineral fraction for its role in the adsorption / desorption process. The fine mineral fraction was analyzed with an X-ray diffractometer in the same samples as in the first experiment, in the horizon 0-20 cm and for the year 2015 only. The relative abundance of primary minerals (hornblende, augite, albite, microcline) is significantly lower in tilled soils. The relative abundance of vermiculite and kaolinite is also significantly lower in tilled soils. The relative abundance of illite, montmorillonite and clinochlor is significantly greater in tilled soils. Proportion of water-stable macroagregates is greater in no-till, as well as Fe oxide and soil water content. Lignin bioindicators indicate that the proportion of lignin in organic carbon is not impacted by agricultural practices. However, lignin in tilled soils is more degraded according to the $P / (V + S)$ indicator which is based on the greater persistence in soils of vanillyls (V)

and syringyls (S) compared to p-hydroxyls (P). These results suggest that the surface area available for lignin adsorption is greater in tilled soils but that lignin is less protected from physical or microbial degradation. These results obtained for lignin may be linked to a higher AMPA adsorption capacity in plowed soils, which could explain the results of the first experiment. In the third experiment, we evaluate the impact of agricultural practices on the acidobacteria-actinobacteria continuum used as an indicator of the oligotrophic-copiotrophic continuum. The metagenomic data are used at the phyla scale in the same samples as in the second experiment (0-20 cm horizon of the year 2015) but the study of the impact of the crop rotation cycle is added. Results indicate a strong correlation between the relative abundance of acidobacteria and actinobacteria ($r^2 = 0.94$). Tillage has a significant effect on the continuum. Acidobacteria are more abundant in tilled plots than in no-till plots ($14.59 \pm 0.01\%$ and $13.23 \pm 0.03\%$). This research has therefore made it possible to demonstrate that AMPA persists in soils between crop cycles in Quebec. Tillage practices promote this pseudo-persistence due to an increase in adsorption sites available through the breakdown of macroaggregates and the increase in the relative proportion of secondary phyllosilicates. The conditions generated by plowing disadvantage actinobacteria (capable of degrading glyphosate and AMPA) to the benefit of acidobacteria. Finally, highlighting the oligotrophic-copiotrophic continuum can allow a better understanding of the dynamics of carbon in soils and the adaptation of agricultural practices within the framework of the transition towards the sustainability of field crops. The moderate use of glyphosate in soils favoring the copiotrophic pole of the bacterial continuum seems to be a way of environmental, social and economic compromise.

Keywords : glyphosate – AMPA – tillage –lignin bioindicators - phyllosilicates – acidobacteria - actinobacteria

INTRODUCTION

I. LES HERBICIDES À BASE DE GLYPHOSATE

Les modes d'agriculture ont été industrialisés pour répondre à la demande croissante en nourriture à partir du début des années 1930. Le sol, travaillé continuellement par de la machinerie lourde, est alors considéré que comme un support physique « indestructible et immuable » (Carter, 2002; Doran *et al.*, 2002). Ces pratiques intensives sont rapidement liées à des impacts environnementaux majeurs comme le *Dust Bowl* dans l'ouest des États-Unis dans le courant des années 1930 (Baumhardt *et al.*, 2015). La menace sur les rendements ont incité l'adoption de l'agriculture de conservation qui consiste notamment à réduire l'intensité du labour, favoriser la rotation des cultures, et mettre en place des cultures de couvertures intermédiaires (Alleto *et al.*, 2010). Ces pratiques visent à lutter contre le ruissellement et l'érosion (Doran and Zeiss 2000). Mais la réduction du travail du sol baisse la dormance des graines d'adventices et favorise leur germination (Chauhan *et al.*, 2012). Les herbicides sont alors massivement utilisés, notamment à partir des années 1950 à la faveur des progrès dans l'industrie agrochimique (Duke, Lyon et al. 2012). Ces produits de synthèse sont pulvérisés en interculture pour nettoyer le lit de semence, empêcher les repousses de vivaces ou bloquer les reprises des précédents culturaux après les moissons. Les herbicides à base de glyphosate (HBG) apparaissent sur le marché dans les années 1970 (Myers *et al.*, 2016). La molécule avait été synthétisée quelques années auparavant et était utilisée comme agent chélatant pour nettoyer les canalisations métalliques avant la découverte de sa propriété herbicide (Duke et Powles, 2008). Les HBG sont progressivement intégrés avec les autres produits comme le 2,4-D et l'atrazine dans les opérations de lutte contre les adventices.

Les traitements herbicides doivent être planifiées en fonction des jours agronomiques favorables pour les cultures ainsi que du matériel et de la main d'œuvre disponibles. La gestion des pics d'activités des entreprises agricoles peut être problématique notamment pour les plus grandes exploitations (Danne *et al.*, 2019). Cette logistique de la lutte contre les adventices est facilitée par une innovation majeure commercialisée par l'entreprise Monsanto qui détenait les brevets d'exploitation des HBG (Duke et Powles, 2008). A partir de 1996, des cultivars de maïs et de soja génétiquement modifiés pour tolérer les herbicides à base de glyphosate sont mis sur le marché (cultivars RR pour RoundupReady® du nom commercial du produit phare de Monsanto) (Duke, 2011). Les HBG sont alors rapidement adoptés par les agriculteurs des pays autorisant les cultivars RR (USA, Canada, Argentine, Brésil notamment) (Benbrook, 2016). En 2000, le brevet d'exploitation des HBG tombe dans le domaine public. Dès lors, les HBG sont produits principalement en Chine et vendus à faible coût (Maggi *et al.*, 2020). L'utilisation des HBG s'inscrit alors également dans les stratégies agronomiques des agriculteurs des pays ne bénéficiant pas de l'autorisation des cultivars RR et des gains à la marge associés liés à l'utilisation d'herbicide en post émergence (ex : les pays européens). Si ils ne sont pas utilisés en post émergence avec les cultivars RR, les HBG peuvent être employés notamment comme dessiccant avant les moissons et pour la destruction des couverts végétaux intermédiaires. Cependant, le faible prix des HBG n'explique pas à lui seul la popularité des HBG chez les agriculteurs. L'efficacité herbicide de la molécule et l'originalité de son mode d'action est la principale raison du succès mondial des HBG. Après avoir pénétré dans la plante par les stomates, le glyphosate est rapidement transporté vers les principaux organes. La molécule inhibe la voie shikimate en bloquant l'activité de la 5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase (ESPS) à l'origine de la formation de nombreux composés phénoliques essentiels (Gomes *et al.*, 2014). Les HBG sont donc systémiques (ils tuent l'ensemble de la plante des feuilles aux racines) et à large spectre d'action (ils agissent sur la quasi-totalité des végétaux) (Carpentier *et al.*, 2020). Le glyphosate devient alors l'herbicide le plus vendu dans l'ensemble des principaux pays

producteurs agricoles dans le courant des années 1990 (Benbrook, 2016). L'augmentation est constante au cours des des années 2000. Actuellement, comme c'est le cas chaque année depuis 2010, environ 700 000 tonnes de glyphosate sont appliqués dans les champs agricoles à l'échelle mondiale, soit 15 fois plus qu'avant 1996 (Benbrook, 2016). D'après les mêmes auteurs, les traitements au glyphosate sur les cultures RR représentent 56 % de la quantité vendue de HBG à l'échelle mondiale, en incluant le coton.

Au Canada, les cultivars RR sont autorisés depuis 1999 (Gorse et Rivard, 2011). Au Québec, la quantité de HBG achetée par le secteur agricole augmente alors d'un facteur 5 en quelques années pour atteindre près de 1 900 tonnes de matière active (la molécule de glyphosate) en 2014 (MELCC, 2019). Cette quantité représente 90% du glyphosate utilisé dans la province, le reste servant pour l'entretien du tracé des lignes électriques, des voies de chemin de fer et des bords de routes (Gorse et Rivard, 2013). Depuis 2014 le chiffre stagne autour de 1500 tonnes/an, ce qui représente entre 1 et 3% de ce qui est utilisé en Argentine, au Brésil ou aux USA pour la même période (Aparicio *et al.*, 2013; Benbrook, 2016). Les données cumulées des études de Giroux (2015, 2019) et du MELCC (2019) indiquent qu'environ 25 000 tonnes de glyphosate ont été pulvérisées dans les sols agricoles du Québec entre 1999 et 2019 (figure 1). Ces sols sont essentiellement les 800 000 hectares situées dans les basses terres du Saint-Laurent (à moins de 150 km des villes de Montréal et Québec) cultivées pour le maïs (*Zea mays L.*) et le soja (*Glycine max (L.) Merr.*) en majorité de type RR (Hébert *et al.*, 2019).

II. LES GRANDES CULTURES

Comme c'est le cas au Québec et au Canada, le secteur des grandes cultures annuelles en milieu tempéré est le principal utilisateur de HBG à l'échelle mondiale (Van Bruggen *et al.*, 2018). D'après la définition de la FAO, les grandes cultures comprennent le blé (tendre et dur), le maïs (grain et ensilage, RR et non RR) et le soja

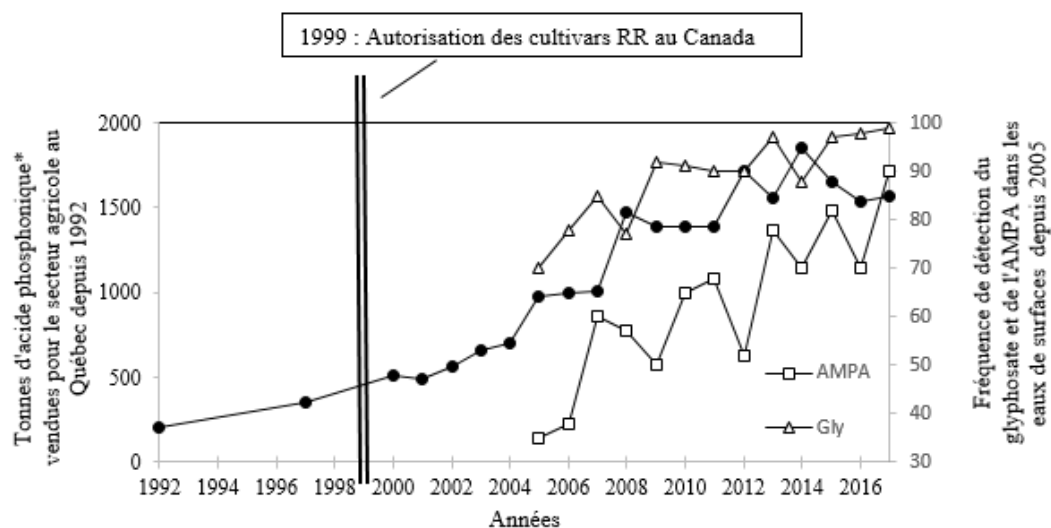
(RR et non RR), grains essentiels pour la sécurité alimentaire mondiale et la rentabilité des exploitations agricoles (FAO, 2012). A cela s'ajoutent les cultures associées ou complémentaires que sont principalement l'orge, l'avoine, le millet/sorgho en ce qui concerne les céréales, le colza, le tournesol, le pavot, le sésame ou la moutarde pour les oléagineux, la famille des fèves et des pois, le lupin pour les protéagineux ainsi que les cultures exclusivement fourragères comme la luzerne ou encore le ray-grass. Le riz, les légumes racines (cultures de pommes de terre et de betterave notamment), les productions viticoles et maraîchères ainsi que les cultures exclusivement intertropicales comme la canne à sucre ou le coton ne sont pas considérés comme des grandes cultures en milieu tempéré au sens de la FAO (2012). Les grandes cultures en milieu tempéré sont réparties sur les deux hémisphères (mais bien plus présentes dans l'hémisphère nord) approximativement entre 30° et 55° de latitude. Globalement il y a la moitié est des États-Unis, les Grandes Plaines du Canada, le sud du Québec et de l'Ontario, l'Europe, l'est de la Russie, le nord-est de la Chine, la "ceinture de blé" australienne (sud du pays), les plaines autour de Buenos Aires en Argentine, l'Uruguay, le Brésil (les états du sud du pays et du Mato Grosso notamment). Le degré jour de croissance disponible est situé entre 1000 et 3000 en considérant la température de base des espèces les plus sensibles (8°C pour le soja ou le maïs) et un ratio évaporation réelle/évaporation potentielle situé entre 0.5 et 1. Sur la base de publications de cartes établies par le traitement des images satellites, la surface cultivée pour les grandes cultures en milieu tempéré peut être estimée à 650 Mha (entre 600 et 700 Mha) (Friedl *et al.*, 2010; Monfreda *et al.*, 2008; Ramankutty *et al.*, 2000). Cette estimation paraît cohérente par rapport aux 1.4 - 1.5 milliards d'hectares de "terres arables" disponibles au niveau mondial (Leff *et al.*, 2004). A titre de comparaison la surface totale émergée et la surface utilisée en pâturage sont d'environ 15 et 2.8 milliards d'hectare respectivement à l'échelle du globe (Lal, 2016). Compte tenu des 700 000 tonnes de glyphosate achetées chaque année dans le monde, c'est donc l'équivalent d'environ 0,5 kg d'ingrédient actif qui est pulvérisé sur chaque hectare des sols les plus productifs de la planète.

III. LE GLYPHOSATE DANS L'ENVIRONNEMENT

L'utilisation massive de glyphosate depuis le milieu des années 1990 dans le monde est corrélée à la présence de la molécule dans l'environnement. Le glyphosate ou l'AMPA (acide aminométhylphosphonique, principal métabolite du glyphosate) sont mesurés dans les cours d'eau des bassins versants caractérisés par une forte activité agricole. Van Bruggen *et al.* (2018) ont compilé certaines études sur des analyses de glyphosate et d'AMPA dans des sols agricoles, dans l'eau des rivières, l'eau des nappes souterraines, et dans les sédiments. Notamment Aparicio *et al.* (2013); Lupi *et al.* (2015); Primost *et al.* (2017) ont mené des études à l'échelle du bassin versant en Argentine. Helander *et al.* (2012); Silva *et al.* (2019); Silva *et al.* (2018) ont réalisé des études similaires en Europe. Grandcoin *et al.* (2017) ont réalisé une synthèse des études sur la détection de l'AMPA dans les bassins versants agricoles et urbains. Aux États-Unis, l'étude de Battaglin *et al.* (2014) fait référence. Ils ont montré que la concentration en glyphosate pouvait atteindre $328 \mu\text{g.l}^{-1}$ dans les rivières des plaines américaines. Au Canada, Struger *et al.* (2015) ont mesuré des teneurs maximales de $41 \mu\text{g.l}^{-1}$ en Ontario. Au Québec, Montiel-León *et al.* (2019) ont mesuré des teneurs maximales de $3 \mu\text{g.l}^{-1}$. Le gouvernement du Québec a mis en place un réseau de stations d'échantillonnages de puits et de rivières prélevés régulièrement durant la saison estivale depuis l'année 2005 (Giroux, 2015; Giroux et Pelletier, 2012). Entre 2015 et 2017 le glyphosate a été détecté au-delà de la limite de détection (LDD) de $0.04 \mu\text{g.l}^{-1}$ dans 97,7 % des échantillons de rivières (Giroux, 2019) avec un maximum de $140 \mu\text{g.l}^{-1}$. Dans les mêmes échantillons, 79.7% des analyses d'AMPA ont des concentrations supérieures à la LDD de $0.2 \mu\text{g.l}^{-1}$. Les fréquences de détection du glyphosate et de l'AMPA dans les eaux de surface du Québec augmentent depuis 2005. Ces deux composés ne sont pas ou peu (moins de 5% des échantillons) détectés dans l'eau des puits (Giroux, 2015, 2019). Les teneurs mesurées ne dépassent pas le seuil du critère de vie aquatique chronique (CVAC) établi au Canada à $800 \mu\text{g.l}^{-1}$. La figure 1 montre

la corrélation pour entre la quantité de HBG vendus au Québec et la fréquence de détection du glyphosate et de l'AMPA dans les rivières de la province.

Figure 1. Les ventes des acides phosphoniques* pour l'agriculture au Québec publié par le Ministère de l'agriculture du Québec entre 1992 et 2017 (points noirs) et de la fréquence de détection** du glyphosate (triangles vides) et de l'AMPA (carrés vides) dans les stations de surveillance de la qualité des eaux de surfaces. Données compilées de (GIROUX, 2015, 2019 et MELCC, 2019). * Glyphosate sous forme de sel d'isopropylamine, sel de monoammonium, sel de potassium, sel de triméthylsulfonium. ** LDD du glyphosate = 0.04 µg/L ; LDD de l'AMPA = 0,2 µg/L



Le glyphosate est peu mesuré dans les ols contrairement à l'AMPA, son principal produit de dégradation.(Borggaard et Gimsing, 2008). Battaglin *et al.* (2014) indiquent des teneurs dans les sols agricoles aux États-Unis pouvant aller jusqu'à 0,34 µg.g⁻¹. Les valeurs de Silva *et al.* (2018) dans des sols cultivés pour la production de céréales en Europe sont de 0,5 µg.g⁻¹ au maximum. Les teneurs sont plus importantes en Argentine, où Aparicio *et al.* (2013) ont mesuré des teneurs jusqu'à 2,26 µg.g⁻¹. Plusieurs études ont montré la présence de glyphosate et d'AMPA dans les particules en suspension

dans l'air, y compris dans des grands centres urbains comme celui de Winnipeg au Manitoba (Farenhorst *et al.*, 2015). L'AMPA et le glyphosate sont également détectés dans les produits alimentaires (CFIA, 2016) comme dans les grains de soja RR et non RR d'après l'étude de Bøhn *et al.* (2014). Van Bruggen *et al.* (2018) reportent l'ensemble des produits alimentaires disponibles à la vente contenant du glyphosate ou de l'AMPA. Les études citées par ces auteurs concernent les graines de céréales et d'oléagineux, ainsi que le fourrage pour les animaux. En conséquence de la présence du glyphosate et de l'AMPA dans la nourriture végétale, ces composés sont retrouvés dans le lait ainsi que dans les déjections (urinaires et fécales) animales et humaines (Cuhra *et al.*, 2016).

Les conséquences environnementales de l'ubiquité de ces composés dans l'environnement sont de plus en plus documentées. Le glyphosate et l'AMPA impactent par exemple les processus physiologiques des plantes RR et non RR (Gomes *et al.*, 2014; Smedbol *et al.*, 2019; Zobiolo *et al.*, 2010). La présence de glyphosate peut modifier la structure de la communauté bactérienne de la rhizosphère (NewmanHoilett, *et al.*, 2016; NewmanLorenz, *et al.*, 2016), la structure de la communauté phytoplanktonique en eau douce (Smedbol *et al.*, 2018), et la présence de la macrofaune comme les vers de terre (Gaupp-Berghausen *et al.*, 2015; Wu *et al.*, 2015). Le nombre d'espèces de plantes ayant développé une résistance au glyphosate augmente dans les pays où les HBG sont les plus utilisés comme les Etats-Unis ou le Brésil (Beckie et Tardif, 2012; Duke, 2011; González-Torralva *et al.*, 2012; Heap, I, 2021; Heap, Ian et Duke, 2018). La problématique pour l'agriculture est telle que ces cas de résistance des mauvaises herbes aux herbicides (pour le glyphosate et pour les autres molécules actives) sont documentées et suivies en temps réel (www.weedscience.org, consulté le 30 août 2021). Les études épidémiologiques ont mené l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) à considérer le glyphosate comme un cancérigène probable pour les humains (IARC, 2015) malgré les réserves des agences canadiennes, américaines et européennes notamment (Portier *et al.*, 2016; Tarone, 2018). Les conclusions

différentes de ces institutions sont liés aux références utilisées et notamment la prise en compte ou non des études fournies par les industriels. L'AMPA ne fait pas l'objet d'une évaluation par ces mêmes agences en tant que métabolite secondaire de la molécule active herbicide.

IV. LE GLYPHOSATE ET LES PRATIQUES AGRICOLES

Actuellement la place du glyphosate en agriculture est paradoxale. D'une part le renouvellement des autorisations de pulvérisation de glyphosate fait l'objet de controverses de plus en plus vives en raison de la pression sociale comme le montre la réduction à 5 ans des prolongements d'autorisation en Europe depuis 2017. Le glyphosate n'est présentement autorisé en Europe que jusqu'à la fin de l'année 2022 (Carpentier et al., 2020). D'autre part l'utilisation des HBG paraît être un pivot incontournable pour de nombreux agriculteurs. Les raisons principalement avancées sont le coût compétitif, la flexibilité d'utilisation et l'efficacité du principe actif et la possibilité de pratiquer le semis direct (Danne et al., 2019). En Europe, le coût total (HBG, matériel et main d'œuvre) du traitement d'un hectare est estimé à moins de 10 € (14 \$ CAN) (Carpentier et al., 2020). L'utilisation des HBG est systématique au point que les taux d'applications déclarés par les producteurs sont minimisés : La somme des quantités appliquées de HBG que déclarent les agriculteurs est 30 % inférieure à la somme des quantités de HBG qu'ils ont acheté à l'échelle d'un pays. C'est le cas en Europe comme en France, Allemagne et Belgique (Böcker et al., 2018; Carpentier et al., 2020; Danne et al., 2019), aux Etats-Unis (Benbrook, 2016), et au Canada (Gorse et Rivard, 2013).

Les alternatives chimiques au glyphosate comme le terbuthylazine, le bromoxynil, le 2-4-D et dicamba ne sont pas satisfaisantes du point de vue environnemental ou

agronomique (Böcker et al., 2018). Le labour des sols pendant l'inter-culture est la solution la plus viable économiquement dans les pays où les cultivars RR ne sont pas autorisés. Böcker et al. (2018) parlent d'une perte de 1 à 2€ (1,5 à 3\$ CAN) par hectare en maïs ensilage pour des exploitations de plus de 150 ha et jusqu'à 10€/ha (15 \$ CAN) pour les plus petites exploitations en Allemagne. Carpentier et al. (2020) ont des résultats similaires avec une approche méthodologique différente en France. Ces deux études n'incluent pas les frais liés à l'adaptation du matériel et à la formation de la main d'œuvre. Enfin, au-delà du coût, la préconisation d'un labour généralisé est contradictoire avec les objectifs de stockage de carbone dans les sols agricoles. Le semis direct est préconisé pour permettre de reconstruire en partie le puit de carbone des sols agricoles (Goldstein et al., 2020; Minasny et al., 2017). D'après l'enquête auprès des agriculteurs en Allemagne de Danne et al. (2019), l'utilisation raisonnée de HBG et du travail des sols ainsi que la pratique de la rotation des cultures paraît être la stratégie de la plus envisagée par les producteurs pour limiter la dépendance de leur exploitation aux herbicides à base de glyphosate.

V. LE GLYPHOSATE ET LA MATIÈRE ORGANIQUE DANS LES SOLS

L'impact des pratiques agricoles sur le lessivage, la dégradation et l'adsorption/désorption du glyphosate et de l'AMPA doit être interprété en prenant en compte l'avancée des connaissances sur la dynamique de la matière organique dans les sols. Deux contraintes principales sont à considérer pour que les agrosystèmes stockent du carbone durablement, ce qui représente un des défis majeurs de l'agronomie dans le cadre de la transition écologique vers la durabilité des grandes cultures. La première est la contrainte stoechiométrique qui existe entre le carbone et l'azote (van Groenigen *et al.*, 2017). Le rapport C/N est en effet stable dans les sols à l'échelle planétaire autour de C/N=12. Cet équilibre est le résultat d'une proportion conservée à grande échelle de temps et d'espace entre un réservoir à C/N relativement haut (> 30) constitué par les

débris végétaux et la biomasse bactérienne ($C/N \approx 6-8$) et fongique ($C/N \approx 10$) (Kleber, M. *et al.*, 2007).

La seconde contrainte est la contrainte dynamique : La présence du carbone (et de l'azote) dans les sols est temporaire et ils retourneront *in-fine* dans l'atmosphère. La sequestration du carbone ou de l'azote par les sols passe par une augmentation de leur temps de séjour et non pas par l'augmentation seulement de la quantité ou du flux d'entrée dans le système de carbone dans le sol comme le laisse supposer les solutions préconisées par le GIEC : Une augmentation de l'entrée de carbone dans les sols par l'intégration des résidus ou l'utilisation de fertilisants organiques n'entraînera pas d'augmentation du stock de carbone dans les sols si celui-ci ressort à court terme et en grande quantité par l'érosion ou la respiration microbienne ou fongique.

Le modèle type « humification » considère une dégradation progressive des débris végétaux par les populations bactériennes et fongiques allant jusqu'à la synthèse de substances humiques considérés comme stables ou récalcitrantes à la dégradation en raison de leurs affinités avec les argiles et leurs aromaticités élevées. Cette conception de la dynamique de la matière organique est à la base des modèles Century ou Roth C, recommandés par le GIEC pour les calculs de séquestrations de carbone à moyen et long termes (IPCC, 2006). Ce modèle respecte la contrainte stoechiométrique et dynamique : Les substances humiques constituent à la fois le réservoir à C/N élevé et celui à long temps de séjour en raison de sa récalcitrance. Ce réservoir augmente « automatiquement » avec l'entrée de carbone dans le système. Pour répondre aux contraintes stoechiométriques et dynamiques, le réservoir à C/N bas et faible temps de séjour est constitué à la fois par la matière organique dite « labile » (riche en azote donc attractive pour les micro-organismes) et de la biomasse bactérienne et fongique elle-même. Or, un nouveau modèle est apparu à la fin des années 1990 avec l'analyse de la qualité de la matière organique issue des 1% de la production primaire nette qui rejoint le système aquatique annuellement sous forme particulière, dissoute ou associée à une

phase minérale) (Ludwig *et al.*, 1996). Hedges et Keil (1999) ont observé que lorsque cette matière organique est associée à une phase minérale, le C/N est plus bas que la phase libre (non associée). L'analyse de la matière organique exclusivement terrigène par les biomarqueurs de la lignine (rapport acide /aldéhyde des vanillines notamment) montrent que parmi la phase libre, la fraction plus fine est plus âgée (plus dégradée) que la plus grossière (type matière organique particulaire). Ces observations en milieu estuarien ou en rivières ont amené Hedges et Keil (1999) à proposer un modèle diagénétique de la matière organique dans les sols appelé modèle de partition. Certains auteurs qui incrémentent ce modèle le considèrent comme un nouveau paradigme pour la compréhension de la dynamique du carbone organique dans les sols puisqu'il redéfinit la notion de complexe argilo-humique (Kleber, M. *et al.*, 2007; Lehmann et Kleber, 2015; Pastorelli *et al.*, 2013). Lehmann et Kleber (2015) ont proposé une synthèse dans leur présentation du SCM (*Soil Continuum Model*) : Les molécules organiques synthétisés par photosynthèse (cellulose, hémicellulose, lignine, diverses protéines, pectine, cutine, subérine, ou tanins) peuvent se lier à la phase minérale du sol. Kleber, M. *et al.* (2014) parlent d'une "zone de contact" avec des liaisons électriques fortes entre les groupes fonctionnels des molécules organiques et les argiles ou les oxydes métalliques. Le groupe ammonium est chargé positivement au pH des sols et serait particulièrement concerné ce qui expliquerait le C/N relativement bas des complexes argiles + matière organique mesurés dans le milieu aquatique (Hedges et Keil, 1999). Toujours selon Kleber, M. *et al.* (2007), cette "amorce" de molécules amphiphiles avec des chaînes apolaires plus ou moins longues sert de base pour la formation d'une "zone hydrophobe". C'est un enchevêtrement de molécules aliphatiques (protéines dépliées, glycoprotéines, subérine par exemple) et de composés aromatiques (lignine, tanins, etc) assemblés par des liaisons électroniques relativement faibles. Ces molécules sont issues en grande partie de la dégradation des racines des plantes (Kätterer *et al.*, 2011; Rumpel *et al.*, 2018) et dans un sol non perturbé, elles s'accumulent autour d'un ancrage sur des particules argileuses (Cotrufo *et al.*, 2013). Cette structure peut prendre du volume et de l'âge dans un sol non perturbé. Cette

“supramolécule” (Piccolo, 2001) est à l’origine de la confusion avec la “super molécule” que sont les acides humiques dont la formation par condensation de polymères découpés par les microorganismes est difficile à valider d’un point de vue thermodynamique. Cette molécule peut être protégée au sein d’agrégats (qui l’isole physiquement) ou être en contact avec l’eau du sol. Dans ce dernier cas, il y a une “zone cinétique” (Kleber, M. *et al.*, 2007) où l’activité microbienne peut se concentrer à la recherche notamment d’azote ou d’autres nutriments “libérés” de la supra-molécule via l’activité enzymatique. Les enzymes découpent les macromolécules complexes. Des fragments de molécules plus polaires, donc plus solubles (de toute nature) sont alors disponibles pour les micro-organismes ou les plantes. Ce concept est en accord avec la qualité de la matière organique dans les agrégats (C/N et aromaticité de la matière organique) et avec le fait qu’il n’existe pas de matière organique “stable” par nature car toutes les formes moléculaires peuvent être dégradées par l’activité enzymatique en fonction du milieu et des besoins (Lehmann et Kleber, 2015). Hedges et Keil (1999) considèrent même qu’elles doivent être dégradées puisque les microorganismes ne peuvent pas utiliser des molécules plus grandes que l’équivalent d’une triose (chaîne de 3 atomes de carbone), ce qui est rare dans le sol.

Contrairement au modèle par humification, le réservoir de matière organique à C/N élevé issu de la dégradation des débris végétaux ne correspond pas à celui à temps de séjour élevé. Si la contrainte stoechiométrique est validée avec la co-existence du réservoir issu des débris végétaux et celui de la biomasse bactérienne et fongique, la contrainte dynamique peut être validée par la notion de points chauds (*hot spots*) et de moments forts (*hot moments*) (Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015) : L’activité microbienne est associée à la rhizosphère et/ou à la détritosphère au rythme du renouvellement des micros racines dans un sol bien aéré et structuré: Les bactéries et champignons profitent des exsudats racinaires labiles des plantes pour lancer leur activité (“*priming effect*”) (Kuzyakov *et al.*, 2000). Cette activité peut se poursuivre par la production d’enzymes extracellulaires qui dégradent la détritosphère ou la zone

hydrophobe organique environnante. Les glycoprotéines type glomaline ou des lipides peuvent protéger physiquement d'autres zones d'accumulations. Ces moments forts se déplacent suivant l'architecture racinaire au long de la saison de culture. Ainsi Kleber, M (2010) parle d'un système logistique à propos des flux de matière organique qui vise à minimiser les pertes, allant dans le sens de Fowler *et al.* (2013) : L'azote étant le facteur limitant pour l'écosystème terrestre, les plantes comme les microorganismes ont évolué de manière à faire des réserves d'azote. La contrainte dynamique serait donc validée si les endroits du sol où l'activité biologique est importante (temps de séjour du carbone bas) sont compensés par des endroits à faible activité biologique, voir en dormance. Ces endroits sont distribués suivant un gradient de profondeur dans le sols, la surface étant caractérisée par une plus forte activité biologique qu'en profondeur. Les facteurs impactant la distribution dans le temps et l'espace de ces microenvironnements sont mal connus alors qu'ils sont à la base du stockage du carbone dans les sols (là où la racine a été, n'est plus, mais peut y revenir).

VI. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE RECHERCHE

L'objectif général de cette thèse est d'étudier l'impact des pratiques agricoles sur la persistance du glyphosate dans les sols en grandes cultures au Québec en fonction des diverses pratiques agricoles. La stratégie de recherche est de débiter l'échantillonnage d'un dispositif expérimental en split-split-plot implanté depuis 7 ans (en 2008) au CEROM. L'expérience en plein champ est compatible avec les pratiques agricoles courantes au Québec. Le choix des dates de l'ensemble des opérations est laissé aux experts de terrain en fonction des conditions climatiques favorables au labour, aux pulvérisations et de la pression des adventices, pour refléter la réalité agronomique et faciliter la diffusion des résultats aux agriculteurs.

Dans le chapitre 1, il est proposé d'évaluer dans quelles mesures le glyphosate peut s'accumuler à long terme dans un sol agricole soumis à des combinaisons de pratiques

culturelles. Les hypothèses testées sont que i) le glyphosate persiste entre les applications de HBG d'une saison de culture à l'autre, ii) le glyphosate s'accumule dans les sols années après années et iii) les pratiques culturelles impactent la persistance ou l'accumulation à long terme du glyphosate dans les sols agricoles. L'expérience est un suivi sur 3 ans (2015-2017) dans les parcelles d'une rotation de culture maïs-soja-blé, cultivée en labour et semis direct selon trois méthodes de fertilisation (minérale, organique, sans apport). L'échantillonnage est réalisé au printemps, dans la période des semis, avant chaque nouvelle application de HBG dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. L'échantillonnage de 2015 est réalisé 398 jours après la dernière application de HBG, celui de 2016 est réalisé 350 jours après la dernière application de HBG et celui de 2017 est réalisé 150 jours après ma dernière application de HBG. Les bilans molaires de glyphosate et d'AMPA à l'hectare sont comparés à la quantité de glyphosate appliquée au précédent traitement de HBG et testé en fonction des combinaisons des pratiques agricoles. Le risque d'accumulation à long terme est évalué par l'évolution des teneurs au cours des 3 saisons de cultures et l'estimation de la mobilité du glyphosate vers l'horizon 20-40 cm.

Dans le chapitre 2, il est étudié comment les pratiques agricoles peuvent impacter la qualité de la fraction minérale fine. Les parcelles étudiées sont les mêmes que dans le chapitre 1 et les analyses, sur la campagne d'échantillonnage de 2015 seulement. Les hypothèses testées dans cette étude sont que i) les pratiques culturelles altèrent la fraction minérale à moyen terme (5-10 ans) et l'abondance relative des phyllosilicates secondaires en particulier et ii) la qualité de fraction minérale est liée à la stabilisation de la MOS. Les abondances relatives des minéraux primaires (quartz, hornblende, augite, albite, microcline, calcite, dolomite, pyrite, gypse) et des minéraux secondaires comme les phyllosilicates de la famille des illites, des smectites (montmorillonite), des vermiculites, des chlorites (clinochlores) et des kaolinites sont évaluées en fonction des pratiques agricoles. Ces indicateurs sont mis en lien avec des marqueurs de l'état de dégradation de la MOS par l'analyse des composés phénoliques dérivés de la lignine

et des indicateurs de la structure du sol par l'analyse du diamètre pondéré des agrégats en tamisage humide. Les argiles jouant un rôle fondamental dans les processus d'adsorption/désorption dans les sols, le lien avec la persistance du glyphosate et de l'AMPA du chapitre 1 est discuté.

Enfin dans le chapitre 3 est étudié comment les pratiques agricoles peuvent impacter la diversité des traits fonctionnels de la communauté bactérienne des sols. Les parcelles étudiées sont issues de la campagne de 2015. Elles comprennent les échantillons des chapitres 1 et 2 et ceux des parcelles de la rotation maïs en continu et maïs-soja-blé-foin-foin-foin ont été ajoutées. Les hypothèses testées sont que i) le continuum oligotrophe-copiotrophe décrit une partie de l'écologie bactérienne dans des sols agricoles, ii) les pratiques agricoles ou des combinaisons de pratiques agricoles impactent l'oligotrophisation ou la copiotrophisation des sols agricoles et iii) ces processus sont liés à la quantité de carbone dans les sols. Le fait que ces milieux sont impactés d'une part par les conditions pédoclimatiques générales et d'autre part par les pratiques agricoles rythmées par les saisons de cultures constitue une difficulté méthodologique majeure. Un dispositif expérimental en milieu non contrôlé et établi sur une longue-durée est donc utilisé. Cette stratégie de recherche apparaît la plus adaptée pour considérer que l'effet du climat et de ses variations interannuelles sur l'ensemble des caractéristiques biogéochimiques du sol est intégré par la communauté bactérienne et permet l'interprétation de l'effet des pratiques agricoles. La communauté bactérienne décrite à l'échelle du phylum par les outils de la métagénomique est utilisée pour la construction des indicateurs de la diversité structurale et du continuum oligotrophe-copiotrophe. Ces indicateurs sont liés aux effets des traitements agricoles et au SOC mesuré ou calculé. L'impact des pratiques agricoles sur la structure de la communauté bactérienne en lien avec la dégradation du glyphosate et de l'AMPA étudiée au chapitre 1 est ainsi mis en perspective.

L'article sera soumis dans sa version en anglais pour publication dans la revue Geoderma.

CHAPITRE I

IMPACT DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA PSEUDO-PERSISTANCE, LA MOBILITÉ, ET LA DÉGRADATION PLURIANNUELLES DU GLYPHOSATE ET DE SON PRODUIT DE DÉGRADATION (AMPA) DANS UN GLEYSOL AU QUÉBEC.

Stéphane Petit¹, Marc Lucotte¹, Gilles Tremblay²

¹Université du Québec à Montréal, Institut des Sciences de l'Environnement, Chaire de recherche du GEOTOP, CP 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, QC, H3C3P8, Canada

²Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ), Direction régionale de la Montérégie-Est, 1355 Rue Daniel - Johnson O bureau 3300, Saint-Hyacinthe, QC, J2S 8W7, Canada

1.1 Résumé

Dans cette étude, il est évalué la persistance du glyphosate entre les saisons culturales dans un gleysol agricole au Québec, Canada. L'expérience est réalisée sur 3 ans dans des parcelles long terme cultivées suivant un cycle de rotation maïs-soja-blé et des combinaisons de techniques de fertilisation (fertilisation minérale, fertilisation organique, sans fertilisation) et de travail du sol (labour et semis direct). Les périodes entre les applications de glyphosate représentent 250, 326 et 398 jours. L'échantillonnage de sol à 0-20 cm et 20-40 cm est réalisé juste avant chaque nouvelle application d'herbicide. Le glyphosate n'est détecté dans aucun échantillon. Son principal produit de dégradation, l'acide méthylaminophosphonique (AMPA) est quantifiable dans environ la moitié des échantillons. La fréquence de détection est supérieure dans les parcelles labourées par rapport au semis direct. Les teneurs sont comprises entre 0,09 et 0,46 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Le bilan molaire à l'hectare sur les 40 premiers cm a montré que la quantité de glyphosate présente sous la forme d'AMPA dans les sols peut dépasser la quantité de glyphosate appliquée lors la saison précédente (10,54 ou 5,27 mol de glyphosate.ha⁻¹). L'effet cumulatif des applications de glyphosate sur les teneurs en AMPA au cours des 3 années de suivi n'est cependant pas démontré. L'effet du travail du sol sur la persistance de l'AMPA est significatif en 2015 et 2016 avec des teneurs en AMPA supérieures dans les parcelles labourées. La persistance de l'AMPA est plus élevée notamment pour les combinaisons de pratiques labour-fertilisation minérale et labour-sans fertilisation. Notre hypothèse explicative est que le labour modifie des paramètres liés à la structure du sol ou à la composition structurale ou fonctionnelle de la communauté bactérienne qui ralentit les processus de dégradation et de lessivage du glyphosate et de l'AMPA.

Mots-clés : glyphosate – acide méthylaminophosphonique – persistance – labour-gleysol

Abstract

Multi-year persistence, mobility, and degradation of glyphosate and its degradation product (AMPA) in a gleysol in Quebec.

This study evaluates the persistence of glyphosate over 3 growing seasons in agricultural soils (gleysol) in Québec, Canada. The experiment was carried out in long established plots following a corn-soybean-wheat rotation cycle with various combinations of N-fertilization (mineral N-fertilization, organic N-fertilization, without fertilization) and tillage techniques (conventional tillage and no-till). The periods between glyphosate applications were 250, 326, and 398 days. Soil sampling was carried out at 0-20 cm and 20-40 cm just before each new application of herbicide. Glyphosate was not detected in any sample. Its main degradation product, aminomethylphosphonic acid (AMPA) was found and quantified in approximately 50 % of samples. Detection frequency was higher for conventional tillage compared to no-till. Concentrations were between 0.09 and 0.46 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The molar balance per hectare over the first 40 cm showed that the amount of glyphosate present in the form of AMPA in the soils sometimes exceeds the amount of glyphosate applied during the previous season (10.54 or 5.27 mol glyphosate.ha⁻¹). The cumulative effect of glyphosate applications on AMPA levels over the 3 years, however, has not been demonstrated. The effect of conventional tillage on the persistence of AMPA is significant in 2 out of 3 years. The persistence of AMPA was higher for combinations of conventional tillage/mineral N-fertilization and conventional tillage/without fertilization practices. We hypothesize that conventional tillage can modify parameters related to the soil structure or to the structural or functional composition of the bacterial community which could impact degradation and leaching of glyphosate and AMPA.

Keywords: glyphosate - Aminomethylphosphonic acid – persistence – tillage - gleysol

1.2 Introduction

Les herbicides foliaires non sélectifs à base de glyphosate (HBG) sont les plus utilisés dans le monde depuis le milieu des années 1990 (Myers *et al.*, 2016). Ce succès est d'abord dû à l'efficacité de la molécule active (N-phosphonométhylglycine) puis à la commercialisation des cultivars de coton, maïs et soja de type Roundup Ready® (RR) qui ont été génétiquement modifiés pour tolérer le glyphosate (Duke *et al.*, 2012; Duke et Powles, 2008). Cette innovation majeure facilite la logistique de la lutte contre les adventices et favorise la pratique du semis direct, préconisée notamment pour la conservation de la matière organique dans les sols agricoles (IPCC, 2018). Ces dernières années, l'utilisation des HBG est également soutenue par l'augmentation des taux d'application à l'hectare en raison des cas de plus en plus nombreux de résistances d'adventices à l'ingrédient actif, le glyphosate (Cuhra *et al.*, 2016).

Les cultivars RR sont autorisés depuis 1999 au Canada (Gorse et Rivard, 2011). Au Québec, la quantité de HBG achetée par le secteur agricole augmente alors d'un facteur 5 en quelques années pour atteindre près de 1 900 tonnes de matière active en 2014 (MELCC, 2019). Depuis 2014 le chiffre stagne autour de 1500 tonnes/an, ce qui représente entre 1 et 3% de ce qui est utilisé en Argentine, au Brésil ou aux USA (Aparicio *et al.*, 2013; Benbrook, 2016). Environ 25 000 tonnes de glyphosate ont été pulvérisées dans les sols agricoles du Québec entre 1999 et 2019 (Giroux, 2015, 2019; MELCC, 2019). Ces sols sont essentiellement les 800 000 ha situés dans les basses terres du Saint-Laurent (à moins de 150 km des villes de Montréal et Québec) cultivés pour le maïs (*Zea mays L.*) et le soja (*Glycine max (L.) Merr.*) en majorité de type RR (Hébert *et al.*, 2019).

Le glyphosate est considéré comme un cancérigène probable pour les humains par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS);(IARC, 2015) a contrario des agences canadiennes, américaines et européennes notamment (Portier *et al.*, 2016; Tarone,

2018). Le suivi des concentrations de glyphosate dans le milieu aquatique est un enjeu environnemental majeur pour préserver les ressources en eau potable (Myers *et al.*, 2016) et les écosystèmes aquatiques (Hénault-Ethier *et al.*, 2017; Smedbol *et al.*, 2018; Van Bruggen *et al.*, 2018) particulièrement dans les zones agricoles proches des bassins de populations. Le gouvernement du Québec a donc mis en place un réseau de stations d'échantillonnage de puits et de rivières prélevées régulièrement durant la saison estivale depuis l'année 2005 (Giroux, 2015; Giroux et Pelletier, 2012). Entre 2015 et 2017 le glyphosate a été détecté au-delà de la limite de détection (LDD) de $0,04 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans 97,7 % des échantillons de rivières (Giroux, 2019) avec un maximum de $140 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Dans les mêmes échantillons, 79,7% des analyses d'AMPA (acide aminométhylphosphonique, principal métabolite du glyphosate) ont des concentrations supérieures à la LDD de $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Les fréquences de détection du glyphosate et de l'AMPA dans l'eau de surface augmentent depuis 2005 alors qu'ils ne sont pas ou peu (moins de 5% des échantillons) détectés dans l'eau des puits (Giroux, 2015, 2019).

Les teneurs en glyphosate et en AMPA mesurées dans les rivières du Québec (Montiel-León *et al.*, 2019) comme ailleurs au Canada (Struger *et al.*, 2015) et dans le monde (Battaglin *et al.*, 2014; Botta *et al.*, 2009; Van Bruggen *et al.*, 2018) sont liées à l'interaction du lessivage, de la dégradation et de l'adsorption-désorption de ces deux molécules dans les sols. Ces processus sont liés au pH du sol, à la présence des oxydes métalliques (Borggaard et Gimsing, 2008; Borggaard *et al.*, 2005), à la teneur en phosphate dans le sol (Laitinen *et al.*, 2009), à la teneur en eau dans le sol (Candela *et al.*, 2010), à la diversité microbienne et la qualité de la matière organique (Aslam *et al.*, 2013; Erban *et al.*, 2018). Ces paramètres sont eux-mêmes impactés à différentes échelles de temps par des variations pédoclimatiques interannuelles (Helander *et al.*, 2012; Laitinen et Siimes, 2007) et les combinaisons de pratiques agricoles (Alleto *et al.*, 2010; Okada *et al.*, 2016). La demi-vie dans les sols ($DT_{50_{\text{sol}}}$) est le principal indicateur intégrateur de l'interaction de ces processus (Samuel *et al.*, 2012). Au Québec, la valeur retenue pour le calcul de l'Indice de Risque Environnemental (IRE)

pour le glyphosate est de 13,7 jours calculés en milieu contrôlé. En tant que produit de dégradation il n'y a pas de valeur de $DT_{50_{sol}}$ attribuée pour l'AMPA (PMRA, 2015). Les valeurs dans la littérature vont de 1 à 197 jours pour le glyphosate et de 23 à 958 jours pour l'AMPA (Bento *et al.*, 2019; Bento *et al.*, 2016; Bergström *et al.*, 2011). Okada *et al.* (2017) montrent ainsi la possibilité que l'AMPA persiste entre les applications de HBG entraînant un risque d'accumulation à long terme. Les résultats de Hénault-Ethier *et al.* (2017) dans une étude au Québec vont dans ce sens. Le risque de persistance du glyphosate et de l'AMPA dans les sols agricoles est important pour la gestion de la ressource en eau à long terme (Ghosh et Ray, 2016), pour la préservation de certaines fonctions biologiques des sols (Gaupp-Berghausen *et al.*, 2015) et pour assurer la bonne croissance des cultures y compris les cultures RR (Marchiosi *et al.*, 2009).

Dans cette étude, il est proposé d'évaluer dans quelles mesures le glyphosate peut s'accumuler à long terme dans un sol agricole soumis à des combinaisons de pratiques culturales. Les hypothèses testées sont que i) le glyphosate persiste entre les applications de HBG d'une saison de culture à l'autre, ii) le glyphosate s'accumule dans les sols années après années et iii) le travail du sol ou le labour ont un effet sur la persistance ou l'accumulation à long terme du glyphosate dans les sols agricoles. L'expérience en plein champ se déroule pendant les 3 ans d'une rotation de culture maïs-soja-blé où les techniques de travail du sol et de fertilisation sont compatibles avec les pratiques agricoles courantes au Québec. Les taux d'application de HBG ne sont pas imposés : Le choix des dates d'application et des quantités pulvérisées est laissé aux experts de terrain en fonction des conditions climatiques favorables aux pulvérisations et de la pression des adventices, pour refléter la réalité de l'utilisation des herbicides. Les teneurs en glyphosate et en AMPA sont mesurées avant chaque nouvelle application de HBG dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. Le bilan molaire à l'hectare est comparé à la quantité de glyphosate appliquée au précédent traitement de HBG et testé en fonction des combinaisons de pratiques agricoles. Le risque

d'accumulation à long terme est évalué par l'évolution des teneurs au cours des 3 saisons de cultures et l'estimation de la mobilité du glyphosate vers l'horizon 20-40 cm.

1.3 Matériel et méthodes

1.3.1 Site d'étude et traitements

L'étude a été réalisée au Centre de recherche sur les grains (CEROM, 45° 58' N, 73°24' W) en Montérégie-Est au Québec, Canada. Le climat est de type continental humide (Dfb) suivant la classification de Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007) avec des précipitations annuelles d'environ 1000 mm et une température moyenne annuelle de 5,3°C (Carrier *et al.*, 2013). Le sol est un gleysol argileux (série Saint Urbain) dont l'horizon Ap est composé d'environ 70 % de particules silto-argileuse sur un épais lit d'argiles fines (Martin et Nolin, 1991). Le pH à l'eau de $7,09 \pm 0,2$. La topographie est <1 %.

Le dispositif expérimental a été mis en place en 2008. Avant son implantation, le sol avait été soumis aux cultures successives de maïs-soja-maïs-maïs-soja entre 2003 et 2007 traitées aux HBG. Un labour général avant l'expérience a été réalisé à 20 cm en novembre 2007. Le dispositif expérimental est de type split-plot et comprend 2 traitements de travail du sol, le labour (L) et le semis direct (D), et 3 traitements de fertilisation : La fertilisation minérale (M), organique (O) et sans fertilisation (A). Les parcelles sont traitées avec un cycle de culture de 3 ans maïs-soja-blé (rotation R1). L'essai porte donc sur 6 traitements (L R1 M, L R1 O, L R1 A, D R1 M, D R1 O et D R1 A) répliqués 3 fois, soit 18 parcelles suivies pendant 3 ans (2015, 2016, 2017). L'année de la mise en place du dispositif expérimental (2008) a été cultivée en maïs. Les résidus des cultures précédentes étaient laissés en place après les récoltes. Les parcelles étaient réparties en 3 blocs de répétitions divisés en 2 sous blocs où les

variantes du facteur principal sont affectées au hasard. Les sous blocs étaient divisés en 3 parcelles elles-mêmes disposées de façon aléatoire. Les parcelles mesurent 6m de large et 20m de long.

Pour les parcelles avec travail du sol, le labour est réalisé à 20 cm de profondeur à l'automne complété par un passage de herse ou de disques (< 5 cm) avant le semis dès que les conditions météorologiques le permettent (de fin mai à début juin). La fertilisation minérale est de 170 kg.ha⁻¹ d'azote pour les années cultivées en maïs (2008, 2011, 2014) et 50 kg.ha⁻¹ pour le blé (2010, 2013). Il n'y a pas d'apport de fertilisant pour le soja (2009, 2012, et l'année d'échantillonnage 2015). La méthode de fertilisation est récurrente depuis 2008. Pour le maïs, la fertilisation minérale N-P-K en kg.ha⁻¹ est de 120-0-0 au moment du semis et 50-0-0 appliquée en bande entre les rangs autour du stade de la 6^{ème} feuille. Pour le blé, la fertilisation totale est de 90-0-0, répartie en deux moitiés égales au moment du semis et au moment du tallage des plants. La fertilisation organique consiste en du lisier de porc ou du fumier de poulet appliqué en 2009, 2010, 2012 et 2016 à un taux qui suit les recommandations règlementaires (45 m³.ha⁻¹). Le site est naturellement suffisamment riche en potassium et phosphate assimilable (P Melhich III >100 kg/ha) pour que les compléments ne soient pas nécessaires d'après les recommandations du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ, 2003). Les applications de HBG (sel de potassium de glyphosate Factor 540[®] avec 540 g d'ingédient actif.L⁻¹) ont été réalisées sur les cultures de maïs et de soja RR à la rampe pneumatique les jours où les conditions météorologiques le permettaient. Les taux d'applications de HBG étaient de 3.33 L.ha⁻¹ (1,79 kg de matière active /ha) en 2014 et 1.67 L.ha⁻¹ (0,67 kg de matière active.ha⁻¹) en 2015 et 2016. Les dates d'applications et les dates des échantillonnages sont précisées dans le tableau 1. En 2014 et 2015, le glyphosate a été appliqué en fin de printemps. En 2016, le glyphosate a été exceptionnellement appliquée en fin de saison de culture, après la moisson du blé en raison de la pression des adventices.

Tableau 1. Total des précipitations et moyennes des températures 15 jours avant et 15 jours après les applications de HBG en 2014, 2015, 2016 et 2017. Total des précipitations (pluie ou neige) entre la date d'application des HBG et l'échantillonnage l'année suivante.

| Année | Culture | Date échantillonnage (JJ/MM/AAA) | Date d'application de HBG (JJ/MM/AAA) | Total des précipitations (mm) / moyenne T° (°C) 15 jours après application de HBG | Total des précipitations (mm) / moyenne T° (°C) 15 jours avant application de HBG | Nombre de jours entre la dernière application de HBG et l'échantillonnage / Total des précipitations (mm) pendant cette période |
|-------|---------|----------------------------------|---------------------------------------|---|---|---|
| 2014 | Maïs | <i>non applicable</i> | 12/05/2014 ^a | 70 / 16,4 | 27 / 10,9 | |
| 2015 | Soja | 18/06/2015 | 19/06/2015 ^b | 55,4 / 18 | 89 / 17,8 | 398 j / 1166 |
| 2016 | Blé | 10/05/2016 | 27/08/2016 ^b | 43 / 18,4 | 155* / 19,3 | 326 j / 973 |
| 2017 | Maïs | 04/05/2017 | 17/05/2017 ^a | 48 / 17,5 | 72 / 18,4 | 250 j / 865 |

Note : Les données sont issues de la station n° 7027361 située à Sainte-Hyacinthe (45°34' N ; 72°55' O) à 15km du site d'échantillonnage.

(*) : Les précipitations sont essentiellement dues à deux évènements de plus de 60 mm chacun les 13 et 16 Août 2016.

^a : Taux d'application HBG 3.33 L/ha (1,79 kg de matière active.ha⁻¹).

^b : Taux d'application HBG 1.67 L/ha (0,67 kg de matière active.ha⁻¹).

HBG : Herbicide à base de glyphosate

1.3.2 Échantillonnage des sols

L'échantillonnage a été réalisé dans un inter-rang situé au milieu de la parcelle pour éviter les effets de bordure. Les prélèvements de sol ont été effectués avec une tarière manuelle de 7 cm de diamètre à 0-20 cm et 20-40 cm. Les campagnes d'échantillonnage ont eu lieu les 18 juin 2015, 10 mai 2016 et 4 mai 2017 (tableau 1) soit respectivement 398 jours, 326 jours, et 250 jours après la précédente application de HBG. L'étude porte donc sur 36 échantillons par année (6 parcelles échantillonnées

sur 2 profondeurs en 3 réplicats) sur 3 ans, soit 108 au total. Les sols ont été congelés à -18°C le jour du prélèvement jusqu'à leur lyophilisation avant les analyses.

1.3.3 Analyses de carbone organique

Le carbone organique total (C_{org}) a été déterminé avec un analyseur élémentaire Carlo Erba NA-1500 (Thermo Scientific) après fumigation aux vapeurs d'acide chlorhydrique pour limiter les traces de carbonates. La reproductibilité des mesures est de $\pm 0,1$ mg de C_{org} .g⁻¹de sol sec.

1.3.4 Analyse des teneurs en glyphosate et AMPA dans les sols

La méthode utilisée pour les analyses de glyphosate et d'AMPA est adaptée d'Alferness et Iwata (1994). Environ 5 g de sol lyophilisé, finement broyé et homogénéisé, ont été sous-échantillonnés et extraits avec 40 mL d'une solution alcaline de NH_4OH (0.25M) tamponnée avec du KH_2PO_4 à (0,1M). Les échantillons ont été placés 30 mn sur un mélangeur rotatif réglé à 200 tours.min⁻¹ et centrifugés 15 mn à 3500 tours.min⁻¹. L'extrait est filtré (filtre en Nylon $\leq 0,22$ μm) et 20 μL sont prélevés et séchés sous flux de N_2 . Un mélange de 0,5 mL de trifluoroéthanol et 1 mL d'anhydride trifluoroacétique est utilisé pour la dérivation sur une plaque chauffante à 100°C pendant 3 heures avant d'être séchés sous flux de N_2 . Les échantillons sont dilués dans 1 mL d'acétate d'isopropyle et injecté (0,5 μL) dans un chromatographe à phase gazeuse CP 3800 (Varian) couplé avec un détecteur à capture d'électron (GC-ECD) tel que décrit dans Smedbol *et al.* (2019). L'injecteur et le détecteur sont maintenus à 280°C et 300°C respectivement. Le gaz utilisé est de l'hydrogène à un flux de 1,4 mL.min⁻¹. La température du four est programmée à une température initiale de 70°C maintenue pendant 1 min, pour être portée à $6^{\circ}\text{C min}^{-1}$ jusqu'à 100°C maintenues pendant 6 min, puis 130°C à $2^{\circ}\text{C min}^{-1}$ et enfin à 250°C à $60^{\circ}\text{C min}^{-1}$ maintenues pendant 8 min. Pour tenir compte de l'effet de matrice observé lors des essais de validation du protocole, les standards de travail sont préparés dans

un extrait de sol non cultivé prélevé à proximité immédiate du site expérimental (500 m). La limite de détection (LOD) et limite de quantification (LOQ) pour l'AMPA sont de $0,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ respectivement et pour le glyphosate de $0,015 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et $0,045 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ respectivement. Les rendements d'extraction sont de $71,74 \% \pm 7,78$ ($n = 12$) pour l'AMPA et $90,10 \% \pm 4,41$ ($n = 12$) pour le glyphosate.

1.3.5 Traitement des données

Un bilan molaire à l'hectare du glyphosate et de l'AMPA a été réalisé pour situer les teneurs mesurées exprimées en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sol sec par rapport à l'historique des quantités appliquées dans les parcelles. Les quantités sont exprimées en moles d'équivalent glyphosate pour l'horizon 0-20 cm $(\text{Gly}_{\text{eq/ha}})^{0-20}$, pour l'horizon 20-40 cm $(\text{Gly}_{\text{eq/ha}})^{20-40}$ et pour la somme des deux horizons $(\text{Gly}_{\text{eq/ha}})^{\text{tot}} = (\text{Gly}_{\text{eq/ha}})^{0-20} + (\text{Gly}_{\text{eq/ha}})^{20-40}$. La quantité de glyphosate et d'AMPA en moles sur un horizon $(\text{Gly}_{\text{eq/ha}})^{\text{h}}$ est calculée pour chaque échantillon suivant la formule :

$$(\text{Gly}_{\text{eq/ha}})^{\text{h}} = ([\text{Gly}] * M_{\text{Gly}} + [\text{AMPA}] * M_{\text{AMPA}}) * V^{\text{h}} * \rho^{\text{h}}$$

Avec :

$[\text{Gly}]$, $[\text{AMPA}]$ = poids de glyphosate et AMPA respectivement par unité de poids de sol sec

M_{Gly} et M_{AMPA} = masse molaire du glyphosate et de l'AMPA respectivement

V^{h} = volume de sol de l'horizon « h » échantillonné sur 1 ha

ρ^{h} = densité de sol apparente de l'horizon échantillonné. Le ρ^{h} est calculé à partir du carbone organique total mesuré dans l'échantillon suivant la formule utilisée dans Kämpf *et al.* (2016) :

$$\rho^h = 100 / ((OM/0,244) + (100-OM)/1,64)$$

Avec OM représentant la fraction de matière organique et calculée à partir de la teneur en carbone organique (C_{org}) suivant la formule $OM = 1,72 \times C_{org}$ (Kämpf *et al.*, 2016). La moyenne de la densité apparente calculée avec cette méthode est de $1,37 \pm 0,04$ pour l'horizon 0-20 cm et $1,45 \pm 0,06$ pour l'horizon 20-40 cm. Ces valeurs sont conformes aux recommandations faites pour le calcul des modèles prédictifs de teneurs de pesticides (Silva *et al.*, 2019).

La proportion relative de moles d'équivalent glyphosate à l'hectare dans l'horizon 20-40 cm par rapport à l'horizon 0-20 cm est calculée pour chaque échantillon par la formule suivante :

$$I_p = 100 * (Gly_{eq/ha})^{20-40} / ((Gly_{eq/ha})^{20-40} + (Gly_{eq/ha})^{0-20})$$

Avec I_p : Indice de profondeur. Si la quantité d'équivalent glyphosate à l'hectare dans les 40 premiers centimètres du sol est également répartie entre l'horizon 0-20 cm et l'horizon 20-40 cm, l'indice sera égal à 50. Si $0 < I_p < 50$, la quantité d'équivalent glyphosate à l'hectare est plus présente dans l'horizon 0-20 cm que 20-40 cm. Si $50 < I_p < 100$, la quantité d'équivalent glyphosate à l'hectare est plus présente dans l'horizon 20-40 cm que 0-20 cm.

1.3.6 Analyses statistiques

L'effet des pratiques agricoles sur les moyennes de $(Gly_{eq/ha})^{0-20}$, $(Gly_{eq/ha})^{20-40}$, $(Gly_{eq/ha})^{tot}$ et I_p est testé par un test de Student ($\alpha < 0,05$) pour chaque année d'échantillonnage. Les effets des combinaisons de traitements, de la fertilisation et du travail du sol sur ces mêmes valeurs sont testés avec une analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$. Les données sont préalablement transformées par une fonction logarithme (log) pour rencontrer les conditions de

normalité. Pour les mesures inférieures à la LOD, les valeurs correspondantes à la moitié de celles-ci ont été utilisées, soit $0,008 \mu\text{g.g}^{-1}$ et $0,015 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le glyphosate et l'AMPA respectivement. De même, les mesures inférieures à la LOQ, les valeurs de $0,023 \mu\text{g.g}^{-1}$ et $0,045 \mu\text{g.g}^{-1}$ ont été utilisées pour le glyphosate et l'AMPA respectivement.

1.4 Résultats

1.4.1 Teneurs en AMPA et glyphosate

Le tableau 2 présente les teneurs mesurées en AMPA pour l'ensemble des échantillons. Aucune teneur supérieure à la LOD n'a été mesurée pour le glyphosate. En 2015, 10 mesures sur 18 dans l'horizon 0-20 cm ont des teneurs en AMPA supérieures à la LOQ. Les teneurs sont comprises entre $0,09$ et $0,46 \mu\text{g.g}^{-1}$. Dix mesures sur 18 ont des teneurs en AMPA supérieures à la LOQ dans l'horizon 20-40 cm. Les teneurs sont comprises entre $0,09$ et $0,32 \mu\text{g.g}^{-1}$. En 2016, 8 mesures sur 18 présentent des teneurs supérieures à la LOQ pour l'horizon 0-20 cm. Les teneurs en AMPA sont comprises entre $0,09$ et $0,33 \mu\text{g.g}^{-1}$. pour l'horizon 20-40 cm, 8 échantillons sur 18 ont des valeurs comprises entre $0,09$ et $0,32 \mu\text{g.g}^{-1}$. En 2017, les teneurs supérieures à la LOQ sont au nombre de 12 sur 18 pour l'horizon de surface et 3 sur 18 pour l'horizon 20-40 cm. Les teneurs en AMPA sont comprises entre $0,10$ et $0,30 \mu\text{g.g}^{-1}$ (0-20 cm) et entre $0,15$ et $0,26 \mu\text{g.g}^{-1}$ (20-40 cm). Sur les 51 mesures où les teneurs en AMPA sont supérieures à la LOD, 28 sont situées dans des parcelles avec labour.

Tableau 2. Teneurs en acide aminométhylephosphonique ([AMPA]) mesurées aux profondeurs 0-20 cm et 20-40 cm en fonction des traitements, des blocs du dispositif expérimental et de l'année d'échantillonnage.

| Traitements | [AMPA] $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ | Bloc | Année d'échantillonnage | | |
|-------------|---|------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | | 2015 398 jours A.A | 2016 326 jours A.A | 2017 250 jours A.A |
| D R I A | [AMPA] ⁰⁻²⁰ | 1 | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| | | 2 | < LOQ | < LOQ | 0,25 |
| | | 3 | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| | [AMPA] ²⁰⁻⁴⁰ | 1 | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| | | 2 | 0,13 | < LOQ | < LOQ |
| | | 3 | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| D R I M | [AMPA] ⁰⁻²⁰ | 1 | 0,14 | < LOQ | 0,18 |
| | | 2 | 0,46 | 0,11 | 0,25 |
| | | 3 | < LOQ | < LOQ | 0,21 |
| | [AMPA] ²⁰⁻⁴⁰ | 1 | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| | | 2 | 0,09 | < LOQ | < LOQ |
| | | 3 | < LOQ | < LOQ | 0,15 |
| D R I O | [AMPA] ⁰⁻²⁰ | 1 | 0,35 | 0,15 | < LOQ |
| | | 2 | 0,22 | < LOQ | 0,30 |
| | | 3 | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| | [AMPA] ²⁰⁻⁴⁰ | 1 | 0,15 | < LOQ | < LOQ |
| | | 2 | 0,32 | 0,31 | < LOQ |
| | | 3 | < LOQ | 0,21 | < LOQ |
| L R I A | [AMPA] ⁰⁻²⁰ | 1 | 0,15 | 0,12 | 0,16 |
| | | 2 | 0,29 | 0,09 | < LOQ |
| | | 3 | 0,29 | 0,12 | 0,10 |
| | [AMPA] ²⁰⁻⁴⁰ | 1 | 0,13 | 0,14 | < LOQ |
| | | 2 | 0,12 | 0,34 | < LOQ |
| | | 3 | 0,12 | < LOQ | 0,26 |
| L R I M | [AMPA] ⁰⁻²⁰ | 1 | 0,09 | 0,33 | 0,22 |
| | | 2 | < LOQ | < LOQ | 0,10 |
| | | 3 | 0,24 | 0,22 | 0,28 |
| | [AMPA] ²⁰⁻⁴⁰ | 1 | 0,28 | < LOQ | < LOQ |
| | | 2 | 0,19 | 0,23 | < LOQ |
| | | 3 | < LOQ | 0,24 | < LOQ |
| L R I O | [AMPA] ⁰⁻²⁰ | 1 | < LOQ | < LOQ | 0,10 |
| | | 2 | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| | | 3 | 0,17 | 0,31 | 0,13 |
| | [AMPA] ²⁰⁻⁴⁰ | 1 | 0,13 | < LOQ | < LOQ |
| | | 2 | < LOQ | 0,20 | < LOQ |
| | | 3 | < LOQ | 0,29 | 0,18 |

Note : < LOQ : < à la limite de quantification de $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sol sec.
A.A : Nombre de jours après la dernière application de HBG.

1.4.2 Bilan molaire annuel et l'effet des traitements

Le bilan molaire moyen à l'hectare de l'année 2015 (figure 2 et tableau 3) dans l'horizon 0-20 cm est de $3,61 \pm 3,40$ mol d'équivalent glyphosate pour l'ensemble des échantillons. Ce bilan est significativement plus faible pour le traitement D R1 A avec $0,5 \pm 0,02$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹. Le bilan molaire du traitement L R1 A est significativement plus élevé avec $6,20 \pm 1,94$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹. Les autres valeurs se situent entre $1,74 \pm 2,12$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour le traitement L R1 O et $5,19 \pm 5,64$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour le traitement D R1 M. Ces résultats montrent une grande variabilité entre les mesures. L'analyse de la variance (tableau 4) montre un effet du travail du sol et du mode de fertilisation. Les valeurs dans l'horizon 20-40 cm sont comprises entre $1,20 \pm 1,14$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour le traitement D R1 M et $4,45 \pm 2,88$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour D R1 O. La comparaison des moyennes par le test de Student et l'analyse de la variance n'indiquent pas d'effets significatifs des combinaisons de traitements ou d'un traitement en particulier (tableaux 3 et 4). Le bilan molaire sur les 40 premiers cm (0-40 cm) est de $6,4 \pm 4,51$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour l'ensemble des échantillons. Le bilan du traitement L R1 A est significativement plus élevé avec $9,56 \pm 1,84$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹. Le bilan du traitement D R1 A est significativement plus faible avec $2,12 \pm 1,93$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹. L'analyse de la variance (tableau 4) n'indique pas d'effet d'une variante de traitement de travail du sol ou de fertilisation en particulier sur le bilan molaire moyen des traitements. L'I_P calculé pour l'ensemble des parcelles est de $47,5 \pm 27,5$. Le tableau 5 montre que l'I_P est plus élevé dans les parcelles D R1 A (I_P = $63,3 \pm 21,5$), L R1 M (I_P = $59,1 \% \pm 31,3$). Le traitement D R1 M présente l'I_P le plus faible (I_P = $27,3 \% \pm 20,2$). Il n'y a pas de différences significatives entre les pratiques.

Le bilan molaire à l'hectare de l'année 2016 dans l'horizon 0-20 cm est de $2,35 \pm 2,51$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ en moyenne. Les valeurs vont de $0,51 \pm 0,02$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour le traitement D R1 A et $4,71 \pm 3,94$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour L R1 M (figure 2).

Les tableaux 3 et 4 indiquent qu'il n'y a pas de différences significatives entre les combinaisons de pratiques agricoles. Les valeurs dans l'horizon 20-40 cm ont une moyenne de $2,70 \pm 2,31$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹. Les valeurs les plus faibles sont mesurées dans les parcelles D R1 A et D R1 M avec $0,53 \pm 0,04$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ et $0,53 \pm 0,02$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ respectivement. Les autres parcelles sont comprises entre $4,35 \pm 3,35$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ (L R1 M) et $4,71 \pm 3,79$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ (D R1 O). Les différences ne sont pas significatives (tableaux 3 et 4). Le bilan molaire sur les 40 premiers cm est de $1,03 \pm 0,07$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour D R1 A et $1,82 \pm 1,34$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour D R1 M. Le bilan molaire des autres combinaisons de pratiques agricoles est supérieur à la quantité de glyphosate appliquée 326 jours auparavant ($5,27$ mol de glyphosate.ha⁻¹). Les valeurs se situent entre $6,55 \pm 2,42$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ (D R1 O) et $9,06 \pm 2,76$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ (L R1 M). Le labour a un effet significatif sur le bilan molaire 0-40 cm (tableau 4). Le tableau 5 montre que l'indicateur I_P est plus élevé dans les parcelles D R1 O (I_P = $63,6 \pm 44,3$) et L R1 O (I_P = $63,8 \% \pm 23,9$). Le traitement D R1 M présente l'I_P le plus faible (I_P = $39,7 \% \pm 20,7$). Il n'y a pas de différences significatives de I_P entre les pratiques.

Le bilan molaire d'équivalent glyphosate de 2017 est de $3,45 \pm 2,21$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ en moyenne dans l'horizon 0-20 cm (figure 2). Les moyennes vont de $2,13 \pm 1,4$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour le traitement L R1 O et $5,42 \pm 0,84$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ pour D R1 M (figure 2). Les tableaux 3 et 4 indiquent qu'il n'y a pas de différences significatives entre les combinaisons de pratiques agricoles. Les valeurs les plus faibles pour l'horizon 20-40 cm sont mesurées dans les parcelles D R1 O et L R1 M avec $0,53 \pm 0,01$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ et $0,77 \pm 0,42$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ respectivement. Le maximum est de $2,61 \pm 3,59$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ (L R1 A). Les différences ne sont pas significatives (tableaux 3 et 4). Le bilan molaire sur les 40 premiers cm est de $4,92 \pm 3,04$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹. Cette valeur est inférieure à celles de 2015 et 2016. Les valeurs se situent entre $3,31 \pm 3,81$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ (D R1 O) et $7,11 \pm 2,12$ mol de Gly_{eq.} ha⁻¹ (D R1 M). Le bilan molaire 0-40 cm des parcelles D R1 M, L R1 M et L R1 A est

supérieur à la quantité de glyphosate appliquée 250 jours auparavant ($5,27 \text{ mol de glyphosate.ha}^{-1}$). Il n'y a pas d'effet significatif des combinaisons de pratiques agricoles ou des variantes de travail du sol ou de fertilisation (tableaux 3 et 4). L'indicateur I_p est de $32,7 \pm 21,2$ pour l'ensemble des parcelles. Cette valeur est inférieure à 2015 ($47,5 \pm 24,5$) et 2016 ($53,2 \pm 27,5$). Les valeurs se situent entre et $14,02 \pm 5,7$ (L R1 M) et $47,54 \pm 13,2$. L'ensemble des moyennes de I_p est < 50 . Il n'y a pas de différences significatives entre les pratiques pour cet indicateur de profondeur.

Figure 2. Bilan molaire à l'hectare pour les années 2015 (a), 2016 (b) et 2017 (c) en fonction des traitements. Les bilans exprimés en mole d'équivalent glyphosate sont calculés à partir des densités apparentes calculées pour chaque niveau. Les lignes pointillées représentent la quantité de glyphosate par hectare appliquée 398 jours avant l'échantillonnage de 2015, 326 jours avant l'échantillonnage de 2016 et 250 jours avant l'échantillonnage de 2017. Les barres d'erreurs représentent l'erreur type.

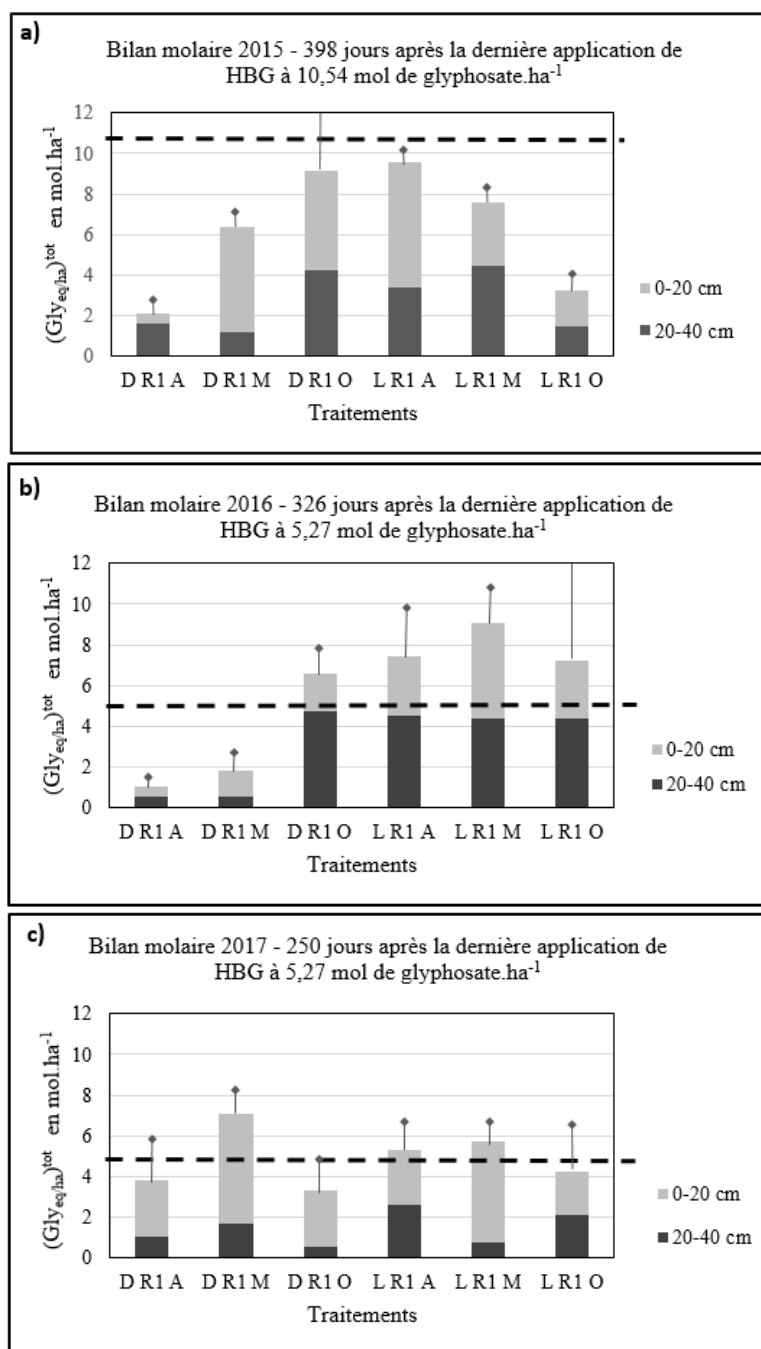


Tableau 3. Comparaison des moyennes des bilans molaires à l'hectare d'équivalent glyphosate par le test de Student ($\alpha < 0,05$) (n = 108). Pour chaque colonne, des lettres différentes signifient que les moyennes présentent des différences significatives entre elles. La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée.

| | 2015 | | | 2016 | | | 2017 | | |
|----------------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|
| | 0-20 cm | 20-40 cm | 0-40 cm | 0-20 cm | 20-40 cm | 0-40 cm | 0-20 cm | 20-40 cm | 0-40 cm |
| D R I A | b | a | b | a | a | c | a | a | a |
| D R I M | ab | a | ab | a | a | bc | a | a | a |
| D R I O | ab | a | ab | a | a | a | a | a | a |
| L R I A | a | a | a | a | a | a | a | a | a |
| L R I M | ab | a | ab | a | a | a | a | a | a |
| L R I O | ab | a | ab | a | a | ab | a | a | a |

Tableau 4. Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer (F) au seuil $\alpha = 0,05$ sur l'effet des combinaisons de traitements sur le bilan molaire à l'hectare d'équivalent glyphosate. En gras : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté.

| | | Probabilité F ($\alpha = 0,05$) | | | | | | | | |
|-------------------------|-----|-----------------------------------|----------|---------|---------|----------|---------------|---------|----------|---------|
| | | 2015 | | | 2016 | | | 2017 | | |
| origine de la variation | ddl | 0-20 cm | 20-40 cm | 0-40 cm | 0-20 cm | 20-40 cm | 0-40 cm | 0-20 cm | 20-40 cm | 0-40 cm |
| Fertilisation (F) | 2 | 0,3237 | 0,0349 | 0,1131 | 0,1145 | 1,0220 | 0,7733 | 2,6494 | 0,1301 | 0,3865 |
| Travail du sol (T) | 1 | 0,7942 | 1,2577 | 0,2039 | 3,5078 | 3,4753 | 7,4350 | 0,1436 | 0,4147 | 0,8228 |
| T x F | 2 | 4,2890 | 2,5817 | 3,6904 | 1,1511 | 0,9719 | 1,3747 | 0,1354 | 0,8719 | 0,7308 |
| Total | 17 | | | | | | | | | |

Tableau 5. Moyennes et écarts type de l'indice de profondeur (I_p) pour les 6 traitements en triplicatas de 2015, 2016 et 2017 (n= 108). Pour chaque colonne, les moyennes suivies de la même lettre entre parenthèses n'ont pas de différences significatives entre elles avec un test de Student ($\alpha < 0,05$). La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée.

| | I_p 2015 | I_p 2016 | I_p 2017 |
|----------------|------------------|-----------------|-----------------|
| D R I A | 63,3 ± 21,6 (a) | 51,5 ± 1,1 (a) | 39,9 ± 18,9 (a) |
| D R I M | 27,3 ± 20,23 (a) | 39,7 ± 20,7 (a) | 20,4 ± 19,2 (a) |
| D R I O | 48,4 ± 15,4 (a) | 63,6 ± 44,3 (a) | 36,2 ± 25,8 (a) |
| L R I A | 36,9 ± 10,1 (a) | 49,4 ± 32,8 (a) | 37,9 ± 31,5 (a) |
| L R I M | 59,1 ± 32,3 (a) | 51,2 ± 43,4 (a) | 14,1 ± 5,7 (a) |
| L R I O | 49,9 ± 38,7 (a) | 63,8 ± 23,9 (a) | 47,5 ± 13,2 (a) |

1.5 Discussion

1.5.1 Le produit de dégradation du glyphosate, l'AMPA, persiste d'une saison de culture à l'autre

Les teneurs en AMPA sont supérieures à la LOD dans plus 50 % des échantillons analysés (tableau 2). La valeur maximale de $0,46 \mu\text{g.g}^{-1}$ mesurée dans les parcelles D R1 M est supérieure à celle rapportée par Battaglin *et al.* (2014) dans des sols agricoles aux États-Unis ($0,34 \mu\text{g.g}^{-1}$). Les valeurs de Silva *et al.* (2018) dans des sols cultivés pour la production de céréales en Europe sont du même ordre de grandeur que celles de notre étude (maximum de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$). Les teneurs sont plus importantes en Argentine, où Aparicio *et al.* (2013) ont mesuré des teneurs jusqu'à $2,26 \mu\text{g.g}^{-1}$. Ces valeurs sont issues de campagnes d'échantillonnages aléatoires à grande échelle. Les dates et les taux d'applications de HBG ne sont pas connus mais ces études ne rapportent pas les teneurs pratiquement un an après la dernière application d'HBG. Elles sont donc nécessairement sur-évaluées par rapport à celle de la présente étude qui inclut un an de dissipation du glyphosate et de l'AMPA. D'autres études issues d'expériences en plein champ avec des taux d'applications similaires à notre étude montrent des valeurs comparables d'AMPA dans les sols 613 jours après application de HBG (Laitinen *et al.*, 2009). La détection d'AMPA 250 jours, 326 jours et 398 jours après application de HBG permet de valider la première hypothèse de cette étude, le glyphosate persiste sous la forme d'AMPA entre les applications de HBG d'une saison de culture à l'autre.

L'AMPA présent dans les sols peut être érodé par le vent vers les rivières comme l'ont montré Bento *et al.* (2017) en Argentine. L'AMPA peut également être lessivé sous la forme dissoute ou particulaire vers le réseau hydrographique. Les parcelles labourées à l'automne (L R1 A et L R1 M), où l'AMPA est le plus détecté, sont potentiellement les plus vulnérables au lessivage de surface et de sub-surface (Alleto *et al.*, 2010). Notre étude suggère que ce processus pourrait avoir lieu toute l'année, notamment lors des

fortes pluies de l'automne et du printemps et lors de la fonte des quantités importantes de neige au Québec. Ce résultat apporte un complément aux études citées par Grandcoin *et al.* (2017) qui indiquent que le risque de lessivage de l'AMPA vers les rivières est principalement lié aux épisodes pluvieux peu de temps après l'application de HBG. Nos résultats montrent la nécessité d'obtenir des données sur la présence de l'AMPA et du glyphosate dans les rivières du Québec tout au long de l'année pour compléter les études de Giroux (2019), Montiel-León *et al.* (2019) et Hébert *et al.* (2019) menées l'été, période d'application des HBG. De même des informations sur la forme dissoute, colloïdale ou particulaire de l'AMPA (ou du glyphosate), et des mesures dans les sédiments des rivières de cette région du Québec sont nécessaires pour mieux comprendre les processus liés au transfert de ces éléments vers le milieu aquatique.

Le transfert en profondeur de l'AMPA vers les eaux souterraines a été documenté par Battaglin *et al.* (2014). L'indice de profondeur I_p (tableau 5) calculé pour 2017 montre que l'AMPA de l'horizon 20-40 cm représente $32,7\% \pm 21,2$ de la quantité d'AMPA pour l'ensemble des parcelles. Ce résultat est inférieur par rapport à 2016 et 2015. Ces résultats suggèrent une mobilité de l'AMPA en profondeur (plus importante en 2015 et 2016 qu'en 2017) et un risque pour les nappes d'eau souterraines. Borggaard et Gimsing (2008) notent l'importance du contexte géologique local sur le processus d'infiltration de l'AMPA vers les nappes d'eau souterraines. Or, Giroux (2019) détectent peu d'AMPA dans les puits échantillonnés. Les sols de cette région reposent sur un épais lit d'argiles imperméable (Carrier *et al.*, 2013) situé à moins de 1 m de profondeur dans les gleysols du dispositif expérimental, ce qui peut limiter le risque de transfert vers les nappes d'eau souterraines.

L'impact agronomique lié à la présence d'AMPA dans les sols cultivés, notamment au moment des semis et du début de la croissance des végétaux, n'est pas connu. Mertens *et al.* (2018) ont montré que les propriétés chélatantes de l'AMPA, bien que moindres que celles du glyphosate, peuvent affecter la nutrition en métaux de transition des

plantes. Contrairement au glyphosate, l'adsorption de l'AMPA par les racines des plantes n'a pas été démontrée (Gomes *et al.*, 2014).

1.5.2 La pseudo-persistence de l'AMPA dans les sols agricoles

Dans certaines parcelles, le bilan molaire calculé à l'hectare représente plus de 100 % de la quantité d'équivalent glyphosate appliqué lors du traitement HBG précédent (en 2016 : D R1 O, L R1 A, L R1 M, L R1 O ; en 2017 : D R1 M, L R1 A, L R1 M ; figure 2). Toutefois, les résultats ne montrent pas une accumulation régulière d'AMPA. La deuxième hypothèse ne peut pas être validée, le glyphosate ne s'accumule pas dans les sols année après année. Nos analyses montrent cependant un effet cumulatif à moyen terme (période de 2-3 ans) pendant lequel le taux de dissipation du glyphosate est inférieur au taux d'application (Silva *et al.*, 2018). Ces résultats soulignent l'importance de prendre en compte l'AMPA pour les calculs des indices de risque environnementaux (Van Bruggen *et al.*, 2018). La demi-vie dans les sols ($DT_{50_{sol}}$) est l'un des indicateurs principaux utilisé pour estimer le risque de persistance d'un composé dans l'environnement, comme c'est le cas au Québec (Samuel *et al.*, 2012). Cependant les modèles décrivant la cinétique de la dégradation de l'AMPA montrent qu'elle n'est pas du type d'une équation différentielle de premier ordre mais plutôt d'une équation différentielle à deux compartiments (Okada *et al.*, 2016). Okada *et al.* (2017) et Sidoli *et al.* (2016) soulignent que la valeur de $DT_{50_{sol}}$ minimise le temps nécessaire pour la dégradation de la deuxième moitié de l'AMPA quantifié. Cette problématique peut être à l'origine de l'hétérogénéité des valeurs de $DT_{50_{sol}}$ dans la littérature qui vont de 23 à 958 jours pour l'AMPA (Bento *et al.*, 2016; Bergström *et al.*, 2011). Grandcoin *et al.* (2017) retiennent la valeur médiane de 141 jours. L'utilisation de l'indicateur $DT_{90_{sol}}$, (le temps nécessaire pour que 90 % d'une quantité initiale d'AMPA se dégrade) paraît plus pertinent dans les évaluations des risques environnementaux. Bento *et al.* (2019) montrent par exemple que le $DT_{50_{sol}}$

pour l'AMPA est de 54,7 jours et le DT 90_{sol} de 182 jours dans un sol cultivé en soja. Dans un sol cultivé en maïs, le DT 50_{sol} est de 71 jours et le DT 90_{sol} de 236 jours.

1.5.3 Le labour favorise la pseudo-persistence de l'AMPA dans les sols agricoles

L'AMPA est détecté principalement dans les parcelles labourées (65 % des parcelles échantillonnées). L'effet du labour sur le bilan molaire à l'hectare d'équivalent glyphosate est significatif en 2016 et en 2015 avec l'effet combiné du type de fertilisation (tableaux 3 et 4). Ces résultats permettent de valider la troisième hypothèse de cette étude, les pratiques culturales impactent la persistance du glyphosate dans les sols agricoles. Des résultats similaires ont déjà été montrés dans des sols de natures différentes (Okada *et al.*, 2016, 2017; Rampazzo *et al.*, 2013; Rampazzo Todorovic *et al.*, 2014; Soracco *et al.*, 2018; Villarreal *et al.*, 2020). Certaines de ces études utilisent des sols échantillonnés dans des dispositifs expérimentaux long terme pour des expériences en milieux contrôlés. Cependant, à notre connaissance, il n'y a pas d'autres études présentant ces résultats dans un dispositif expérimental long terme en milieu non contrôlé en utilisant des taux d'application de HBG conformes aux pratiques des agriculteurs.

Les différentes teneurs en AMPA observées entre les parcelles agricoles où une dose identique de HBG a été appliquée peuvent être liées à des variations de l'intensité du processus de dégradation 1) du glyphosate en AMPA et 2) de l'AMPA. L'AMPA est produit par la rupture de la liaison C-N du glyphosate (Sviridov *et al.*, 2015). La rupture de la liaison C-P du glyphosate ou de l'AMPA permet la production d'orthophosphates et de composés organiques comme la sarcosine. Dans les sols, ces réactions sont essentiellement d'origine biotique par l'action d'enzymes bactériens ou fongiques (Nguyen *et al.*, 2018). L'étude de Cecilia et Maggi (2018) a montré par exemple que les *actinobactéries* (bactéries à Gram +) peuvent dégrader le glyphosate directement en sarcosine via la C-P lyase sans produire d'AMPA. La dégradation abiotique du glyphosate en AMPA suivie de la dégradation de l'AMPA par de la birnessite de

synthèse a été montré par Mogusu *et al.* (2015) et Barrett et McBride (2005) alors que les *actinobactéries* peuvent produire de la birnessite biogénique (Tebo *et al.*, 2005). Plus généralement, ce phylum est reconnu pour son potentiel dans les opérations de bioremédiation de sols pollués par les métaux lourds ou les pesticides (Alvarez *et al.*, 2017). Or l'abondance relative de ces bactéries dans les sols peut être liée aux pratiques agricoles. Dans une étude au Québec, Fan *et al.* (2018) ont montré le lien entre la quantité de matière organique labile disponible et la présence des *actinobactéries*. Une étude de Bastian *et al.* (2009) montre les variations de l'abondance des *actinobactéries* lors de la dégradation des résidus de cultures intégrés dans le sol. Davantage de données sur l'impact des pratiques agricoles sur la dégradation du glyphosate et de l'AMPA en lien avec l'intensité de l'activité microbienne ou la composition structurale ou fonctionnelle des communautés bactériennes ou fongiques sont donc nécessaires. Ces hypothèses explicatives s'appliquent également à l'AMPA produit par les végétaux RR et non RR suite à des applications de HBG comme l'a montré Duke (2011). Gomes *et al.* (2014) ont montré que cet AMPA peut être exsudé par les racines ou s'accumuler dans les organes de réserves aériens et souterrains des végétaux (Smedbol *et al.*, 2019).

Les différentes teneurs en AMPA dans les parcelles labourées peuvent être liées à des variations de l'intensité du processus de lessivage. Celui-ci est étroitement lié à l'adsorption/désorption du glyphosate ou de l'AMPA par le groupe phosphonate des deux molécules aux oxydes métalliques ou à la surface des argiles (Borggaard et Gimsing, 2008). Le labour modifie la structure du sol notamment en brisant les macro-agrégats (Bronick et Lal, 2005) et en favorisant l'infiltration de l'eau par courant matriciel (Köhne *et al.*, 2009b). L'augmentation de la surface de contact entre l'eau et la fraction inorganique du sol peut accélérer l'altération des phyllosilicates et modifier la capacité d'échange cationique, la capacité d'échange anionique, la surface spécifique d'échange, la charge globale de la surface des argiles comme revue par Barré *et al.* (2014). Ces mêmes auteurs rapportent le potentiel de certaines argiles comme l'illite pour adsorber les composés avec un groupement amine chargé positivement, comme

le glyphosate et l'AMPA au pH des sols de notre étude. La moyenne de l'indicateur I_p de 2017 inférieure à celles de 2015 et 2016 (tableau 5) peut montrer que l'infiltration du glyphosate ou de l'AMPA est plus importante les années où les HBG sont appliquées au printemps par rapport à une application à l'automne. Ces différences peuvent être liées à la structuration du sol par les racines de soja et maïs favorisant l'écoulement préférentiel (Candela *et al.*, 2010; Köhne *et al.*, 2009b). KeiluweitBougoure, *et al.* (2015) ont montré l'importance de l'action des acides organiques exsudés des racines pour la désorption de la matière organique ou inorganique de la surface des argiles. Enfin, ces différences peuvent être expliquées par la bioturbation du sol par les racines ou les vers de terre durant l'été (Gaupp-Berghausen *et al.*, 2015).

1.6 Conclusion

Notre étude a montré la persistance partielle du glyphosate sous la forme d'AMPA entre les applications de HBG lors des cycles annuels de culture. Ces résultats sont issus d'un suivi réalisé sur 3 ans dans un dispositif expérimental long terme et dans des conditions réelles d'utilisation des HBG. Le bilan molaire d'équivalent glyphosate à l'hectare est supérieur à la quantité d'herbicide appliquée lors du précédent traitement herbicide dans certaines parcelles. L'accumulation année après année de glyphosate ou d'AMPA dans les sols agricoles soumis à des traitements récurrents de HBG n'a pas été démontrée mais ces observations suggèrent que le processus de transfert des sols vers les milieux aquatiques de l'AMPA pourrait avoir lieu à d'autres périodes de l'année que durant l'été, la saison la plus étudiée dans les suivis environnementaux. L'effet du travail du sol par le labour sur la persistance de l'AMPA est significatif certaines années. Le labour favorise la pseudo persistance de glyphosate sous la forme d'AMPA. Ces résultats sont les premiers au Québec et peuvent jeter les bases de la prise en compte d'une part des pratiques agricoles pour l'estimation de la vulnérabilité des sols par rapport au risque de persistance de l'AMPA et d'autre part de l'importance

agronomique du réveil printannier de la biocénose des sols agricoles soumis à des résidus d'AMPA pouvant être équivalents à la quantité molaire de HBG appliqués lors de la saison précédente

L'article sera soumis dans sa version en anglais pour publication dans la revue Geoderma

CHAPITRE II

ALTÉRATION DE LA FRACTION MINÉRALE FINE D'UN GLEYSOL EN LIEN AVEC LA CONSERVATION DE LA LIGNINE SUITE AUX PRATIQUES AGRICOLES DE GRANDES CULTURES AU QUÉBEC

Stéphane PETIT¹, Marc LUCOTTE¹, Gilles TREMBLAY²

¹Université du Québec à Montréal, Institut des Sciences de l'Environnement, Chaire de recherche du GEOTOP, CP 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, QC, H3C3P8, Canada

²Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ), Direction régionale de la Montérégie-Est, 1355 Rue Daniel - Johnson O bureau 3300, Saint-Hyacinthe, QC, J2S 8W7, Canada

2.1 Résumé

Dans cette étude, il est évalué si les pratiques culturales ont altéré l'abondance relative des phyllosilicates secondaires à moyen terme (5-10 ans) et les conséquences sur la protection de la matière organique dans les sols. L'expérience a été réalisée dans des

parcelles long terme (8 ans) cultivées suivant un cycle de rotation maïs-soja-blé et des combinaisons de techniques de fertilisation (fertilisation minérale, fertilisation organique, sans fertilisation) et de travail du sol (labour et semis direct). L'échantillonnage à 0-20 cm a été réalisé au moment des semis à la fin du printemps. La quantité de quartz n'a été affectée par aucun des traitements ($27,2 \pm 2,48 \%$, $n = 18$). Le labour a été associé à une baisse significative la quantité relative des autres minéraux primaires principaux dans les sols (Hornblende, Augite, Albite, Microcline). Le labour a eu un impact significatif sur l'abondance relative des phyllosilicates secondaires. La vermiculite et la kaolinite ont été relativement moins abondantes dans les sols labourés contrairement à l'illite, la montmorillonite et le clinochlore. Le diamètre moyen pondéré des agrégats a été supérieur dans les sols en semis direct, de même que la teneur en oxydes de fer et la teneur en eau. Les bioindicateurs de la lignine ont indiqué que la proportion de lignine dans le carbone organique n'a pas été impactée par les pratiques agricoles mais que la lignine dans les sols labourés a été plus dégradée d'après l'indicateur P/V+S, basé sur la dégradation préférentielle de certains monomères dans les sols. Notre hypothèse explicative est que la surface disponible pour l'adsorption de la matière organique augmente avec le labour. La matière organique est alors moins protégée physiquement, ce qui pourrait avoir un impact sur la composition de la communauté bactérienne ou fongique.

Mots clés : phyllosilicates, agrégats, lignine, labour

Abstract

Alteration of the fine mineral fraction of a gleysol following the agricultural practices of field crops in Quebec

We evaluate if soil management practices alter the relative abundance of secondary phyllosilicates in 5-10 years and the consequences on the protection of organic matter in the soils. The experiment was carried out in long term plots cultivated following a corn-soybean-wheat rotation cycle with combinations of N-fertilization (mineral N-fertilization, organic N-fertilization, without fertilization) and tillage techniques (conventional tillage and no-till). Sampling at 0-20 cm was carried out in late spring. Quartz relative abundance was not affected by any of the treatments ($27.2 \pm 2.48\%$, $n = 18$). Conventional tillage was associated with a lower relative abundance of the other main primary minerals in the soils (hornblende, augite, albite, and microcline). Conventional tillage had a significant impact on the relative abundance of secondary phyllosilicates. Vermiculite and kaolinite were relatively less abundant in plowed crops unlike illite, montmorillonite and clinochlore. Proportion of water-stable macroagregate was greater in no-till, as well as Fe oxide and soil water content. Lignin bioindicators indicate that the proportion of lignin in organic carbon was not impacted by agricultural practices. Lignin in soils under conventional tillage was more degraded according to the $P / (V + S)$ indicator. We propose that tillage increases the area available for adsorption of soil organic matter. The organic matter is then less physically protected, which could have an impact on the composition of the bacterial or fungal community.

Keywords : phyllosilicates, agregate, lignin, conventional tillage

2.2 Introduction

Les 30 premiers centimètres des sols agricoles utilisés pour les grandes cultures en milieu tempéré représentent un stockage potentiel de carbone estimé à 30 Gt environ à l'échelle mondiale (Waring *et al.*, 2020). Les pratiques agricoles reconnues pour être à l'origine d'émissions de gaz à effet de serre doivent être modifiées ou adaptées aux conditions pédoclimatiques (Chenu *et al.*, 2019). De nombreux programmes de

recherche sont développés à l'échelle mondiale pour la transition vers la durabilité des grandes cultures à différentes échelles (Minasny *et al.*, 2017). La recherche de solutions pratiques pour les agriculteurs doit pouvoir s'appuyer sur la bonne compréhension des processus en lien avec la stabilisation de la matière organique du sol (MOS), préalable à l'augmentation du temps de séjour du carbone dans les sols (Barré *et al.*, 2017; Lal, 2016).

Les associations entre les fractions minérales fines et les fractions organiques jouent un rôle important dans la conservation de la matière organique dans les sols à différentes échelles. A l'interface avec le minéral, le lessivage de la MOS est protégé chimiquement par des liaisons électroniques fortes. Ces liaisons s'établissent entre certains groupes fonctionnels organiques d'une part et les argiles ou les oxyhydroxydes métalliques d'autre part (Kleber, M. *et al.*, 2007; Lehmann, Johannes *et al.*, 2020). Au niveau des microagrégats (particules organo-minérales < 1 mm), l'amorce amphiphile à l'interface du minéral permet la formation d'agglomérats hydrophobes des molécules aliphatiques et de composés aromatiques d'origine diverse (protéines dépliées, glycoprotéines, lignine, tanins). Ces assemblages chimiques peuvent être plus ou moins dégradées (Hedges et Keil, 1999). Ces supramolécules organiques (Piccolo, 2001), dont les compositions évoluent en fonction des apports, sont ancrées sur les microagrégats. Les porosités formées par les assemblages de ces particules fines peuvent protéger physiquement ou chimiquement la MOS en limitant l'accès aux micro-organismes ou leur activité métabolique (Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015; Six et Paustian, 2014). Les micro-agrégats peuvent être assemblés par les hyphes de champignons et les racines des plantes pour former les macroagrégats (particules organo-minérales > 1 mm). Ces microenvironnements créent une autre échelle de protection physique et chimique de la MOS (Gispert *et al.*, 2013; Kleber, M, 2010).

Les argiles des sols sont liés essentiellement aux minéraux primaires et aux conditions climatiques (Campbell et Paustian, 2015). La quantité de particules silto-argileuses

peut être utilisée avec certaines limites pour estimer la capacité de reconstruction de stocks de carbone dans des sols perturbés (Barré *et al.*, 2017; Six *et al.*, 2002). Cependant, comme il a été revu par Barré *et al.* (2014), les connaissances sur le rôle de la qualité des minéraux secondaires (l'abondance relative des différentes familles de phyllosilicates) méritent être approfondies. Vogel *et al.* (2014) ont par exemple montré le lien entre la qualité des phyllosilicates et la stabilité des macroagrégats. Kallenbach, C. M. *et al.* (2016) ont mis en évidence des différences entre l'illite et la montmorillonite dans le processus de stabilisation de la MOS en lien avec la structure de la communauté bactérienne. D'autres études ont souligné l'impact de ces phyllosilicates sur la qualité de l'ancrage de la MOS (von Lütow *et al.*, 2007) ou des cortèges bactériens (Juyal *et al.*, 2020) à l'interface avec le minéral. A notre connaissance, peu de recherches ont été menées sur la minéralogie des phyllosilicates dans les sols agricoles en général, et en climat tempéré-froid et humide en particulier dans un contexte fréquemment perturbé par les pratiques culturales (Barré *et al.*, 2014; Chenu *et al.*, 2019).

Dans ce travail, il est proposé d'étudier comment les pratiques agricoles peuvent impacter la fraction minérale fine des sols et l'ancrage qu'elle représente pour la matière organique. Les hypothèses testées dans cette étude sont que i) les pratiques culturales altèrent la fraction minérale à moyen terme (5-10 ans) et l'abondance relative des phyllosilicates secondaires en particulier et ii) la qualité de la fraction minérale est liée à la stabilisation de la MOS.

Les abondances relatives des minéraux primaires (Quartz, Hornblende, Augite, Albite, Microcline, Calcite, Dolomite, Pyrite, Gypse) et des minéraux secondaires comme les phyllosilicates de la famille des illites, des smectites (montmorillonite), des vermiculites, des chlorites (clinochlores) et des kaolinites sont évaluées en fonction des pratiques agricoles. Ces indicateurs sont mis en lien avec des marqueurs de l'état de dégradation de la MOS par l'analyse des composés phénoliques dérivés de la lignine

et des indicateurs de la structure du sol par l'analyse du diamètre pondéré des agrégats en tamisage humide.

2.3 Matériel et méthodes

2.3.1 Site d'étude et traitements

L'étude a été réalisée au Centre de recherche sur les grains (CEROM, 45° 58' N, 73°24' W) dans la région Montérégie-Est (Québec, Canada). Le climat est de type continental humide (Dfb) suivant la classification de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007) avec des précipitations annuelles d'environ 1000 mm et une température moyenne annuelle de 5,3°C (Carrier et al., 2013). Le sol est un gleysol argileux (série Saint-Urbain) dont l'horizon Ap est composé d'environ 70% d'argile sur un épais lit d'argiles marines (Martin et Nolin, 1991) de pH à l'eau de $7,09 \pm 0,2$. La fraction minérale est issue de l'érosion des tills durant la glaciation continentale du Cénozoïque et de la sédimentation marine dans la mer de Champlain et du Proto-Saint-Laurent durant le Quaternaire (Carrier *et al.*, 2013; Martin et Nolin, 1991). La topographie est $< 1 \%$.

Le dispositif expérimental a été mis en place en 2008. Avant l'implantation du dispositif, le sol avait été soumis aux cultures successives de maïs-soja-maïs-maïs-soja entre 2003 et 2007. Un labour avant l'expérience a été réalisé à 20 cm en novembre 2007.

Le dispositif expérimental en split-plot comprend 2 traitements de travail du sol, le labour (L) et le semis direct (D), et 3 traitements de fertilisation. La fertilisation minérale (M), organique (O) et sans fertilisation (A). Les parcelles sont traitées avec un cycle de culture de 3 ans maïs-soja-blé (rotation R1). L'essai porte donc sur 6 traitements (L R1 M, L R1 O, L R1 A, D R1 M, D R1 O et D R1 A) répliqués 3 fois, soit 18 parcelles. L'année de la mise en place (2008) a été cultivée en maïs. Les résidus des cultures précédentes sont laissés en place après les récoltes. Les parcelles sont

réparties en 3 blocs divisés en 2 sous blocs où les variantes du facteur principal sont affectées au hasard. Les sous blocs sont divisés en 3 parcelles elles même disposées au hasard. Les parcelles mesurent 6m de large et 20m de long.

Le labour est réalisé à 20 cm de profondeur à l'automne complété par un passage de la herse < 5 cm de profondeur avant le semis. La fertilisation minérale est de 170 kg/ha d'azote pour les années cultivées en maïs (2008, 2011, 2014) et 90 kg/ha pour le blé (2010, 2013). Il n'y a pas d'apport de fertilisant pour le soja (2009, 2012, et l'année d'échantillonnage 2015). La fertilisation organique est réalisée avec du lisier de porc ou de poulet. Les parcelles ont été échantillonnées en 1 seul endroit, choisi dans un inter-rang de la culture et au milieu de la parcelle pour éviter les effets de bordure. Les prélèvements de la couche de sol 0-20 cm ont été effectués le 18 juin 2015 avec une tarière manuelle de 7 cm de diamètre. Les sols ont été homogénéisés puis congelés à -18°C le jour du prélèvement jusqu'à leur lyophilisation avant les analyses.

2.3.2 Analyses du carbone organique et des monomères de lignine

Les teneurs en carbone organique (C_{org}) ont été déterminées avec un analyseur élémentaire Carlo Erba (NA-1500)TM après fumigation aux vapeurs d'acide chlorhydrique du sol lyophilisé pour limiter la présence de carbonates. La reproductibilité des mesures est de $\pm 0,1$ mg de $C_{org} \cdot g^{-1}$ de sol sec.

Les analyses pour obtenir les biomarqueurs de la lignine ont été réalisées par oxydation à l'oxyde de cuivre, tel que détaillé dans Moingt *et al.* (2016). Brièvement, la quantité de sol nécessaire pour l'analyse de $3,0 \pm 0,1$ mg de carbone a été calculée à partir des teneurs en carbone organique (C_{org}) et est transférée dans des bombes de réactions en alliage métallique avec 330 ± 4 mg d'oxyde de cuivre (CuO) et du NaOH (2N) préalablement purgé au N_2 . Les bombes sont placées dans un four pour 150 min à 150 °C. Après refroidissement, 50 μ l d'un standard interne (acide cinnamique et éthylvaniline) est ajouté à l'ensemble. Après 20 minutes de centrifugation à 3000 tours.min⁻¹

¹, le surnageant est acidifié à pH = 1 avec du HCL (2N). Une extraction liquide-liquide avec de l'éthyle acétate permet de prélever la phase organique qui est ensuite lyophilisée. L'extrait sec est alors dissous dans de la pyridine puis dérivatisé avec un mélange 99 :1 de N,O_{bis}-triméthylsilylfluoroacétamide (BSTFA) et du triméthylchlorosilane (TCMS). Les monomères sont analysés par GC/MS (Varian 3800/Saturn™). L'indicateur Lambda (λ) correspond à la somme des vanillyles (V), syringyles (S) et cinnamyles (S) contenus dans 100 mg de C_{org}. Les monomères de la famille des p-hydroxyphénols (P) extraits par cette méthode ne sont pas comptabilisés pour le calcul Lambda (λ) mais pour l'indicateur P/(V+S). Cet indicateur est basé sur la plus grande persistance dans les sols des vanillyls (V) et des syringyls (S) par rapport aux p-hydroxylys (P) et indique l'état de dégradation de la lignine dans les sols (Moingt *et al.*, 2016).

2.3.3 Analyses de la fraction minérale fine du sol par diffractométrie à rayons X

Les analyses sont réalisées à partir de 50 g de sol frais placés dans un excès d'eau NanoPure (1 L environ). Le mélange est homogénéisé par agitation magnétique pendant 6 h puis filtré à 63 μ m avec un tamis en nylon. Le résidu est placé à l'étuve pendant 72 h. L'opération est répétée pour le filtrat avec un tamis 20 μ m. Le filtrat est dé-homogénéisé par agitation magnétique. La partie supérieure du contenant est prélevée à l'aide d'une pipette après 2 h de sédimentation. L'opération est renouvelée jusqu'à ce que la partie supérieure soit claire au bout des 2 h de sédimentation. La fraction étudiée est celle < 20 μ m, ce qui correspond à la fraction fine des silto-argiles (en 2 μ m et 53 μ m). Cette fraction représente 90 % de la masse des échantillons de ces sols à texture fine et il est admis qu'elle contient l'essentiel de la matière organique non particulaire (Crews et Rumsey, 2017; Six *et al.*, 2002; Six et Paustian, 2014). Le résidu est finalement concentré par évaporation à l'étuve 40°C. Un sous-échantillon est placé sur une lame en verre de 1 cm de diamètre de façon à en recouvrir toute la surface. La

lame est séchée sur une plaque à 40°C. L'analyse est réalisée par un diffractomètre D5000 (SiemensTM) à tube de cobalt de 1,2 kW couplé à un détecteur silicium.

2.3.4 Analyses de la stabilité des agrégats par tamisage humide et mesure de la teneur en eau

Environ 40 g de sol ont été sous échantillonnés avant congélation, tamisés à 8 mm et conservés à 4°C en attendant l'analyse. Le sol est placé au travers d'une série de tamis de 2, 1, 0,5 et 0,25 mm prévus pour le tamisage humide. La colonne de tamis est immergée et agitée dans l'eau pendant 10 min. Le reliquat de chaque tamis est placé dans une étuve à 65°C pendant 24 h avant d'être pesé. Le diamètre moyen pondéré (DMP) est calculé avec la formule :

$$\text{DMP (mm)} = \sum_i^n \bar{x}_i * w_i$$

avec x représentant le diamètre moyen entre deux tamis et w la proportion de la masse totale d'agrégats résiduels dans chaque tamis ($i = 2, 1, 0,5$ et $0,25$ mm). En parallèle à ces mesures, 40 g de sol sont pesés avant et après le placement en étuve pour la mesure de la teneur en eau. Les résultats sont comparés avec la somme des masses sèches des reliquats des tamis pour mesurer les pertes lors du tamisage. Pour l'ensemble des échantillons, les pertes de masse sèche sont inférieures à 1% .

2.3.5 Analyses des oxydes de fer et d'aluminium

Les oxydes de fer et d'aluminium sont analysés suivant la méthode décrite par Lucotte et d'Anglejan (1985) pour l'extraction au citrate-dithionite-bicarbonate (cdb). Ils sont notés Fe_{cdb} et Al_{cdb} dans le reste du texte. Brièvement, 0,125g de sol lyophilisé et broyé sont mis à réagir avec 12,5 ml de réactif citrate-bicarbonate au bain-marie de 90°C pendant 15 min. Le dithionite de sodium (0,25g) est ajouté et l'ensemble est brassé dans le bain-marie pendant 30 min. Les teneurs Fe_{cdb} et Al_{cdb} de ce résidu liquide et de

celui des rinçages successifs au NaCl 1N et à l'eau Nanopure© sont analysées par absorption atomique.

2.4 Résultats

2.4.1 Impact des pratiques agricoles sur la stabilité des agrégats en tamisage humide et les teneurs en oxydes de fer et d'aluminium

Le DMP des agrégats en tamisage humide est compris entre $2,52 \pm 0,31$ mm pour le traitement L R1 O et $3,47 \pm 0,19$ mm pour le traitement D R1 M (tableau 6). La technique de travail du sol utilisé affecte significativement ($p < 0,05$) le DMP des 20 premiers cm de sol (tableau 2). Les teneurs en Fe_{cdb} sont significativement impactées par le travail du sol contrairement aux teneurs en Al_{cdb} . La teneur en eau est comprise entre $15,18 \pm 0,61\%$ pour le traitement L R1 A et $19,06 \pm 1,47\%$ pour le traitement D R1 O (tableau 6). Le travail du sol a un effet significatif sur la répartition de ces valeurs (tableau 7). L'analyse par le test de Student ($p < 0,05$) indique que la teneur en eau est significativement inférieure dans les parcelles labourées ($15,76 \pm 0,74\%$) que dans les parcelles traitées en semis direct ($18,41 \pm 1,15\%$).

Tableau 6. Moyennes et écarts type de l'indice du diamètre moyen pondéré (DMP) et des teneurs en oxydes de fer et d'aluminium extrait au citrate-dithionite-bicarbonate (cdb) et de la teneur en eau (%) observés dans les 6 traitements (n = 18).

| | DMP (mm) | Fe_{cdb} (g.kg ⁻¹) | Al_{cdb} (g.kg ⁻¹) | Teneur en eau (%) |
|---------------|-----------------|----------------------------------|----------------------------------|-------------------|
| D R1 M | 3.47 ± 0.19 | 4.77 ± 0.51 | 1.84 ± 0.08 | $18,27 \pm 1,06$ |
| D R1 O | 3.24 ± 0.24 | 4.73 ± 0.45 | 1.51 ± 1.00 | $19,06 \pm 1,47$ |
| D R1 A | 3.43 ± 0.15 | 4.67 ± 0.45 | 1.72 ± 0.49 | $17,89 \pm 0,93$ |
| L R1 M | 2.61 ± 0.16 | 3.61 ± 0.45 | 2.58 ± 0.60 | $15,94 \pm 0,62$ |
| L R1 O | 2.52 ± 0.31 | 3.41 ± 1.95 | 1.22 ± 0.36 | $16,18 \pm 0,81$ |
| L R1 A | 3.43 ± 0.32 | 2.67 ± 1.60 | 1.13 ± 0.48 | $15,18 \pm 0,61$ |

Tableau 7. Effet du travail du sol et de la fertilisation sur le diamètre moyen pondéré, les teneurs en oxydes de fer et d'aluminium (Fe_{cdb} et Al_{cdb}) et la teneur en eau (%).

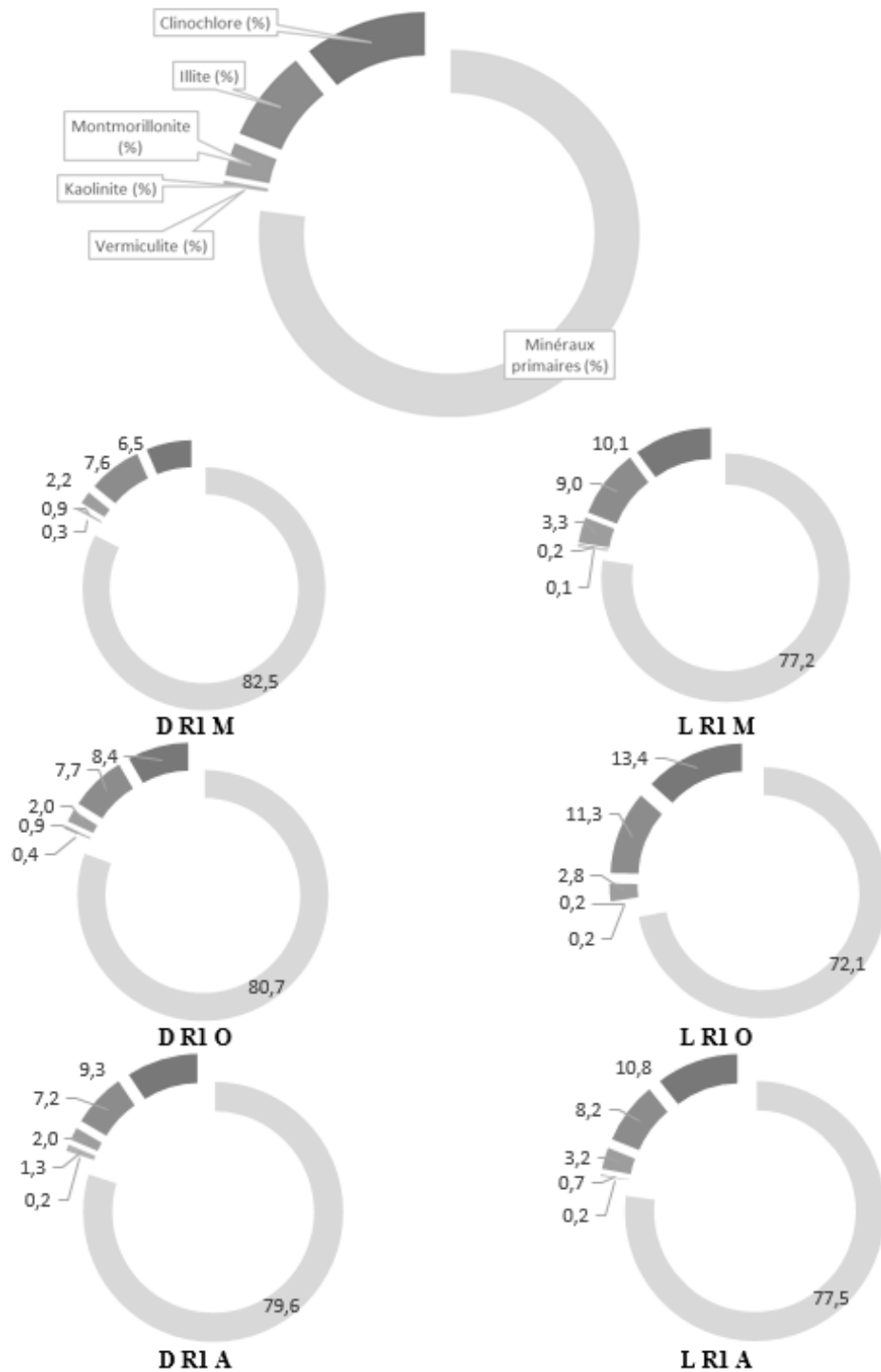
| Origine de la variation | ddl | Probabilité F ($\alpha = 0,05$) | | | |
|-------------------------|-----|-----------------------------------|----------------|------------|-------------------|
| | | DMP | Fe_{cdb} | Al_{cdb} | Teneur en eau (%) |
| Fertilisation (F) | 2 | 0,7189 | 0,3622 | 4,0232 | 1,8864 |
| Travail du sol (T) | 1 | 59,204* | 8,3291* | 0,0288 | 33,6637* |
| T x F | 2 | 0,6065 | 0,2521 | 2,2181 | 0.1267 |
| Total | 17 | | | | |

Notes : Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer (F) au seuil $\alpha = 0,05$. * : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté.

2.4.2 Impact des pratiques agricoles sur la fraction minérale

La quantité de minéraux primaires est comprise entre $72,1 \pm 0,83$ % (L R1 O) et $82,5 \pm 2,29$ % (D R1 M) (figure 3). Le travail du sol a un impact significatif sur l'abondance relative sur l'ensemble des minéraux primaires (tableau 8), hormis le quartz et la calcite (données non représentées). Les minéraux impactés par le mode de travail de sol sont relativement moins présents dans les sols labourés ($74,4 \pm 4,21$ %) que dans les sols traités en semis direct ($79,49 \pm 2,41$ %) (figure 4). Dans le détail, la quantité relative d'albite est de $27,56 \pm 2,39$ % en labour et de $30,42 \pm 3,15$ % en semis direct (données non représentées tirées de la figure 3 et du tableau 8). La quantité relative de microcline est de $7,86 \pm 0,89$ % en labour et de $8,9 \pm 0,78$ % en semis direct. La quantité relative d'augite est de $0,56 \pm 0,05$ % en labour et de $0,9 \pm 0,36$ % en semis direct. L'ensemble de ces différences sont significatives (test de Student, $\alpha < 0,05$). Inversement, les hornblendes sont significativement moins abondantes dans les parcelles en semis direct ($6,31 \pm 1,15$ %) que dans celles labourées ($8,71 \pm 2,34$ %).

Figure 3. Abondance relative des minéraux primaires (Quartz, Hornblende, Augite, Albite, Microcline, Calcite, Dolomite, Pyrite, Gypse), et des minéraux secondaires (Clinochlore, Illite, Montmorillonite, Kaolinite, Vermiculite) dans l'horizon 0-20 cm pour les 6 traitements (n = 18).



La quantité de quartz n'est affectée par aucun des traitements ($27,2 \pm 2,48$ %, $n = 18$). La quantité de calcite est impacté significativement par le mode de fertilisation. Elle représente $1 \pm 0,4$ % de de la fraction minérale fine des parcelles fertilisées avec un apport minéral, $1,37 \pm 0,3$ % des parcelles non fertilisées et $1,57 \pm 0,2$ % des parcelles qui ont reçu un fertilisant organique. Ces différences sont significatives avec un test de Student ($p < 0,05$).

Le clinochlore et l'illite sont les minéraux secondaires les plus abondants (figure 3). Les teneurs varient de $6,53 \pm 1,46$ % (D R1 M) à $13,43 \pm 1,01$ % (L R1 O) pour le clinochlore et de $7,2 \pm 1,35$ % (D R1 A) à $11,27 \pm 0,4$ % (L R1 O) pour l'illite. La quantité relative de montmorillonite varie de $2,03 \pm 0,32$ % (D R1 O) à $3,3 \pm 0,25$ % (L R1 M). Enfin la kaolinite représente entre $0,2 \pm 0,04$ % (L R1 M et L R1 A) et $1,27 \pm 0,56$ % (D R1 A) des phyllosilicates secondaires et la vermiculite est présente dans tous les échantillons mais avec une quantité relative $< 0,37$ % (D R1 O). L'ensemble de ces minéraux est affecté significativement par le type de travail du sol selon l'analyse de la variance avec un test de Fischer au seuil de $\alpha = 0,05$ (tableau 8). Les phyllosilicates 2 :1 de la famille des illites, clinochlores et montmorillonites ont une quantité relative supérieure dans les parcelles labourées que dans les parcelles en semis direct (test de Student $\alpha < 0,05$) (figure 4), Ces minéraux représentent plus de 97 % des phyllosilicates. Inversement, la vermiculite et la kaolinite ont une quantité relative supérieure dans les parcelles en semis direct (test de Student $\alpha < 0,05$).

Tableau 8. Effet des traitements sur la quantité relative des minéraux primaires (hornblende, albite, quartz, pyrite, calcite, dolomite, gypse) et des minéraux secondaires (montmorillonite, illite, kaolinite, vermiculite, clinochlore).

| Origine de la variation | ddl | Probabilité F ($\alpha = 0,05$) | | | | | |
|-------------------------|-----|-----------------------------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|----------------|
| | | Minéraux primaires | Vermiculite | Illite | Montmorillonite | kaolinite | Clinochlore |
| Fertilisation (F) | 2 | 0,1349 | 1,8555 | 2,2603 | 1,3943 | 4,3824 | 2,7159 |
| Travail du sol (T) | 1 | 14,803* | 16,667* | 8,2410* | 37,4634* | 34,1275* | 13,505* |
| T x F | 2 | 1,6780 | 1,6019 | 1,3158 | 0,9634 | 0,9340 | 1,3270 |
| Total | 17 | | | | | | |

Note : Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$. * : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté.

2.4.3 Impact des pratiques agricoles sur la lignine

Les teneur en C_{org} dans les 20 premiers centimètres sont homogènes, comprises entre $1,84 \pm 0,34$ % pour le traitement L R1 A et $2,15 \pm 0,39$ % pour le traitement L R1 M. La distribution des C/N du sol (tableau 9) est cohérente avec ces résultats et comprise entre $9,82 \pm 0,39$ (L R1 A) et $11,6 \pm 1,06$ (D R1 M). Les différents traitements n'ont pas d'impacts significatifs sur l'une ou l'autre variable (tableau 10). La proportion relative de lignine dans le carbone organique (λ) est comprise entre $3,66 \pm 0,9$ % (D R1 M) et $4,52 \pm 0,09$ % (L R1 A) sans différence significative entre les traitements de fertilisation et de travail du sol. Le travail du sol impacte significativement ($p < 0,05$) l'indicateur P/(V+S) de dégradation de la lignine (tableau 10).

Tableau 9. Moyennes et erreurs standards de la teneur en carbone organique (C_{org}), du rapport C/N du sol et des principales familles de monomères issus des produits d'oxydation de la lignine par CuO. Exprimé en $mg.g^{-1}$ de sol sec, avec V : Vanillyl ; S : Syringyl ; C : Cynamil ; P : *p*-hydroxyl

| Traitements | %C _{org} | C/N | ΣS | ΣV | ΣC | ΣP | λ | P / (V+S) |
|--------------------------|-------------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|-----------------|
| D R₁ M | 1,92 ±0,09 | 11,6 ±1,06 | 2,14 ±0,52 | 0,91 ±0,26 | 0,62 ±0,12 | 0,65 ±0,27 | 3,66 ±0,9 | 0,245 ±0,04 |
| D R₁ O | 1,93 ±0,58 | 10,39 ±1,12 | 2,32 ±0,17 | 0,91 ±0,08 | 0,61 ±0,06 | 0,75 ±0,18 | 3,85 ±0,23 | 0,23 ±0,04 |
| D R₁ A | 1,97 ±0,68 | 10,81 ±1,05 | 2,52 ±0,31 | 1,05 ±0,04 | 0,66 ±0,14 | 0,89 ±0,26 | 4,23 ±0,86 | 0,245 ±0,05 |
| L R₁ M | 2,15 ±0,39 | 10,88 ±0,87 | 2,28 ±0,06 | 0,96 ±0,05 | 0,63 ±0,1 | 0,61 ±0,07 | 3,84 ±0,08 | 0,189 ±0,01 |
| L R₁ O | 2,07 ±0,23 | 10,91 ±1,15 | 2,25 ±0,28 | 1,07 ±0,1 | 0,68 ±0,1 | 0,62 ±0,08 | 4,00 ±0,44 | 0,0186 ±0,02 |
| L R₁ A | 1,84 ±0,34 | 9,82 ±0,32 | 2,68 ±0,39 | 1,16 ±0,16 | 0,68 ±0,06 | 0,71 ±0,04 | 4,52 ±0,09 | 0,189 ±0,02 |

Tableau 10. Effet du travail du sol et de la fertilisation sur la teneur en carbone organique du sol (% C_{org}), la proportion de lignine dans le carbone organique du sol (λ) et la dégradation de la lignine (indicateur P/ (V+S)).

| Probabilité F (α = 0,05) | | | | |
|--------------------------|-----|-------------------|--------|----------------|
| Origine de la variation | ddl | %C _{org} | λ | P / (V+S) |
| Fertilisation (F) | 2 | 0,1496 | 2,237 | 0,3554 |
| Travail du sol (T) | 1 | 0,1321 | 0,769 | 5,8923* |
| T x F | 2 | 0,2846 | 0,0241 | 0,4134 |
| Total | 17 | | | |

Note : Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$. * : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté. V : Vanillyl ; S : Syringyl ; P : *p*-hydroxyl

2.4.4 Relation entre l'abondance relative des phyllosilicates et la qualité de la matière organique caractérisée par la lignine

La relation entre la de la fraction minérale fine et les indicateurs de conservation de la matière organique est présentée par le test de Student ($\alpha < 0,05$) sur l'effet des deux méthodes de travail du sol sur les variables identifiées par les tests ANOVA (figure 4) et par leur analyse par une méthode multivariée (PCA) (figure 5).

L'illite et le clinochlore sont significativement plus abondants dans les parcelles labourées. L'illite représente $9,49 \pm 2$ % des minéraux des parcelles labourées et $7,5 \pm 1,07$ % de celles traitées en semis direct. Le clinochlore représente $11,4 \pm 0,73$ % des minéraux dans les parcelles labourées et $8,08 \pm 0,72$ % des minéraux des parcelles en semis direct. Inversement, la vermiculite et la kaolinite sont significativement plus abondantes dans les parcelles en semis direct que dans les parcelles labourées. La lignine est significativement moins dégradée dans les parcelles en semis direct ($0,229 \pm 0,042$) que dans les parcelles avec labour ($0,188 \pm 0,018$). Le DMP est significativement supérieur dans les parcelles non labourées par rapport à celles en semis direct ($3,38 \pm 0,19$ mm et $2,85 \pm 0,25$ mm respectivement). De même, les teneur en Fe_{cdb} sont significativement plus élevées dans les parcelles en semis direct ($4,72 \pm 0,4$ ppm) que dans les parcelles labourées ($3,23 \pm 1,35$ ppm) (figure4).

L'analyse multivariée de type PCA entre les phyllosilicates secondaires, la teneur en Fe_{cdb} , le diamètre moyen pondéré des agrégats et l'indicateur $P/(V+S)$ de dégradation de la lignine est présentée à la figure 5. Les deux premières composantes représentent 70,8 % de la variation. L'analyse montre la corrélation entre l'indicateur $P/(V+S)$, la variation de la quantité relative de kaolinite et de vermiculite et les oxydes de fer dans les systèmes en semis direct et la corrélation entre l'illite, la montmorillonite et le clinochlore dans les systèmes labourés.

Figure 4. Résumé des effets du travail du sol sur la quantité relative de minéraux primaires (hormis la calcite), des minéraux secondaires, du DMP et de l'indicateur P/(V+S) de dégradation de la lignine. Les lettres différentes indiquent des effets significativement différents avec le test de Student ($\alpha < 0,05$).

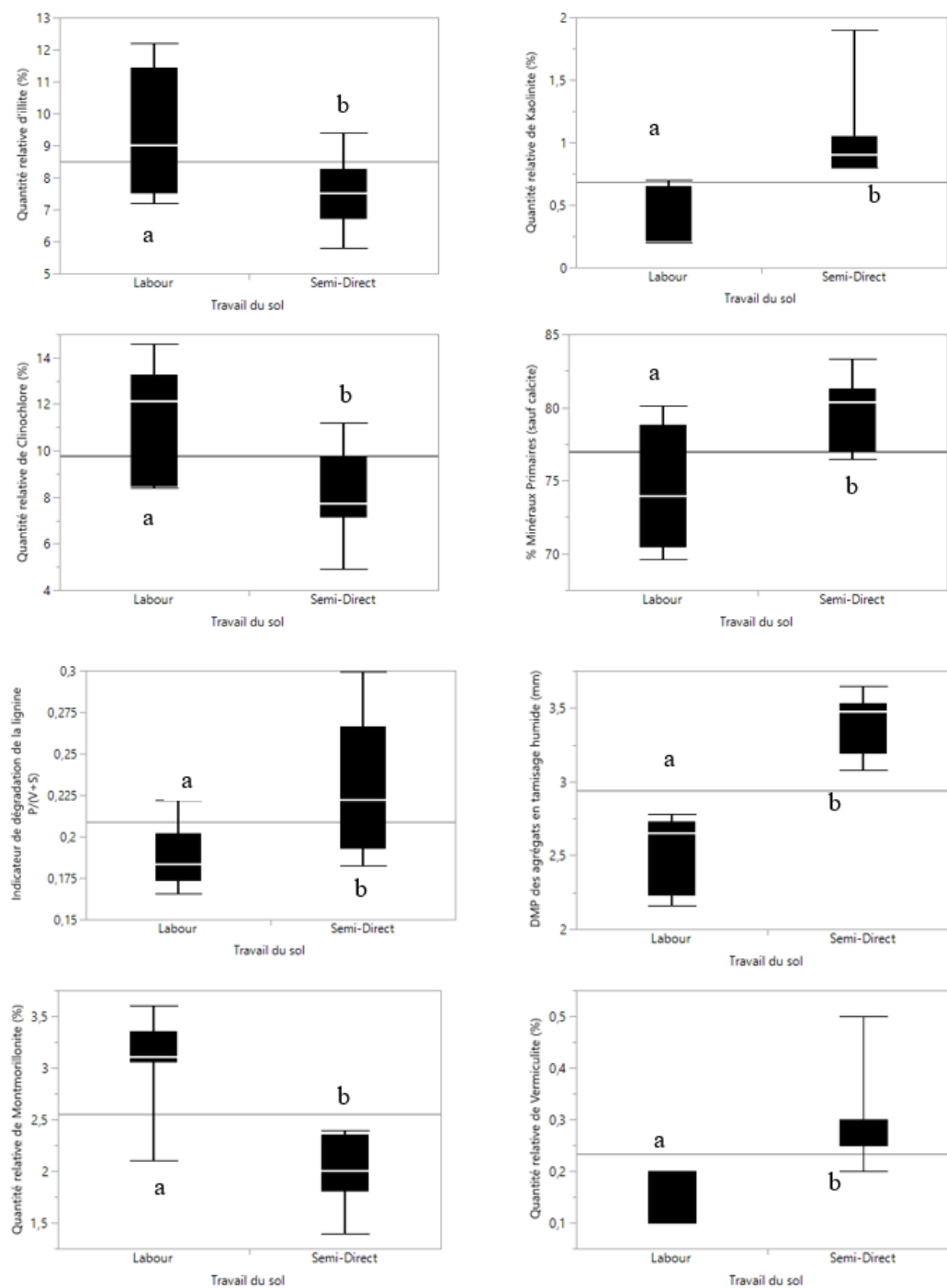
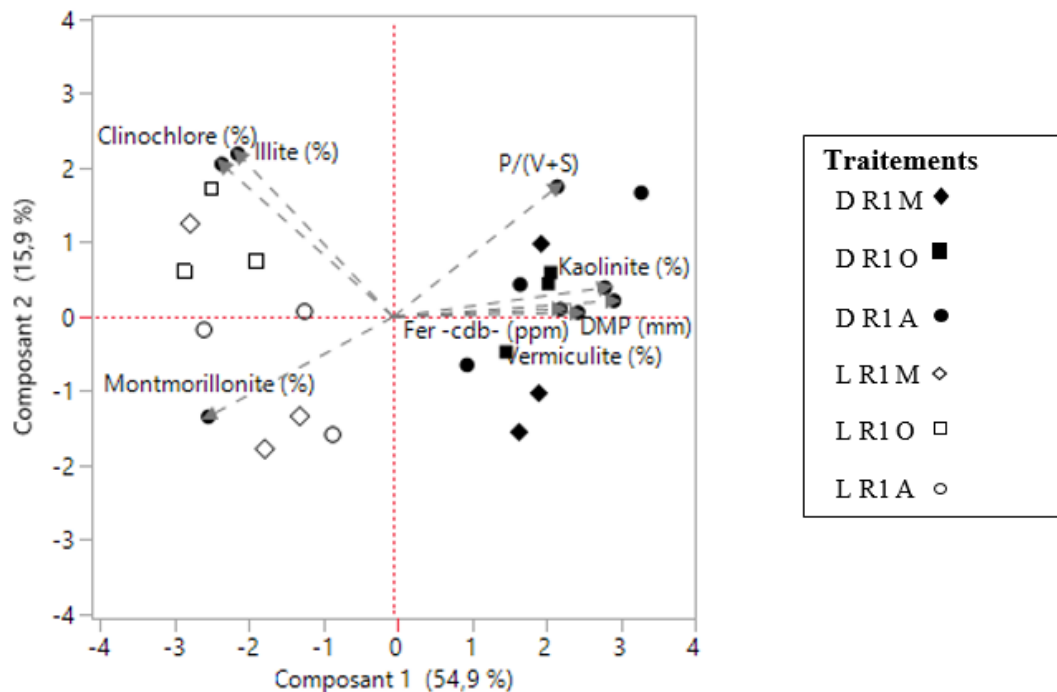


Figure 5. Analyse des Composantes Principales (PCA) des données de quantité relative des minéraux secondaires, de la teneur en oxydes de fer, du DMP et de l'état de dégradation des monomères de lignine (P/(V+S)).



2.5 Discussion

2.5.1 Effets des pratiques agricoles sur l'altération de la fraction minérale fine

Le dispositif expérimental a été implanté en 2008. Après 7 ans, l'effet des pratiques agricoles sur la quantité relative des minéraux primaires dans les sols est significatif (tableau 8), hormis pour le quartz. Le travail du sol a une baisse significativement leur abondance relative. Cet effet n'est pas observé ni pour le quartz ni pour la calcite (tableau 8).

L'abondance relative de quartz < 20 µm est statistiquement identique pour l'ensemble des traitements. Les liaisons covalentes fortes entre les atomes de Si et O protègent le minéral de l'altération chimique par substitution d'éléments. La fragmentation est donc le seul facteur pouvant faire baisser la quantité relative de quartz d'une fraction granulométrique à une autre. Étant donné que l'étude intègre l'ensemble des fractions dont la taille est < 20 µm, la stabilité de la quantité relative de quartz indique donc un lessivage non détectable des particules fines minérales. Cette interprétation est cohérente avec la topographie du site expérimental inférieur à 1 % (Bérubé *et al.*, 2012). Ceci permet de conclure que les différences des quantités de minéraux primaires mesurées doivent être interprétées comme le résultat d'une altération chimique. Plus précisément, les différences significatives de la teneur en calcite observées entre les modes de fertilisation indiquent que ces traitements ont un impact sur le pH des sols. Une acidification temporaire, pendant la saison de culture, liée directement aux fertilisants ou indirectement par la modification de la quantité d'exsudats racinaires (KeiluweitBougoure, *et al.*, 2015) entraînant une acidolyse des minéraux du sol ne peut pas être exclue. Cependant, étant donné les caractéristiques pédoclimatiques locales et le pH circumneutre mesuré à de nombreuses reprises dans les sols du centre de recherche (Bérubé *et al.*, 2012; Martin et Nolin, 1991), l'altération par hydrolyse est l'hypothèse explicative privilégiée. Les minéraux secondaires présents dans les sols sont à 98 % des argiles 2 : 1. L'hydrolyse par bisiallisation des minéraux primaires est donc le processus principal de formation des phyllosilicates secondaires.

Le labour des sols fait baisser significativement (test de Student, $\alpha < 0.05$) la quantité de feldspaths alcalins (microcline et albite) (figure 3). Ces minéraux représentent plus de 90 % des minéraux primaires, hors quartz et calcite. Cette baisse correspond à l'augmentation significative du clinochlore, de l'illite et de la montmorillonite dans les systèmes labourés (figure 4). Ces résultats vont dans le sens de l'altération par mise en solution des ions Al^{3+} , K^+ et Na^+ comme décrit dans de nombreuses monographies dédiées aux argiles, référencés par exemple par Kleber, M. *et al.* (2014) et Chenu *et al.*

(2009). Cette même hydrolyse peut altérer l'illite en smectite (montmorillonite) et expliquer la plus grande quantité de clinochlore mesurée dans les systèmes labourés par rapport à l'illite ou la montmorillonite (figure 4).

L'hydrolyse de la hornblende est plus importante en semis direct qu'en labour. L'écart des quantités relatives mesurées est de plus de 2 % (section 3.2). La kaolinite et la vermiculite sont les seuls phyllosilicates secondaires dont la quantité relative augmente dans les systèmes en semis direct (figure 4). L'amplitude de leur augmentation est trop faible pour expliquer complètement les produits d'altération de la hornblende. Or, la hornblende s'altère préférentiellement par la substitution des cations présents entre les feuillets par les molécules d'eau. La substitution du fer, un élément très présent dans le réseau cristallin des amphiboles peut donc expliquer la présence plus importante des oxy-hydroxydes de fer dans les systèmes en semis direct (tableau 6). La formation des oxydes de fer nécessite un contexte hydrodynamique peu intense lors de la mise en solution du fer (Liu *et al.*, 2014). Ces conditions sont également nécessaires pour la dégradation de la hornblende et pour la néoformation de la kaolinite et de la vermiculite à partir des produits d'hydrolyse (K, Fe, Mg, Al notamment) (Barré *et al.*, 2014).

La première hypothèse de cette étude est validée, les pratiques culturales répétées à chaque cycle de culture altèrent la fraction minérale à moyen terme en moins de 7 ans. Le travail du sol est la principale pratique culturale modifiant significativement l'abondance relative des phyllosilicates et leur composition. Peu d'études équivalentes sont disponibles dans la littérature. La plupart des recherches concernent l'évolution de la fraction minérale en fonction de la profondeur (Fernández-Ugalde *et al.*, 2013), de l'usage des sols comme une conversion forêt/culture par exemple (Austin *et al.*, 2018), ou de paramètres pédoclimatiques généraux (Bronick et Lal, 2005). Mastro *et al.* (2020) ont réalisé une étude équivalente dans le sud de l'Italie dans un champ expérimental datant de 20 ans. Les auteurs ne notent pas de différences de qualité des phyllosilicates entre le labour et le semis direct. Ces résultats peuvent indiquer l'importance de la

quantité d'eau dans les sols, les gleysols étant saturés une bonne partie de l'année. Les conséquences sur la qualité physico-chimiques des sols sont majeures. La capacité d'échange cationique (CEC), la surface spécifique (SSA) dépendent en effet de la qualité des minéraux argileux. Par exemple la CEC de la montmorillonite est comprise entre 70 et 130 meq/100 g, celle de l'illite entre 20 et 50 meq/100 g (Kleber, M. *et al.*, 2014). Plus important au regard des processus biogéochimiques, l'illite et le clinochlore peuvent avoir une forte capacité d'échanges anionique (CEA) en bordure de minéral en lien avec la présence des groupements Si-OH et Al-OH. De même, la montmorillonite a une charge de surface de 0.6 et l'illite de 0.9. Contrairement à la CEC qui comprend l'ensemble des charges du minéral (notamment celle entre les feuillets non accessibles), cette valeur indique la capacité d'adsorption des argiles. Elle est à mettre en rapport avec la SSA qui est maximale pour l'illite avec 80 g.m⁻² en théorie (Barré *et al.*, 2014). Le labour augmente donc la CEC, la CEA, la charge de surface et la SSA des sols en surface par rapport au semis direct.

L'altération des particules minérales fines par le labour peut impacter la géochimie inorganique des sols agricoles au-delà de la biodégradation du carbone dans les sols. Gerard (2016) a montré par exemple que la présence des oxy-hydroxydes métalliques chargée positivement entre les feuillets de montmorillonite augmente l'adsorption des phosphates. Les radicaux Si-OH ou Al-OH en bordure des feuillets d'illite ont le même impact (Kaiser et Guggenberger, 2003). L'altération des phyllosilicates pourrait ainsi avoir un impact sur l'adsorption du glyphosate ou de son principal produit de dégradation, l'AMPA. Le glyphosate est l'herbicide le plus utilisé dans le monde (Hébert *et al.*, 2019). Au pH proche de 7, ces deux molécules ont le radical phosphaté chargé négativement. L'adsorption via leur radical amine sur les surface d'argiles chargé négativement comme l'illite est une autre possibilité (Barré *et al.*, 2014). De même, l'illite et le clinochlore sont anhydres contrairement à la montmorillonite qui est une argile gonflante, les molécules d'eau profitant de la faiblesse des liaisons électroniques pour s'insérer entre les feuillets. Cette eau n'est pas disponible pour les

bactéries ou les végétaux et peut augmenter le fractionnement des particules de sols lors des épisodes de gels/dégels. Enfin, comme l'ont montré Austin *et al.* (2018), la qualité des phyllosilicates peut évoluer si la pompe biologique des cations lessivés en profondeur est activée par la modification de l'architecture racinaire du couvert végétal. L'étude d'Austin *et al.* (2018) qui a observé la reconstruction d'un sol agricole après un reboisement est une perspective de recherche en agronomie dans le cadre des cultures sous couverts végétaux permanents utilisées notamment pour la conservation des éléments minéraux.

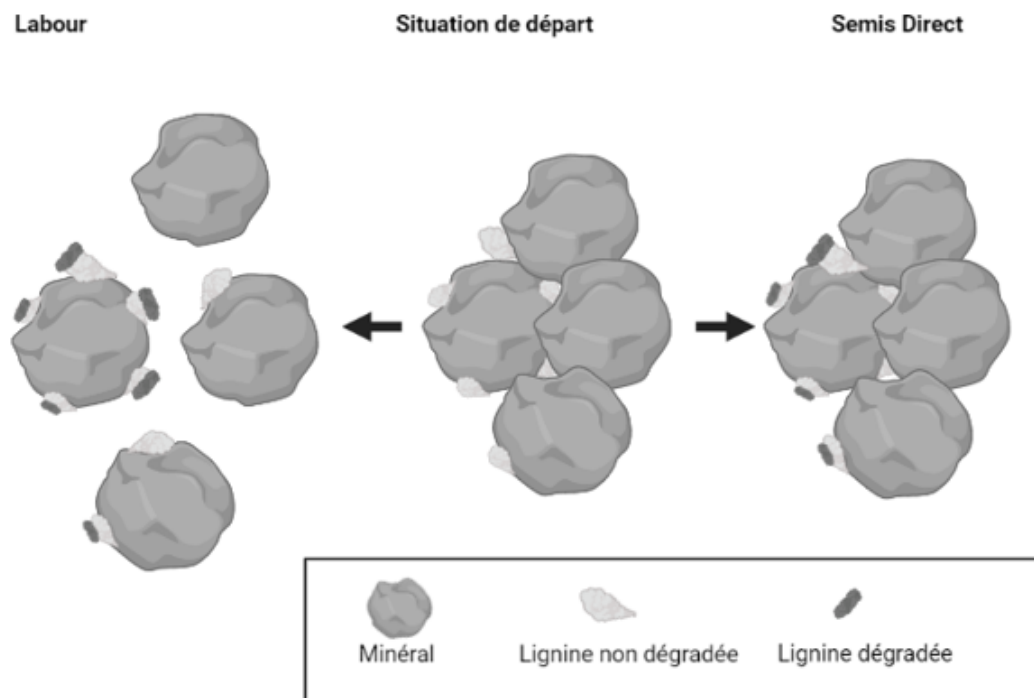
2.5.2 Le labour augmente l'état de dégradation de la lignine

La proportion de C_{org} dans les sols et la proportion de lignine dans le C_{org} (λ) ne sont pas impactées significativement par les pratiques agricoles (tableaux 9 et 10). Ces résultats peuvent paraître contradictoires avec le fait que la fertilisation et le travail du sol sont reconnus d'une part pour augmenter significativement les rendements des cultures (Lundy *et al.*, 2015; Pittelkow *et al.*, 2015; Ziadi *et al.*, 2014) et que ceux-ci sont corrélés étroitement avec le carbone intégré dans les sols comparables à ceux étudiés (Bolinder *et al.*, 1997; Bolinder *et al.*, 2007). Ces résultats sont cependant fréquents dans la littérature (Mastro *et al.*, 2020) et montrent les limites de certains modèles sur le stockage de carbone par le semis direct (Angers, D. *et al.*, 1997; Baker *et al.*, 2007; Stockmann *et al.*, 2013; Waring *et al.*, 2020). Cependant, le tableau 10 et la figure 4 montrent que l'indicateur $P/(V+S)$ est significativement supérieur dans les systèmes en semis direct ($P/(V+S) = 0,229 \pm 0,04$) que dans les systèmes labourés ($P/(V+S) = 0,188 \pm 0,02$). Cet indicateur composite est un biomarqueur de la qualité de la MOS ou de son état de dégradation (Moingt *et al.*, 2016; Thévenot *et al.*, 2010). La rotation de culture établie sur 7 années permet de considérer que la qualité du carbone intégrée dans les sols est comparable dans l'ensemble des parcelles. L'indicateur $P/(V+S)$ est donc utilisé ici comme un marqueur de l'état de dégradation de la lignine dans la SOM. Les monomères de type vanillyl et syringyl sont en effet

situés plus en profondeur dans la structure de la macromolécule de lignine ce qui les rend moins exposés à la dégradation (Bahri *et al.*, 2006). La figure 6 illustre une explication possible de l'évolution de $P/(V+S)$ avec un λ constant. La situation initiale ($T = 0$) montre 6 molécules de lignine dont 2 protégées entre les minéraux. Le sol est peu perturbé en semis direct, seule la lignine exposée en bordure des agrégats est dégradée. Dans les systèmes labourés, la perturbation physique des sols entraîne l'exposition de la lignine protégée physiquement au sein des agrégats (Six *et al.*, 2000; Six et Paustian, 2014). La lignine protégée au sein des agrégats peut être dégradée, mais la perte de composés ligneux est compensée par l'adsorption de nouvelles molécules de lignine sur les nouvelles surfaces d'adsorptions disponibles. La quantité de lignine est la même mais son état de dégradation est globalement plus avancé dans les sols labourés (figure 6).

L'augmentation de la dégradation de la lignine dans les sols labourés peut être liée à une plus grande accessibilité des molécules adsorbées sur les minéraux. La modification des microenvironnements peut également favoriser des microorganismes capables d'utiliser la macromolécule de lignine comme source d'énergie. Certains microorganismes sont en effet plus adaptés que d'autres pour dégrader cette molécule (Vogel *et al.*, 2014). Les racines et les hyphes fongiques à l'origine des macroagrégats apportent des exsudats racinaires aux bactéries. A l'inverse, l'instabilité de l'environnement d'un sol perturbé par le labour (figure 6) peut modifier la stratégie de la communauté bactérienne par rapport à la disponibilité de la matière organique et de l'eau. Kallenbach, C. M. *et al.* (2016) ont par exemple montré que les différences de Carbone Use Efficiency (CUE) entre des bactéries copiotrophes ou oligotrophes peut impacter la quantité de SOM stabilisée par la fraction minérale.

Figure 6. Représentation simplifiée expliquant l'évolution de l'indicateur de quantité de lignine (λ) et de l'indicateur de l'état de dégradation de la lignine ($P/(V+S)$) en fonction du travail du sol. La situation initiale montre 4 molécules de lignine adsorbées sur la phase minérale et exposées à la dégradation, ainsi que 2 molécules de lignine protégées physiquement entre les minéraux. En semis direct, seule la lignine exposée est dégradée. A T=1 en système labouré, la perturbation physique du sol expose l'ensemble des molécules de lignine à la dégradation. L'indicateur $P/(V+S)$ est donc plus faible que dans les systèmes en semis direct. Cependant, de nouvelles surfaces d'adsorptions sont accessibles. La lignine nouvellement adsorbée compense la lignine perdue par dégradation au niveau de l'indicateur λ .



2.5.3 Association matière organique – matière minérale au sein des agrégats

Le diamètre moyen pondéré des agrégats est significativement supérieur dans les sols en semis direct par rapport aux sols labourés (tableaux 6 et 7). Le détail de l'analyse indique que les agrégats $> 2\text{mm}$ représentent $26,6 \pm 1,88 \%$ de la masse des agrégats en semis direct contre $15,13 \pm 2,2 \%$ pour les sols labourés. Les trois autres classes

d'agrégats (< 1mm, <0.5 mm, <0.25 mm) sont plus présents dans les sols labourés ($8,8 \pm 0,84$ %, $5,3 \pm 1,1$ % et $2,2 \pm 0,79$ % respectivement) que dans les sols en semis direct ($4,27 \pm 1,2$ %, $0,9 \pm 0,47$ % et $0,37 \pm 0,23$ % respectivement). Les différences significatives observées entre les traitements de travail du sol sur le DMP des agrégats sont donc liées à la présence plus importante des macroagrégats en semis direct.

Le mode de fertilisation n'a pas d'effet significatif sur la structure du sol (tableau 7). Certaines études compilées par exemple par Abiven *et al.* (2009) associent pourtant la formation des macro-agrégats avec la quantité de carbone intégrée dans les sols, y compris par la fertilisation organique, confirmant les résultats de Angers, D. A. (1998) dans des conditions pédoclimatiques comparables au Québec. Cependant notre protocole d'échantillonnage est prévu pour rendre compte de la structure du sol au moment de la mise en culture et de l'application des principaux traitements. La plupart des études citées ont lieu pendant ou après la saison de culture. Nos résultats montrent qu'au moment des semis, des traitements phytosanitaires et de fertilisation, la structure du sol est impactée principalement par l'effet du labour de l'automne précédent.

Les figures 4 et 5 montrent le lien étroit entre l'altération des phyllosilicates, la dégradation de la lignine et la formation des agrégats en fonction du travail du sol dans les sols agricoles. Le semis direct protège les minéraux ainsi que la lignine de la dégradation comme l'illustre la figure 6. La présence de minéraux argileux néoformés (kaolinite et vermiculite) ainsi que des oxy-hydroxydes de fer indiquent la conservation des éléments lessivés. Les macroagrégats développés dans les systèmes en semis direct peuvent expliquer la formation de milieux permettant ces cristallisations secondaires (figure 5). Les sols structurés par les agrégats favorisent en effet l'écoulement préférentiel de l'eau (Köhne *et al.*, 2009a). L'eau s'écoule par des fissures structurelles et peut se diffuser au sein des macroporosités. Ce mode de conductivité hydraulique va dans le sens des résultats de la teneur moyenne en eau (tableau 3) qui est de $15,76 \pm 0,74$ % pour les sols labourés contre $18,4 \pm 1,15$ % pour les sols cultivés en semis direct.

L'eau de contact éventuellement présente entre les feuillets de la montmorillonite peut en effet difficilement expliquer un tel écart. L'eau des macroporosités permet elle-même la conservation des macroagrégats en prévenant l'augmentation de la pression interne des gaz lors des phases de pluies (Bronick et Lal, 2005). A l'inverse, le labour favorise l'écoulement matriciel de l'eau (Šimůnek *et al.*, 2003) en fractionnant les agrégats. L'augmentation de la surface de contact entre l'eau et les minéraux peut expliquer leur altération plus importante dans les systèmes labourés.

L'étude de la cinétique de formation des micros et macroagrégats par Li *et al.* (2017) avec le modèle CAST dans un mollisol permet d'intégrer les résultats des figures 4 et 5. Le fractionnement des particules par le labour provoque l'altération des minéraux. L'augmentation de la surface spécifique d'adsorption des phyllosilicates et de la charge négative globale de la phase minérale permet l'adsorption de la matière organique nouvellement intégrée dans les sols (figure 6). Des études ont montré le lien entre la minéralogie des phyllosilicates au sein des agrégats et l'augmentation du taux de renouvellement de la matière organique calculé avec les isotopes stables du carbone (Fernández-Ugalde *et al.*, 2013; Fernández-Ugalde *et al.*, 2016). D'après les modèles conceptuels de Six *et al.* (2000) quantifiés par Li *et al.* (2017), cette matière organique forme les microagrégats, dont la cohésion s'établit progressivement par le mucilage bactérien et fongique (équivalent de la glomaline identifiée par Wright et Upadhyaya (1996) et les cations bivalents ou trivalents. Chenu et Plante (2006) ont identifié ces complexes organo-minéraux au microscope électronique à transmission. Ces microagrégats servent d'unité de construction pour les macroagrégats par l'intermédiaire des racines et des hyphes des champignons. Dans les sols naturels, la matière organique enfermée dans les macroporosités est consommée progressivement par les microorganismes jusqu'à la destruction (ou effondrements sur eux même) des macroagrégats. Ainsi nos résultats indiquent que le semis direct permet une continuité dans la dynamique de la formation des agrégats contrairement au labour d'automne qui interrompt cette dynamique. Cette interprétation peut expliquer l'origine de la présence

plus importante de microagrégats dans les sols labourés par rapport aux sols en semis direct et permet de valider notre deuxième hypothèse. La qualité de la fraction minérale fine impactée par les pratiques agricoles est liée au comportement de la MOS, confirmant les questions de recherches identifiées notamment par Barré *et al.* (2017); Barré *et al.* (2014); Chenu *et al.* (2019).

2.6 Conclusion

Notre étude montre que la fraction fine minérale fine des sols est significativement altérée par le travail du sol en moins de 7 saisons de cultures. L'altération des minéraux primaires et secondaires augmente avec le labour. Les résultats indiquent que la perturbation de la dynamique de développement des macroagrégats est en cause. L'utilisation des bioindicateurs de la lignine démontre certaines conséquences sur le comportement de MOS dans les sols agricoles. Les sols labourés offrent plus de surface d'adsorption à la matière organique mais celle-ci est moins protégée de la dégradation. La modification des surfaces disponibles pour l'adsorption, de la charge globale de la fraction minérale ou de la conductivité hydraulique sont des hypothèses explicatives possibles. Ces perspectives de recherche concernent la reconstruction des stocks de carbone mais peuvent avoir une importance pour d'autres problématiques comme l'adsorption des pesticides ou de leurs produits de dégradation. Enfin, la modification du comportement de la MOS identifiée par la lignine ouvre certaines perspectives. La dégradation de la lignine favorisée par le labour indique en effet la présence d'enzymes bactériens ou fongiques particuliers. Nos résultats suggèrent ainsi que le travail du sol pourrait avoir un impact sur la composition de la communauté bactérienne ou fongique, ce qui n'est pas pris en compte dans les modèles actuels du cycle du carbone dans les sols.

L'article sera soumis dans sa version en anglais pour publication dans la revue Geoderma

CHAPITRE III

IMPACT DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LE CONTINUUM OLIGOTROPHE-COPIOTROPHE DE LA COMMUNAUTÉ BACTÉRIENNE DANS UN GLEYSOL AU QUÉBEC

Stéphane Petit¹, Marc Lucotte¹, Richard Hogue², Gilles Tremblay³; Thomas Jeanne²

¹Université du Québec à Montréal, Institut des Sciences de l'Environnement, Chaire de recherche du GEOTOP, CP 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, QC, H3C3P8, Canada

²Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA), 2700 Rue Einstein, Québec, Québec, G1P 3W8, Canada

³Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ), Direction régionale de la Montérégie-Est, 1355 Rue Daniel - Johnson O bureau 3300, Saint-Hyacinthe, QC, J2S 8W7, Canada

3.1 Résumé

Dans cette étude, il est évalué si le continuum oligotrophe-copiotrophe caractérisé par les acidobactéries et les actinobactéries peut décrire une partie de l'écologie bactérienne d'un gleysol cultivé pour les grandes cultures au Québec. L'expérience est réalisée dans des parcelles long terme cultivées depuis 7 ans suivant 3 cycles de rotation (maïs-soja-blé, maïs-soja-blé-fourrages- fourrages - fourrages, maïs en continue) dont les résidus sont incorporés au sol. Le dispositif repose sur des combinaisons de techniques de fertilisation (fertilisation minérale, fertilisation organique, sans fertilisation) et de travail du sol (labour et semis direct). Notre hypothèse est que le labour modifie des paramètres liés à la structure du sol qui impactent l'accessibilité et la nature de la matière organique disponible pour les bactéries. L'échantillonnage de la couche 0-20 cm de sol est réalisé au moment des semis à la fin du printemps avant les applications d'herbicides. Les résultats indiquent une forte relation de corrélation entre l'abondance relative des acidobactéries et des actinobactéries ($r^2 = 0,94$). L'abondance relative des planctomycètes est étroitement liée à ce continuum ($r^2 = 0,81$ avec les acidobactéries et $r^2 = - 0,74$ avec les actinobactéries). Le travail du sol a un effet significatif sur le continuum. Les acidobactéries sont relativement plus abondantes dans les parcelles labourées que dans les parcelles en semis direct ($14,59 \pm 0,01\%$ et $13,23 \pm 0,03 \%$ respectivement). L'indice de Shannon est le plus élevé dans les parcelles labourées ($9,48 \pm 0,09$ et $9,38 \pm 0,03$ en semis direct). La fertilisation minérale augmente la quantité de bactéries dans les sols mais n'a pas d'effet sur l'abondance relative des acidobactéries et des actinobactéries. Le lien entre les milieux copiotrophes/oligotrophes et la fertilisation d'une part et la quantité de carbone organique d'autre part n'a pas été établi.

Mots clés : acidobactéries – actinobactéries – continuum oligotrophe/copiotrophe – labour - gleysol

Effects of soil management practices on the oligotrophy-copiotrophy continuum of the bacterial community in a gleysol in Quebec.

We evaluate if the oligotrophy-copiotrophy continuum characterized by acidobacteria and actinobacteria can describe part of the bacterial ecology of a gleysol cultivated for field crops in Quebec. The experiment was carried out in long-term plots cultivated following 3 rotation cycles (corn-soybean-wheat, corn-soybean-wheat-fallow-fallow-fallow and continuous corn) and combinations of N-fertilization practices (mineral N-fertilization, organic N-fertilization, without fertilization) and tillage techniques (conventional tillage and no-till). Sampling at 0-20 cm was carried out at sowing time in late spring. Results indicated a strong correlation between the relative abundance of acidobacteria and actinobacteria ($r^2 = 0.94$). Tillage had a significant effect on the continuum. Acidobacteria were more abundant in plowed plots than in no-till plots ($14.59 \pm 0.01\%$ and $13.23 \pm 0.03\%$). The Shannon index was the higher in plowed plots (9.48 ± 0.09 and 9.38 ± 0.03 no-till). Mineral fertilization increases the amount of bacteria in the soil but had no effect on the relative abundance of acidobacteria and actinobacteria. The relationship between copiotrophic /oligotrophic environments and a) fertilization and b) the amount of organic carbon had not been established. We hypothesize that conventional tillage can modify parameters related to the soil structure which could impacts the accessibility and the nature of the organic matter available to bacteria.

Keywords : acidobacteria – actinobacteria – oligotrophy-copiotrophy continuum – tillage- gleysol

3.2 Introduction

Le stockage de carbone dans les sols agricoles est l'un des principaux leviers d'action à mettre en œuvre pour contenir l'augmentation de la concentration de CO₂ atmosphérique et maintenir l'élévation de la température globale à moins de 1,5°C au-dessus du niveau préindustriel (Goldstein *et al.*, 2020; IPCC, 2018). Les sols en milieux tempérés (entre 30° et 55° latitude d'une part et 1000 et 3000 degrés-jours de croissance d'autre part) exploités pour les grandes cultures (maïs, soja, céréales notamment) sont particulièrement concernés (Ramankutty *et al.*, 2000). Ils s'étendent sur 650 millions d'hectares, soit environ 5 % des terres émergées (Friedl *et al.*, 2010; Monfreda *et al.*, 2008) et contiennent de 40 à 60 t.ha⁻¹ de carbone organique dans les 30 premiers centimètres en profondeur (Kämpf *et al.*, 2016). C'est environ 30 % de moins qu'avant la conversion des forêts et des prairies en ces terres agricoles (Le Quéré *et al.*, 2015). Le travail du sol intensif et l'utilisation massive de fertilisants de synthèse sont notamment en cause (Minasny *et al.*, 2017). L'adoption à grande échelle de nouvelles pratiques favorables à l'accumulation de matière organique du sol (SOM) pourrait reconstituer en partie le puits de carbone (Goldstein *et al.*, 2020). Selon les estimations environ 30 Gt de carbone pourraient être stockées d'ici 2050, soit l'équivalent de deux ans d'émissions de gaz à effet de serre (GES) d'une année comme 2010 (Dignac *et al.*, 2017).

Les communautés procaryotiques et eucaryotiques des sols utilisent l'énergie tirée de la dégradation des photosynthétates et du recyclage de leur propre biomasse pour s'aménager des conditions favorables à leur maintien et à leur développement (Kögel-Knabner *et al.*, 2008; Lehmann et Kleber, 2015). L'unité de base de cette structuration du sol, l'humus, est une macromolécule constituée de débris de lipides, de protéines et de polysaccharides qui agit comme une colle entre des particules organo-minérales de

tailles et de compositions différentes (Kleber, M, 2010; Kleber, M. *et al.*, 2014). La composition de ce qui est parfois appelé « humus » évolue notamment en fonction du pH, de la température, de la présence d'eau, des apports des végétaux et de la compétition intra et inter communautés (Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015). Parmi ces facteurs, la communauté bactérienne est reconnue pour jouer un rôle central dans la transformation du carbone organique du sol (SOC) (Finn *et al.*, 2017). Cependant, les connaissances sur les processus de transformation sont encore trop incomplètes pour les intégrer dans les modèles du cycle du SOC (Chenu *et al.*, 2019; Paustian *et al.*, 2016). Les modèles les plus utilisés actuellement considèrent l'activité microbienne comme une « boîte noire » liée à des taux de minéralisation prédéfinis en fonction des propriétés chimiques intrinsèques des différentes molécules organiques (Campbell et Paustian, 2015; Cotrufo *et al.*, 2013; Lehmann, Johannes *et al.*, 2020). C'est notamment le cas du modèle par partition recommandé par le GIEC pour les calculs des bilans annuels de carbone dans les sols agricoles (Waring *et al.*, 2020). Les incertitudes sur la fiabilité des projections de stockage de carbone sont à l'origine de nombreux débats dans la communauté scientifique, et de fait témoignent d'un changement de paradigme majeur (Baveye *et al.*, 2018).

Les progrès récents de la métagénomique permettent d'appliquer des principes écologiques reconnus dans le domaine animal et végétal aux bactéries (Caporaso *et al.*, 2010). Le séquençage à haut débit du matériel génétique du sol permet d'établir la taxonomie de la communauté bactérienne et sa diversité structurale. Cette dernière regroupe entre autres l'indice de richesse (indice de Shannon) et l'indice de rareté (Chao 1). Ces indicateurs ont été utilisés pour montrer par exemple les liens entre la diversité phylogénétique bactérienne et les paramètres pédoclimatiques généraux (Terrat *et al.*, 2017), les différents usages des sols (Maron *et al.*, 2011) ou les pratiques agricoles (Arrouays *et al.*, 2020; Fernandez *et al.*, 2016; Mbutia *et al.*, 2015). Par ailleurs, Ho *et al.* (2017) ont montré l'intérêt de l'étude de la structure fonctionnelle de la communauté bactérienne, notamment le continuum oligotrophe-copiotrophe,

équivalent pour les microorganismes du modèle évolutif r/K. Nunan *et al.* (2020) montrent la pertinence de ce modèle pour décrire l'adaptation d'une communauté (et non d'un individu ou d'une espèce en particulier) à l'hétérogénéité des microenvironnements du sol. Tel que revu par Ho *et al.* (2017), les milieux copiotrophes, où les ressources sont régulièrement renouvelées ou facilement disponibles, favorisent des espèces caractérisées par une reproduction tardive, un taux de reproduction faible, une durée de vie plus allongée et une croissance plus lente (stratégie K). A l'autre pôle du continuum, les environnements oligotrophes marqués par des sources d'énergie perturbées, incertaines, ou plus difficiles à exploiter favorisent des espèces à stratégie reproductive (stratégie r). Ces espèces se protègent des perturbations par un taux de reproduction et de croissance élevés contrastés par un taux de survie faible et une durée de vie des individus plus courte. Ces stratégies écologiques sont caractérisées par des indicateurs de diversité de traits fonctionnels liés à la prévalence de certaines espèces par rapport à la source d'énergie principale (Fierer, N *et al.*, 2007; Fierer, Noah *et al.*, 2009). Au niveau bactérien, la prévalence des actinobactéries (espèces à stratégie K) est considérée comme un indicateur de milieux copiotrophes (Alvarez *et al.*, 2017; Ho *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2020). La prévalence des acidobactéries (espèces à stratégie r) est considérée comme le principal indicateur des milieux oligotrophes (Kielak *et al.*, 2016). Ces indicateurs ont été utilisés pour identifier par exemple l'impact de la présence de matière organique labile dans la rhizosphère (milieux copiotrophes) sur l'abondance relative en actinobactéries (Fan *et al.*, 2018) ou mettre en évidence l'effet d'amorçage (*priming effect*) lié à un apport de matière organique plus labile (Blagodatskaya et Kuzyakov, 2008; Kallenbach, C.M. et Grandy, 2011). Cependant à notre connaissance, l'applicabilité du continuum oligotrophe-copiotrophe dans les sols agricoles des grandes cultures n'a pas été vérifiée.

Dans ce travail il est proposé d'étudier comment les pratiques agricoles peuvent impacter la diversité des traits fonctionnels de la communauté bactérienne des sols. Les hypothèses testées sont que i) le continuum oligotrophe-copiotrophe décrit une partie

de l'écologie bactérienne dans des sols agricoles, ii) les pratiques agricoles ou des combinaisons de pratiques agricoles impactent l'oligotrophisation ou la copiotrophisation des sols agricoles et iii) ces processus sont liés à la quantité de carbone dans les sols. Le fait que ces milieux sont impactés d'une part par les conditions pédoclimatiques générales et d'autre part par les pratiques agricoles rythmées par les saisons de cultures constitue une difficulté méthodologique majeure. Un dispositif expérimental en milieu non contrôlé et établi sur une longue-durée est donc utilisé. Cette stratégie de recherche apparaît la plus adaptée pour considérer que l'effet du climat et de ses variations interannuelles sur l'ensemble des caractéristiques biogéochimiques du sol est intégré par la communauté bactérienne et permet l'interprétation de l'effet des pratiques agricoles. La communauté bactérienne décrite à l'échelle du phylum par les outils de la métagénomique est utilisée pour la construction des indicateurs de la diversité structurale et du continuum oligotrophe-copiotrophe. Ces indicateurs sont liés aux effets des traitements agricoles et au SOC mesuré ou calculé.

3.3 Matériel et méthodes

3.3.1 Le site d'étude et les traitements

L'expérience a été réalisée à Saint-Mathieu-de-Beloeil (Québec, Canada) dans un gleysol typique des conditions édaphiques des grandes cultures de cette région, au Centre de recherche sur les grains (CEROM, 45° 58' N, 73°24' W). Le climat est de type continental humide (Dfb) suivant la classification de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007) avec des précipitations annuelles d'environ 1000 mm et une température moyenne annuelle de 5,3°C (Carrier et al., 2013). Le sol est un gleysol argileux (série Saint-Urbain) dont l'horizon Ap est composé d'environ 70% de particules silto-argileuses sur un épais lit d'argiles fines (Martin et Nolin, 1991). Le pH à l'eau de 7,09 ± 0,2. La pente est < 1 %, caractéristique de la plaine du Saint-Laurent.

Les parcelles utilisées pour cette expérience ont été mises en place en 2008, soit 7 ans avant la date d'échantillonnage. Avant leur implantation, le sol avait été soumis aux cultures successives de maïs-soja-maïs-maïs-soja entre 2003 et 2007. Un labour avant l'expérience a été réalisé à 20 cm en novembre 2007. Le dispositif expérimental en split-split-plot avec le travail du sol en parcelle principale, la rotation en sous-parcelle et la fertilisation en sous-sous-parcelle est décrit à la figure 7. Il représente 2 traitements de travail du sol, le labour (L) et le semis direct (D), 3 systèmes de culture et 3 traitements de fertilisation (minéral, organique et sans fertilisation). Les trois systèmes de cultures sont maïs-soja-blé (R1), maïs-soja-blé-foin-foin-foin (R2) et maïs en continu (R3). Les résidus de cultures sont toujours incorporés au sol après chaque récolte. Les différentes variables ont été déterminées après deux cycles complets du système cultural R1 et d'un cycle du R2. Le labour est réalisé à 20 cm de profondeur à l'automne avec un passage de la herse < 5 cm avant le semis. La fertilisation minérale (M) est de 170 kg.ha⁻¹ d'azote pour les années cultivées en maïs (2008, 2011, 2014) et 90 kg.ha⁻¹ pour les années cultivées en blé (2010, 2013). Il n'y a pas d'apport de fertilisant pour les cultures de soja (2009, 2012, et l'année d'échantillonnage 2015). La fertilisation organique (O) est réalisée avec du lisier de porc (45 m³.ha⁻¹). L'absence d'apport de fertilisation est notée (A). L'étude porte donc sur 18 traitements (L R1 M, L R1 O, L R1 A, D R1 M, D R1 O, D R1 A, L R2 M, L R2 O, L R2 A, D R2 M, D R2 O, D R2 A, L R3 M, L R2 O, L R3 A, D R3 M, D R3 O et D R3 A) évalués en triplicata pour un total de 54 parcelles (n = 54).

3.3.2 L'échantillonnage des sols

Chacune des 54 parcelles de 6 m par 20 m a été échantillonnée en un seul endroit, choisi dans un inter-rang de la culture (R1 et R2 en soja et R3 en maïs) et au milieu de la parcelle pour éviter les effets de bordure (figure 7). Les prélèvements de sol de la couche 0-20 cm ont été effectués le 18 juin 2015 avec une tarière manuelle de 7 cm de diamètre. Les stades phénologiques étaient V3 pour le maïs et V2 pour le soja. Les sols

ont été homogénéisés puis congelés à -18°C le jour du prélèvement jusqu'à leur conditionnement ou leur lyophilisation avant les analyses.

3.3.3 Analyse de la diversité microbienne par métagénomique

L'extraction d'ADN a été réalisée dans des tubes de type FastPrep-24™ dans lesquels 0,5g de sol ont été mélangés et traités avec la trousse d'extraction FastDNA™ suivant les instructions du fabricant (MP Biomedical, USA). La qualité et la quantité des ADN génomiques extraits ont été déterminées par spectrophotométrie par les mesures de l'absorbance à 260 nm et 280 nm et du ratio A260/A280. Les amplifications des régions V6-V8 du 16S rARN bactérien ont été réalisées en utilisant les séquences-amorces des régions spécifiques décrites par Comeau *et al.* (2011) et en utilisant une approche en deux étapes de PCR (*dual-indexed PCR approach*) spécialement conçues pour l'analyse avec la plateforme de séquençage haut débit Illumina MiSeq. Les bibliothèques d'amplicons ont été séquencées en format apparié (*paired-end*) avec une lecture de 300 bases, soit 2 x 300 paires de bases de chaque côté du brin d'ADN sur Illumina MiSeq à la plateforme d'analyses génomiques de l'Institut de biologie intégrative et des systèmes (IBIS) de l'Université Laval (Québec, CA).

3.3.4 Analyses du carbone organique (C_{org})

Les teneurs en carbone organique (C_{org}) ont été déterminées avec un analyseur élémentaire Carlo Erba (NA-1500)™ après fumigation aux vapeurs d'acide chlorhydrique du sol lyophilisé pour limiter la présence de carbonates. La reproductibilité des mesures est de $\pm 0,1$ mg de C_{org} .g⁻¹ de sol sec.

3.3.5 Estimation de la quantité de carbone organique intégré dans les sols en 2014

La méthode d'estimation de la quantité de carbone organique (C_{org}) intégré dans les sols en 2014 est tirée de l'étude de Bolinder *et al.* (2007). Cette étude détaille l'ensemble des calculs de la quantité de carbone issu des grandes cultures qui est intégré dans les sols à la fin de la saison de culture (C_i , exprimé en g.Corg.m⁻²). L'estimation de C_i est réalisée à partir du carbone contenu dans le produit récolté (P), dans la partie

aérienne de la plante (S), dans la partie souterraine (R), et dans les exsudats racinaires (E). L'ensemble des coefficients et des formules utilisées sont tirées de Bolinder *et al.* (1997) et Bolinder *et al.* (2007) dont les études concernent les grandes cultures au Canada.

$$C_i = [C_P * S_P] + [C_S * S_S] + [C_R * S_R] + [C_E * S_E]$$

Avec :

$$C_i = \text{Quantité de carbone intégré annuellement dans les sols cultivés (g.C}_{org}\text{.m}^{-2}) = Y_P * 0,45$$

$$C_P = \text{Quantité de carbone contenu dans le produit récolté (g.C}_{org}\text{.m}^{-2}) = (R_S/R_P) * C_P$$

$$C_S = \text{Quantité de carbone contenu dans les résidus de la partie aérienne (g.C}_{org}\text{.m}^{-2}) = (R_R/R_P) * C_P$$

$$C_R = \text{Quantité de carbone contenu dans les résidus de la partie souterraine (g.C}_{org}\text{.m}^{-2}) = (R_R/R_P) * C_P$$

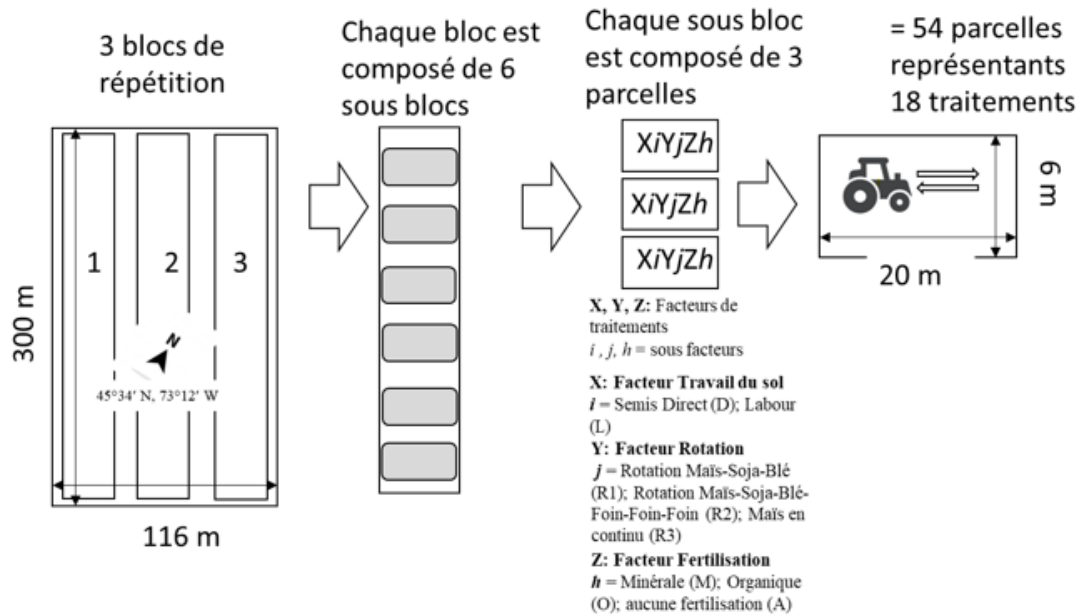
$$C_E = \text{Quantité de carbone contenu dans les exsudats racinaires (g.C}_{org}\text{.m}^{-2}) = (R_E/R_P) * C_P$$

Y_P est le rendement en produit sec de la culture exprimé en g.m^{-2}

S_P, S_R, S_E : Coefficient de la proportion de chaque fraction de la plante qui est intégrée dans le sol à l'issue de la saison de culture. Étant donné l'intégration des résidus de culture dans le dispositif expérimental, $S_S, S_R, S_E = 1$ tandis que $S_P = 0$.

R_P, S, R, E : Coefficients d'allocation de la productivité primaire nette pour chaque fraction de la plante. Les coefficients choisis dans la synthèse de Bolinder *et al.* (2007) pour le maïs (culture en place durant la saison 2014) sont : $(R_P, S, R, E)_{\text{maïs}} = (0,386 ; 0,387 ; 0,138 ; 0,089)$.

Figure 7. Dispositif expérimental en split-split factoriel mis en place en 2008 avec 3 facteurs (travail du sol, rotation des cultures, fertilisation) au Centre d'étude sur les grains (CEROM) à Saint-Mathieu-de-Beloeil, Québec, Canada.



3.3.6 Analyses statistiques

Le traitement bio-informatique des séquences a impliqué différentes stratégies de traitement (Qiime 1.9 (Caporaso *et al.*, 2010) et le logiciel R) incluant des étapes de validation de la qualité des bases de référence et d'indices de mesure de la richesse microbienne et des mesures de comparaison de la diversité microbienne. La richesse microbienne, déterminée par le nombre d'OTUs (unités taxonomiques opérationnelles) observées, de l'indice Shannon et de l'indice de Chao1, a été estimée à partir d'un nombre commun de 10 000 séquences pour toutes les bactéries. La base de référence SILVA (version 119) (Quast *et al.*, 2013) a été utilisée pour les analyses de la diversité des bactéries et des eucaryotes. Les tables d'OTUs obtenues ont été filtrées avant les analyses de diversité alpha et bêta afin de réduire certaines problématiques liées au seuil d'homologie de $\geq 97\%$ appliqué pour l'assemblage taxonomique des OTUs et

aux OTUs de très faible abondance. Pour la détection moléculaire par PCR quantitative, les amorces eub338/eub518 ont été utilisées pour les bactéries totales (Fierer, Noah *et al.*, 2005). Les détections ont été faites en deux répétitions sur un appareil CFX96 (Biorad, USA) avec un mélange réactionnel SYBR green qPCR mix (Qiagen, Canada). Les systèmes de détection ont été mis au point sur une gamme de détection de 4 LOG (Efficacité système pour bactéries totales : 89,1% $r^2 = 0,99$). Les résultats sont exprimés en unité d'amplification (UA) par g de sol sec. L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec JMP 14 (SAS Institute, Cary, NC).

3.4 Résultats

3.4.1 Impact des pratiques agricoles sur la diversité structurale de la communauté bactérienne

Le tableau 11 présente les moyennes et écart-types des indicateurs de diversité structurale de la communauté bactérienne pour l'ensemble des traitements. La moyenne pour l'ensemble des analyses est de $5,81^{+9} \pm 1,44^{+9}$ (n = 54) UA.g sol sec⁻¹. Le traitement avec le minimum de bactéries est le D R3 M avec $3,99^{+9} \pm 1,50^{+9}$ UA.g sol sec⁻¹ (n=3). Celui avec le maximum de bactéries est le D R2 O avec $7,959^{+9} \pm 5,48^{+8}$ UA.g sol sec⁻¹ (n = 3). Le type de fertilisation impacte significativement ($p < 0,05$) le nombre d'UA de bactéries (tableau 12). La comparaison des moyennes pour chaque paire en utilisant le test t de Student ($\alpha < 0,05$) indique que les parcelles traitées avec du fertilisant organique ont une quantité de bactérie significativement supérieure ($6,55^{+9} \pm 1,59^{+9}$) aux parcelles traitées avec de la fertilisation minérale ($5,45^{+9} \pm 1,25^{+9}$) ou sans apport de fertilisant ($5,44^{+9} \pm 1,59^{+9}$). Le nombre d'OTU pour l'ensemble des traitements est de $1458,2 \pm 79,19$. L'ensemble des données est homogène, le minimum est de $1279,97 \pm 302,30$ pour le traitement D R3 M. Les autres traitements ont des moyennes du nombre d'OTU significativement plus élevées avec un maximum pour le traitement L R2 M (tableau 11). L'analyse ANOVA n'indique pas l'effet significatif

d'un traitement en particulier (tableau 12). La moyenne de l'indice de Shannon est de $9,4 \pm 0,27$ ($n = 54$). L'analyse de la variance indique un effet significatif du travail du sol (tableau 12). L'analyse avec le test t de Student pour les facteurs en parcelle principal labour et semis direct ($\alpha < 0,05$) des données tirées du tableau 11 indique que les parcelles labourées ont un indice de Shannon supérieur aux parcelles où le semis direct a été appliqué avec des valeurs de $9,48 \pm 0,09$ et $9,38 \pm 0,03$ respectivement ($n = 54$). Enfin, l'indice Chao1 est de $1672 \pm 74,94$ ($n = 54$), sans effet significatif du système de culture, du travail du sol ou du mode de fertilisation (tableaux 11 et 12).

Tableau 11. Moyennes et écarts type du nombre total d'unités amplifiables (UA) du gène 16S rRNA des bactéries quantifiées par qPCR, du nombre d'OTU observé, et des indices de Shannon et Chao 1 pour les 18 combinaisons de traitements en triplicats ($n=54$). Les échantillons ne présentent pas d'inhibition de PCR à la dilution utilisée pour quantifier les bactéries totales. Les moyennes suivies de la même lettre entre parenthèses n'ont pas de différences significatives entre elles avec un test de Student ($\alpha < 0,05$). La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée.

| | Bactéries Totales (UA.g sol sec ⁻¹) | Nombre d'OTU Observé | Indice de Shannon | Indice Chao1 |
|---------------|--|--------------------------|----------------------|--------------------------|
| D R1 M | $5,947^{+9} \pm 1,327^{+9}(abc)$ | $1483,4 \pm 47,79$ (a) | $9,43 \pm 0.1$ (a) | $1688,59 \pm 47,7$ (a) |
| D R1 O | $6,778^{+9} \pm 5,478^{+8} (ab)$ | $1448,9 \pm 44,68$ (a) | $9,41 \pm 0.06$ (a) | $1664,89 \pm 53,83$ (a) |
| D R1 A | $4,888^{+9} \pm 3,937^{+8}(bc)$ | $1436,6 \pm 30,54$ (a) | $9,31 \pm 0.08$ (a) | $1652,82 \pm 34,39$ (a) |
| L R1 M | $5,542^{+9} \pm 7,888^{+8}(bc)$ | $1486,6 \pm 9,92$ (a) | $9,48 \pm 0.04$ (a) | $1699,14 \pm 31,22$ (a) |
| L R1 O | $6,410^{+9} \pm 1,368^{+9}(bc)$ | $1486,5 \pm 32,55$ (a) | $9,51 \pm 0.03$ (a) | $1676,1 \pm 8,99$ (a) |
| L R1 A | $5,124^{+9} \pm 4,086^{+8}(bc)$ | $1480,2 \pm 11,67$ (a) | $9,48 \pm 0.03$ (a) | $1686,51 \pm 16,66$ (a) |
| D R2 M | $5,735^{+9} \pm 1,076^{+9}(abc)$ | $1440,6 \pm 19,15$ (a) | $9,40 \pm 0.09$ (a) | $1648,86 \pm 24,51$ (ab) |
| D R2 O | $7,959^{+9} \pm 2,314^{+9} (a)$ | $1454,9 \pm 28,74$ (a) | $9,43 \pm 0.05$ (a) | $1664,97 \pm 27,57$ (a) |
| D R2 A | $5,433^{+9} \pm 1,504^{+9}(bc)$ | $1462,53 \pm 18,57$ (a) | $9,39 \pm 0.06$ (a) | $1682,60 \pm 30,64$ (a) |
| L R2 M | $6,389^{+9} \pm 1,432^{+9}(ab)$ | $1500,87 \pm 35,10$ (a) | $9,47 \pm 0.09$ (a) | $1719,41 \pm 37,94$ (a) |
| L R2 O | $6,191^{+9} \pm 7,737^{+8} (abc)$ | $1470,37 \pm 5,37$ (a) | $9,45 \pm 0.09$ (a) | $1686,22 \pm 19,34$ (a) |
| L R2 A | $6,559^{+9} \pm 3,954^{+9}(ab)$ | $1456,63 \pm 18,29$ (a) | $9,49 \pm 0.02$ (a) | $1669,60 \pm 4,25$ (a) |
| D R3 M | $3,990^{+9} \pm 1,497^{+9} (c)$ | $1279,97 \pm 302,30$ (b) | $8,77 \pm 1,09$ (b) | $1524,05 \pm 291,37$ (b) |
| D R3 O | $6,461^{+9} \pm 3,384^{+8}(ab)$ | $1477,5 \pm 19,79$ (a) | $9,38 \pm 0.05$ (a) | $1695,95 \pm 52,51$ (a) |
| D R3 A | $5,162^{+9} \pm 7,391^{+8}(bc)$ | $1471,03 \pm 20,91$ (a) | $9,44 \pm 0.06$ (a) | $1682,96 \pm 20,57$ (a) |
| L R3 M | $5,058^{+9} \pm 4,809^{+8}(bc)$ | $1479,53 \pm 34,08$ (a) | $9,47 \pm 0.04$ (a) | $1706,44 \pm 36,67$ (a) |
| L R3 O | $5,499^{+9} \pm 1,899^{+8}(bc)$ | $1459,07 \pm 62,23$ (a) | $9,47 \pm 0.11$ (a) | $1672,07 \pm 51,45$ (a) |
| L R3 A | $5,499^{+9} \pm 1,691^{+8}(bc)$ | $1472,4 \pm 38,26$ (a) | $9,48 \pm 0.03$ (a) | $1685,72 \pm 42,35$ (a) |

Tableau 12. Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$ de l'effet des combinaisons de traitements sur le nombre total d'unités amplifiables (UA) du gène 16S rRNA des bactéries quantifiées par qPCR et sur les indicateurs de diversité alpha par le nombre d'OTU observé, l'indice de Shannon et l'indice Chao (n = 54). En gras : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté

| Origine de la variation | ddl | Probabilité F ($\alpha = 0,05$) | | | |
|-------------------------|-----|-----------------------------------|--------------|-------------------|--------|
| | | Bactéries Totale | Nombre d'OTU | Indice de Shannon | Chao 1 |
| Fertilisation (F) | 2 | 3,7583* | 0,3879 | 0,8584 | 0,1542 |
| Travail du sol (T) | 1 | 0,0006 | 3,1382 | 4,2985 * | 2,4792 |
| T x F | 2 | 1,8201 | 1,4168 | 0,7443 | 1,7429 |
| Rotation (R) | 2 | 2,7933 | 0,7771 | 0,8769 | 0,2994 |
| R*F | 4 | 0,4706 | 1,2676 | 1,1489 | 0,8402 |
| R*T | 2 | 0,0617 | 0,3119 | 0,8421 | 0,2632 |
| R*F*T | 4 | 0,4712 | 1,3032 | 0,3152 | 0,9837 |
| Total | 53 | | | | |

3.4.2 Impact des pratiques agricoles sur l'abondance relative des phyla bactériens

Les actinobactéries sont le phylum le plus présent dans les sols avec $35,64 \pm 0,03\%$ (n = 54) du cortège bactérien. Elles sont plus abondantes dans les parcelles D R3 M, D R2 A, D R2 O, D R1 O et D R1 M (tableau 13). Les différentes pratiques agricoles n'ont pas d'effet significatif sur leur abondance relative (figure 8 et tableau 14). Les acidobactéries représentent $13,91 \pm 0,02 \%$ (n = 54) de la communauté bactérienne. Leur présence est significativement impactée par le travail du sol. Ce phylum est plus abondant (test de Student, $\alpha < 0,05$) dans les parcelles labourées ($14,59 \pm 0,01\%$) que dans les parcelles en semis direct ($13,23 \pm 0,03 \%$). Les abondances relatives des chloroflexi et des protéobactéries sont comparables ($17,09 \pm 0,02 \%$ et $18,17 \pm 0,02\%$, n = 54). Les parcelles D R3 O, D R2 M et D R2 A présentent des moyennes significativement différentes d'abondance relative des chloroflexi. Les effets des variables de traitements agricoles par l'analyse ANOVA ne sont pas significatifs (tableau 14). Les bactéroïdètes représentent dans l'ensemble $5,34 \pm 0,01\%$ de la communauté bactérienne (figure 8). Le travail du sol impacte significativement leur

abondance relative (test de Student, $\alpha < 0,05$). Ce phylum représente $4,81 \pm 0,01\%$ ($n = 27$) des bactéries en semis direct et $5,88 \pm 0,01\%$ ($n = 27$) des bactéries en systèmes labourés. La moyenne de l'abondance relative des bactérioidètes est significativement plus importante dans les parcelles LR2 A et L R3 A. Aucune différence n'est observée pour les différentes combinaisons de traitements pour les gemmatimonadètes (tableau 13). Les traitements D R1 O, D R2 O, D R3 O et D R3 M ont des valeurs significativement inférieures par rapports aux autres combinaisons de traitements pour l'abondance relative en planctomycètes. L'analyse ANOVA ne montre pas d'impact d'une variable de traitement en particulier. Le traitement D R3 O est significativement plus riche en nitrospirae que les autres traitements. D R1 A et D R2 A sont significativement plus riches en firmicutes que les autres traitements. Pour ces deux derniers phyla, les variables de traitements agricoles n'ont pas d'effets sur leur abondance relative. Enfin, les verrumicrobia représentent $1,43 \pm 0,002\%$ ($n = 54$). D R3 A est le système où ce phylum est le plus présent. Le système de culture impacte significativement leur présence (tableau 13). Elles sont significativement moins présentes dans le système R2 ($1,31 \pm 0,001\%$, $n = 18$) que dans les systèmes R1 et R3 ($1,48 \pm 0,001\%$ et $1,50 \pm 0,001\%$ respectivement). La combinaison D R3 M présente des moyennes significativement différentes pour un grand nombre de variables mesurées. Ces résultats sont liés aux analyses de l'échantillon d'une parcelle en particulier (rang 3). L'ensemble des tests présentés a été vérifié en excluant cette valeur. Les résultats sont identiques à l'exception de l'impact significatif du travail du sol sur a) le nombre d'OTU, les parcelles labourées présentant la moyenne la plus importante et b) l'abondance relative des nitrospirae, les parcelles en semis direct présentant la moyenne la plus importante.

Figure 8. Abondance relative des phyla bactériens dans l'horizon 0-20 cm pour les 18 traitements. Les phyla avec une abondance relative < 2 % sont rassemblés dans la catégorie « autres ». Cette catégorie comprend les phylas non identifiés après le séquençage et les phylas division W3, chlorobi et TM6.

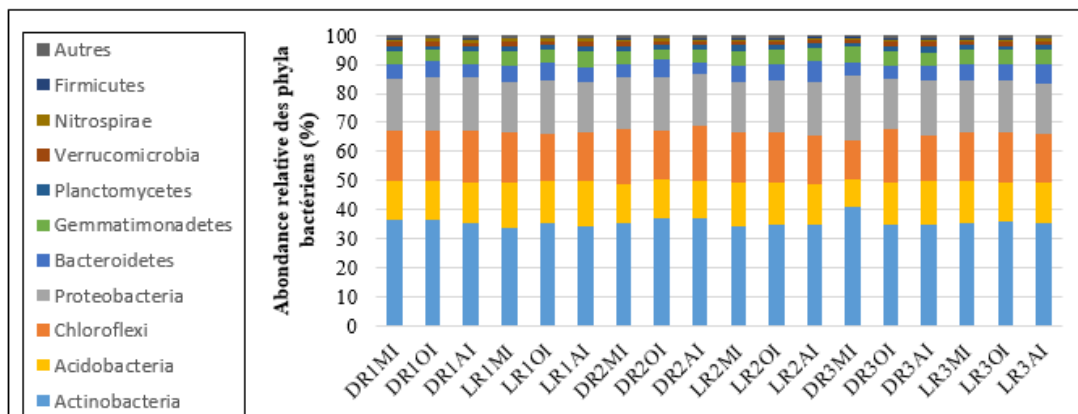


Tableau 13. Comparaison des moyennes de l'abondance relative des phyla bactériens dans l'horizon 0-20 cm pour les 18 traitements. Les phyla avec une abondance relative < 2% sont rassemblés dans la catégorie « autres ». Cette catégorie comprend les phylas non identifiés après le séquençage et les phylas division W3, chlorobi et TM6. Les mêmes lettres entre parenthèses signifient que les moyennes ne présentent pas de différences significatives entre elles ($\alpha < 0,05$). La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée.

| | <i>actinobactéria</i> | <i>acido bactéria</i> | <i>Chloroflexi</i> | <i>Proteobacteria</i> | <i>bacteroidetes</i> | <i>Gemmatimonadaei</i> | <i>Planctomycetes</i> | <i>Thermicrobia</i> | <i>Nitrospirae</i> | <i>firmicutes</i> |
|-------|-----------------------|-----------------------|--------------------|-----------------------|----------------------|------------------------|-----------------------|---------------------|--------------------|-------------------|
| DR1 M | ab | a | ab | b | bcd | a | a | abcd | ab | ab |
| DR1 O | ab | a | ab | b | abcd | a | ab | abcd | ab | b |
| DR1 A | b | a | ab | b | d | a | a | abcd | ab | a |
| LR1 M | b | a | ab | b | abcd | a | a | abcd | ab | ab |
| LR1 O | b | a | ab | b | abc | a | a | abcd | ab | ab |
| LR1 A | b | a | ab | b | abcd | a | a | abc | ab | ab |
| DR2 M | b | ab | a | b | cd | a | a | abcd | ab | ab |
| DR2 O | ab | a | ab | b | abcd | a | ab | abcd | ab | ab |
| DR2 A | ab | a | a | b | cd | a | a | d | ab | ab |
| LR2 M | b | a | ab | b | abcd | a | a | abcd | ab | ab |
| LR2 O | b | a | ab | b | abcd | a | a | abcd | ab | ab |
| LR2 A | b | a | ab | b | a | a | a | bcd | b | b |
| DR3 M | a | b | b | a | cd | a | b | cd | ab | ab |
| DR3 O | b | a | a | b | cd | a | ab | ab | a | ab |
| DR3 A | b | a | ab | b | bcd | a | a | a | ab | a |
| LR3 M | b | a | ab | b | abcd | a | a | abcd | ab | ab |
| LR3 O | b | a | ab | b | abcd | a | a | abc | ab | ab |
| LR3 A | b | a | ab | b | ab | a | a | ab | ab | ab |

Tableau 14. Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$ sur l'effet des combinaisons de traitements sur l'abondance relative des principaux phyla bactériens. En gras : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté.

| | | Probabilité F ($\alpha = 0,05$) | | | | | | | | | |
|-------------------------|-----|-----------------------------------|----------------------|--------------------|-----------------------|----------------------|-------------------------|-----------------------|----------------------|--------------------|-------------------|
| Origine de la variation | ddl | <i>actinobactéria</i> | <i>acidobactéria</i> | <i>Chloroflexi</i> | <i>Proteobacteria</i> | <i>bacteroidetes</i> | <i>Gemmatimonadetes</i> | <i>Planctomycetes</i> | <i>Ferrimicrobia</i> | <i>Nitrospirae</i> | <i>firmicutes</i> |
| Fertilisation (F) | 2 | 0,1913 | 0,2763 | 0,882 | 0,3004 | 0,4837 | 0,6274 | 2,1704 | 0,1489 | 0,0121 | 0,4166 |
| Travail du sol (T) | 1 | 3,4771 | 4,3762 | 0,2028 | 1,9720 | 13,0886 | 1,7550 | 2,6848 | 0,1598 | 2,9115 | 0,0595 |
| T x F | 2 | 0,8133 | 1,727 | 0,3193 | 0,7611 | 2,1874 | 0,0884 | 2,2248 | 0,3008 | 0,1750 | 0,1283 |
| Rotation (R) | 2 | 0,3763 | 0,6376 | 1,2508 | 0,5832 | 0,2214 | 1,1020 | 0,9148 | 3,9900 | 2,1840 | 0,2723 |
| R*F | 4 | 0,991 | 1,0748 | 0,8736 | 1,3083 | 1,6739 | 0,5753 | 1,3702 | 2,3432 | 1,1433 | 0,8747 |
| R*T | 2 | 0,0487 | 0,006 | 0,3299 | 0,6715 | 0,2335 | 1,0940 | 0,1665 | 0,2342 | 0,1725 | 0,9879 |
| R*F*T | 4 | 0,8614 | 1,0801 | 0,8896 | 1,3245 | 0,8952 | 0,3144 | 1,0208 | 0,4372 | 0,7907 | 0,9860 |
| Total | 5 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |

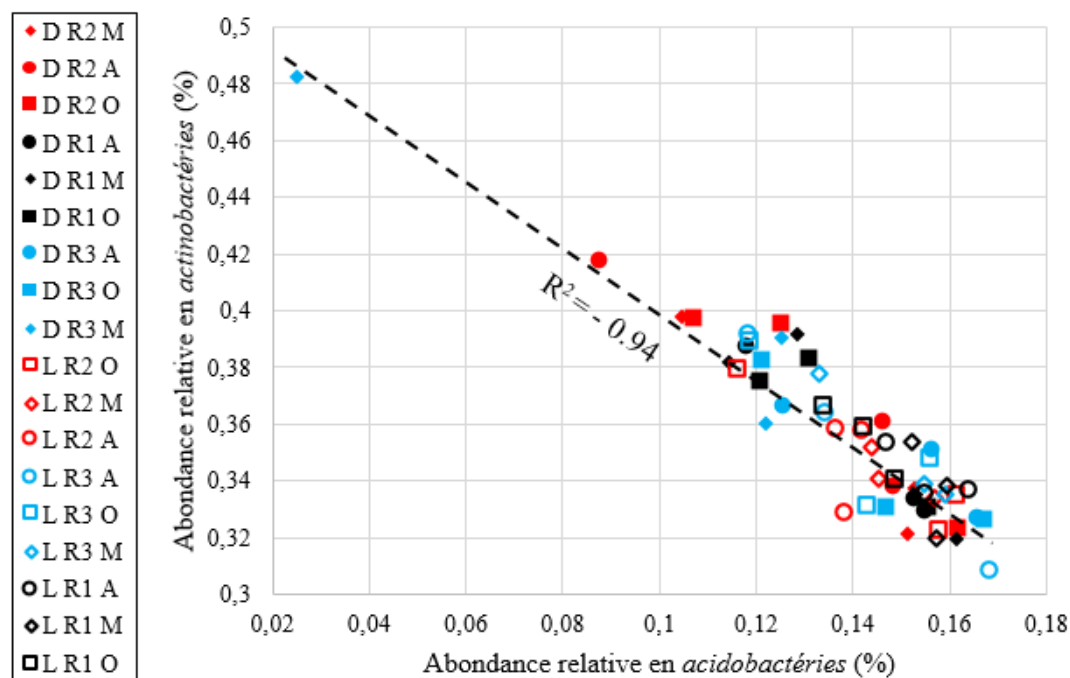
3.4.3 La diversité de la communauté bactérienne

Le tableau 15 indique que le continuum entre les acidobactéries et les actinobactéries est le plus marqué de la communauté bactérienne. Le détail de la corrélation ($r^2 = -0,94$) est représenté dans la figure 9. En enlevant du calcul de régression simple les deux points D R2 O et D R2 A qui sont décalés sur la gauche du continuum, le coefficient est de $r^2 = -0,84$. La variation des planctomycètes est liée à ce continuum. Le coefficient de corrélation est de $r^2 = 0,81$ avec les acidobactéries et $r^2 = -0,74$ avec les actinobactéries. Le tableau 15 montre un continuum entre les chloroflexi et les protéobactéries avec un $r^2 = -0,85$. Enfin, le coefficient de corrélation entre les protéobactéries et les acidobactéries d'une part et les actinobactéries d'autre part est de $r^2 = -0,56$ et $r^2 = 0,57$ respectivement.

Tableau 15. Matrice des corrélations entre les principaux phyla bactériens dans l'horizon 0-20 cm pour les 18 traitements (n = 54).

| | <i>acidobacterie</i> | <i>actinobacterie</i> | <i>bacteroidete</i> | <i>chloroflexi</i> | <i>firmicutes</i> | <i>gemmatimonadetes</i> | <i>nitrospirae</i> | <i>planctomycetes</i> | <i>proteobacteria</i> | <i>verrucomicrobia</i> |
|-------------------------|----------------------|-----------------------|---------------------|--------------------|-------------------|-------------------------|--------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| <i>acidobacterie</i> | 1,0000 | | | | | | | | | |
| <i>actinobacterie</i> | -0,9370 | 1,0000 | | | | | | | | |
| <i>bacteroidete</i> | 0,1618 | -0,0666 | 1,0000 | | | | | | | |
| <i>chloroflexi</i> | 0,2507 | -0,3879 | -0,493 | 1,0000 | | | | | | |
| <i>firmicutes</i> | -0,3162 | 0,245 | -0,483 | 0,0643 | 1,0000 | | | | | |
| <i>gemmatimonadetes</i> | 0,2849 | -0,4353 | -0,457 | 0,2200 | 0,0422 | 1,0000 | | | | |
| <i>nitrospirae</i> | 0,5495 | -0,5744 | -0,367 | 0,4862 | -0,0486 | 0,2598 | 1,0000 | | | |
| <i>planctomycetes</i> | 0,8077 | -0,7354 | 0,1899 | 0,0661 | -0,2036 | 0,1583 | 0,3478 | 1,0000 | | |
| <i>proteobacteria</i> | -0,5567 | 0,5645 | 0,1834 | -0,8526 | 0,1672 | -0,2030 | -0,5337 | -0,3589 | 1,0000 | |
| <i>verrucomicrobia</i> | 0,3682 | -0,3715 | -0,070 | 0,2434 | -0,0334 | 0,1151 | 0,5709 | 0,2120 | -0,3987 | 1,000 |

Figure 9. Abondance relative des actinobactéries en fonction de l'abondance relative des acidobactéries pour chacun des 18 traitements (n = 54).



3.4.4 Impact des pratiques agricoles sur la quantité de carbone dans les sols

La teneur mesurée en C_{org} est de $1,99 \pm 0,45\%$ pour l'ensemble des échantillons ($n = 54$) (tableau 16). La combinaison de traitements D R3 O présente la plus haute moyenne et L R3 M, L R2 O et L R2 M les plus basses. L'analyse de la variance (tableau 16) indique un effet significatif du labour. Les parcelles labourées ont une teneur en C_{org} significativement plus faible ($1,84 \pm 0,27\%$, $n = 27$) que les parcelles en semis direct ($2,12 \pm 0,54\%$, $n = 27$) d'après le test t de Student ($\alpha = 0,05$). Le carbone théoriquement intégré dans le sous-sol l'année précédant l'échantillonnage (2014) reflète les rendements du maïs en fonction des pratiques agricole (tableau 16). Les combinaisons L R1 M et L R2 M ont les valeurs les plus élevées et les parcelles sans fertilisation ont les valeurs les plus basses. L'analyse de la variance montre un effet significatif des trois traitements (fertilisation, travail du sol, rotation de culture). Le test t de Student ($\alpha = 0,05$) pour la fertilisation indique une différence significative entre les parcelles fertilisées d'une part ($594 \pm 89 \text{ g.C}_{org}.\text{m}^{-2}$ pour la méthode minérale et $540 \pm 91 \text{ g.C}_{org}.\text{m}^{-2}$ pour la méthode organique) et les parcelles non fertilisées ($145 \pm 80 \text{ g.C}_{org}.\text{m}^{-2}$). De même, les parcelles labourées ont reçu plus de carbone que les parcelles en semis direct ($491 \pm 215 \text{ g.C}_{org}.\text{m}^{-2}$ par rapport à $362 \pm 200 \text{ g.C}_{org}.\text{m}^{-2}$). Enfin, le test t de Student n'indique pas de différence significative entre les systèmes de cultures.

Tableau 16. Moyennes et écarts types des rendements, de la teneur en carbone organique (C_{org} en %) et de la quantité estimée de carbone intégré dans le sol pour l'année 2014 (C_i 2014 en $g.C_{org}.m^{-2}$) pour l'ensemble des traitements ($n = 54$). Les moyennes suivies de la même lettre entre parenthèses n'ont pas de différences significatives entre elles avec un test de Student ($\alpha < 0,05$). La lettre (a) représente le groupe avec la moyenne la plus élevée.

| | Rendements ($kg.ha^{-1}$) (humidité 15%) | C_{org} (%) | C_i 2014 ($g.C_{org}.m^{-2}$) |
|--------|--|------------------|-----------------------------------|
| D R1 M | 7519 ± 1370 (cd) | 1.92 ± 0.09 (ab) | 538.2 ± 98.0 (cd) |
| D R1 O | 6546 ± 962 (de) | 1.93 ± 0.58 (ab) | 468.6 ± 68.9 (de) |
| D R1 A | 841 ± 295 (g) | 1.97 ± 0.68 (ab) | 60.2 ± 21.1 (g) |
| L R1 M | 9564 ± 107 (a) | 2.15 ± 0.39 (ab) | 684.6 ± 7.7 (a) |
| L R1 O | 9102 ± 244 (ab) | 2.07 ± 0.23 (ab) | 651.5 ± 17.5 (ab) |
| L R1 A | 3219 ± 198 (f) | 1.84 ± 0.34 (ab) | 230.4 ± 14.1 (f) |
| D R2 M | 8086 ± 420 (bc) | 2.17 ± 0.79 (ab) | 578.9 ± 30.1 (bc) |
| D R2 O | 6906 ± 99 (de) | 2.26 ± 0.70 (ab) | 494.4 ± 7.1 (de) |
| D R2 A | 1846 ± 403 (g) | 2.33 ± 0.33 (ab) | 132.2 ± 28.9 (g) |
| L R2 M | 9245 ± 796 (a) | 1.70 ± 0.06 (b) | 661.8 ± 57.0 (a) |
| L R2 O | 8939 ± 286 (ab) | 1.73 ± 0.18 (b) | 639.9 ± 20.5 (ab) |
| L R2 A | 3489 ± 297 (f) | 1.75 ± 0.15 (ab) | 249.8 ± 21.3 (f) |
| D R3 M | 6670 ± 932 (de) | 1.75 ± 0.13 (ab) | 476.7 ± 66.7 (de) |
| D R3 O | 6273 ± 529 (e) | 2.48 ± 0.84 (a) | 449.1 ± 37.9 (e) |
| D R3 A | 878 ± 440 (g) | 2.27 ± 0.58 (ab) | 62.9 ± 31.6 (g) |
| L R3 M | 8769 ± 743 (ab) | 1.67 ± 0.1 (b) | 627.7 ± 53.2 (ab) |
| L R3 O | 7533 ± 1223 (cd) | 1.82 ± 0.17 (ab) | 539.2 ± 87.6 (cd) |
| L R3 A | 1829 ± 710 (g) | 1.88 ± 0.44 (ab) | 133.1 ± 50.9 (g) |

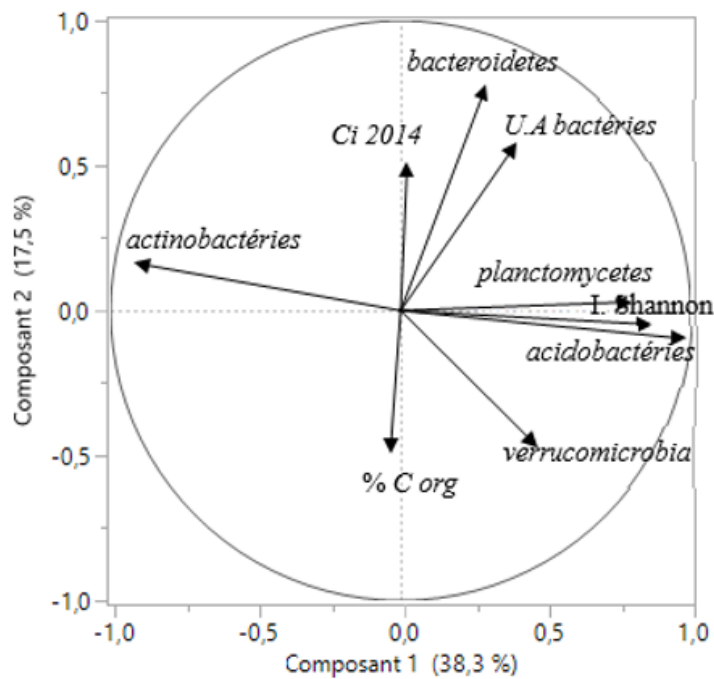
Tableau 17. Analyse de la variance (ANOVA) avec test de Fischer au seuil $\alpha = 0,05$ sur l'effet des combinaisons de traitements sur la teneur en carbone organique (C_{org} en %) et de la quantité estimée de carbone intégré dans le sol pour l'année 2014 (C_i 2014 en g.C_{org}.m⁻²). En gras : Les effets sont significatifs à $p < 0,05$. ddl : degré de liberté.

| Origine de la variation | ddl | Probabilité F ($\alpha = 0,05$) | |
|-------------------------|-----|-----------------------------------|---------------------|
| | | C _{org} | C _i 2014 |
| Fertilisation (F) | 2 | 0,5532 | 437,72 |
| Travail du sol (T) | 1 | 5,0843 | 97,35 |
| T x F | 2 | 0,4833 | 0,21 |
| Rotation (R) | 2 | 0,0034 | 12,85 |
| R*F | 4 | 0,6350 | 0,32 |
| R*T | 2 | 2,1615 | 2,19 |
| R*F*T | 4 | 0,2159 | 0,91 |
| Total | 53 | | |

3.4.5 Relation entre les indicateurs de la diversité et de la composition de la communauté bactérienne impactés par les pratiques agricoles et le carbone organique des sols

Les deux premières composantes de l'analyse PCA de la figure 10 représentent 55,8 % de la variation. L'analyse montre le lien entre la variation de la proportion relative des actinobactéries, des acidobactéries, des planctomycètes et de l'indice de Shannon. Ces variations ne sont pas liées avec celles des autres variables impactées significativement par le travail du sol (C_{org}, C_i2014 et bactéroïdètes). Le nombre d'UA est lié à l'autre variable impacté significativement par le mode de fertilisation (C_i 2014) ainsi qu'à l'abondance relative des bactéroïdètes. L'abondance relative des verrucomicrobia est la seule variable de cette analyse qui soit impactée significativement par le système de culture.

Figure 10. Ordination PCA comparant les compositions bactériennes des sols des 18 combinaisons de traitement (systèmes de culture + type de travail + fertilisation). Les vecteurs illustrent les corrélations entre les variables impactés significativement par les pratiques agricoles ou en lien avec le continuum oligotrophe-copiotrophe : L'indice Shannon (diversité alpha), la quantité d'unités amplifiables (UA bactéries), l'abondance relative des acidobactéries, actinobactéries, bacteroidètes, planctomycètes, et *verrucomicrobia* ainsi que la teneur en carbone organique et la quantité estimée de carbone intégré dans le sol lors de la précédente saison de culture (2014).



3.5 Discussion

Cette étude évalue l'impact des pratiques agricoles sur la communauté bactérienne de sols agricoles cultivés sous un gradient de pratiques d'agriculture intensive à agriculture de conservation et le lien avec la quantité de SOC.

3.5.1 Le continuum oligotrophe-copiotrophe est un marqueur significatif de la diversité de la communauté bactérienne des sols agricoles

Les acidobactéries et les actinobactéries, choisies comme des indicateurs des milieux oligotrophe et copiotrophe respectivement (Ho *et al.*, 2017), représentent près de 50 % de la quantité des bactéries du gleysol dans l'ensemble des parcelles. Le continuum entre les abondances relatives est significatif avec un $r^2 = -0,94$ ($n = 54$, figure 9 et tableau 15). Ces deux résultats permettent de valider la première hypothèse, le continuum oligotrophe-copiotrophe peut décrire une partie de l'écologie bactérienne dans un gleysol soumis à des combinaisons de pratiques agricoles depuis 7 ans. Les milieux les plus copiotrophes sont liés aux combinaisons D R3 M, D R2 A, D R2 O, D R1 M et D R1 O.

Des enjeux agronomiques et environnementaux majeurs peuvent être liés à ce résultat. Le phylum des actinobactéries comprend des espèces comme streptomyces ou arthrobacter, reconnues comme des rhizobactéries favorisant la croissance des plantes (ou PGPR pour *plant-growth promoting rhizobacteria*) (Degruene *et al.*, 2016). L'opéron *phn* impliqué dans la synthèse de la C-P lyase et la mobilisation du phosphore qui peut profiter aux plantes est très présent chez les actinobactéries (Carles *et al.*, 2019; KeiluweitNico, *et al.*, 2015). Ces bactéries produisent des oxydes de manganèse biogéniques comme la birnessite, impliqués dans de nombreuses réactions redox et dans le contrôle de la distribution d'éléments traces pouvant être mobilisés par les plantes (Tebo *et al.*, 2005). Du point de vue environnemental, la Cecilia et Maggi (2018) ont montré que ces bactéries à Gram + peuvent dégrader le glyphosate (Duke et Powles, 2008), en sarcosine (via la C-P lyase). Cette propriété améliore la disponibilité du phosphate pour les plantes et peut prévenir la formation d'AMPA (acide aminométhylphosphonique), le principal produit de dégradation du glyphosate dans les sols (Sviridov *et al.*, 2015). Ce métabolite est reconnu pour altérer certains processus physiologiques vitaux chez les plantes (Gomes *et al.*, 2014). Des teneurs importantes de glyphosate et d'AMPA sont mesurées dans la plupart des cours d'eau situés dans

des bassins versants avec une forte activité agricole (Hébert *et al.*, 2019). Alvarez *et al.* (2017) montrent l'étendue du potentiel de bioremédiation des sols des actinobactéries pour de multiples polluants et notamment pour des produits de synthèse utilisés en agriculture. Pour le pôle oligotrophe du continuum, NewmanHoilett, *et al.* (2016) ont montré que l'abondance relative de certaines bactéries impliquées dans le recyclage des nutriments dans les sols et appartenant aux acidobactéries est significativement plus basse après un traitement au glyphosate. Les acidobactéries sont également caractérisées par la production de quantité importante de biofilms (ou EPS pour *Extracellular Polymeric Substances*). Costa *et al.* (2020) ont montré que l'EPS constitue une importante réserve de nourriture pour la communauté bactérienne, en particulier les *planctomycètes*. Les résultats du tableau 14 et de la figure 11 vont dans ce sens. La variation de l'abondance relative des planctomycètes est en effet fortement liée à celle des acidobactéries ($r^2 = 0,8077$), ce coefficient de corrélation positif peut indiquer un mutualisme, voir un commensalisme, entre ces deux phyla (Lupatini *et al.*, 2014).

Les proteobactéries sont les plus abondantes en quantité relative dans de nombreux sols représentant des conditions pédoclimatiques diverses (Fierer, Noah *et al.*, 2009). Or, les résultats de cette étude (figure 8, tableaux 13 et 14) montrent qu'elles représentent moins de 20 % de la communauté bactérienne, derrière les actinobactéries et les chloroflexi. Leur présence n'est pas liée à des combinaisons de traitement ou des variables particulières (système de culture, travail du sol, fertilisation). De plus, ce phylum est présenté comme indicateur de milieux copiotrophes (Ho *et al.*, 2017). Or, d'après le tableau 15, le coefficient de corrélation avec les actinobactérie est de $r^2 = 0,5645$. Enfin, ce phylum forme un continuum avec les chloroflexi avec un $r^2 = -0,8526$. Ce coefficient négatif indique une relation de nature antagoniste ou éventuellement concurrentielle. Le phylum des chloroflexi est significativement plus présent dans les combinaisons de traitements D R2 O, D R2 A et D R2 M mais n'est pas lié à une variable de traitement en particulier (tableau 13 et 14). Trivedi *et al.* (2016) apporte une

explication dans leur étude sur la composition de la communauté bactérienne en fonction de l'usage des sols (forêts, prairies, sols cultivés) et l'utilisation d'indicateurs de santé des sols sur la base de la composition de la communauté bactérienne. Les protéobactéries sont un phylum dominant et ubiquiste dans des sols non perturbés par anthropisation tandis que les chloroflexi ont un métabolisme très flexible et peuvent être considérées comme indicateur de dégradation du sol (Trivedi *et al.*, 2016). L'analyse de l'abondance relative des subdivisions α , β , δ et γ des protéobactéries pourrait préciser la position de ce phylum dans le continuum oligotrophe-copiotrophe ou l'impact des traitements ou des combinaisons de traitement sur la présence de PGPR comme mesorizobium ou d'autres bactéries comme pseudomonas.

Les résultats montrent que les autres phyla sont moins directement liés au continuum oligotrophe-copiotrophe. Leur présence, influencée à des degrés divers par les traitements agricoles peut avoir une importance significative sur l'écologie microbienne et le système bactéries-plantes. Les combinaisons de traitements L R2 A et L R3 A favorisent les bactéroïdètes (tableau 13). Certaines bactéries comme *flavobacterium* sont reconnues pour leur rôle positif sur la croissance des cultures (Degrunne et al., 2016). Kraut-Cohen et al. (2020) notent également que *Cytophagaceae* et *Chitinophagaceae* peuvent dégrader des molécules organiques complexes comme la chitine et associent la présence des bactéroïdètes à la disponibilité du SOC. Les firmicutes et les gemmatimonadetes sont les seuls phyla ne pouvant être liés ni à une pratique en particulier ni à un continuum (tableau 15). Les mêmes interprétations peuvent s'appliquer aux nitrospirae. Les résultats montrent la sensibilité de ce phylum au travail du sol confirmant plusieurs travaux comme celui de Sun *et al.* (2018). L'abondance absolue de chacun de ces 3 phyla pour les 18 traitements (= proportion relative de chaque OTU * nombre d'UA, données non représentées tirées du tableau 11 et de la figure 8) n'est pas liée au nombre d'UA. Leur présence (en quantité) est donc constante entre les différents traitements. Degrunne *et al.* (2016) montrent un impact de la profondeur d'échantillonnage sur l'abondance des nitrospirae notamment.

Notre protocole d'échantillonnage ne permet pas de le vérifier, mais la présence de ces phyla peut être liée à la limite zone oxique/ zone anoxique des sols. Le fait que firmicutes peuvent oxyder le Mn^{2+} en Mn^{3+} (Tebo *et al.*, 2005) renforce cette hypothèse explicative. Ces trois phyla ou certains genres associés à ces trois phyla ont un rôle reconnu dans le cycle de l'azote ou comme des PGPR comme *nitrospirae* ou *paenibacillus (firmicutes)* (Degrune *et al.*, 2016). Enfin, l'abondance relative plus importante des verrucomicrobia dans les traitements D R3 A, D R3 O ou L R3 A (tableau 13) est difficile à interpréter avec les résultats disponibles. Les informations sur ce phylum sont assez rares en raison notamment du faible nombre d'espèces cultivables *in vitro* (Navarrete *et al.*, 2015). Ce phylum est sensible aux variations du couvert végétal. Des données supplémentaires liées à la présence de fourrages 3 années consécutives (caractéristique du système R2) pourraient expliquer l'abondance relative plus faible de ce phylum dans ce cycle de culture.

3.5.2 Le continuum oligotrophe-copiotrophe est lié significativement à la technique de travail du sol.

La présence des acidobactéries est significativement favorisée par le labour des sols (tableau 4). Des résultats similaires ont été observés quelques temps après le labour d'un sol agricole par Legrand *et al.* (2018). Wang *et al.* (2020) indiquent que le semis direct favorise les actinobactéries. Fan *et al.* (2018) ont la même interprétation dans leurs travaux sur des sols de grandes cultures au Québec, les conditions créées par le semis direct étant comparées à un environnement rhyzosphérique. Ces résultats permettent de valider la deuxième hypothèse, le continuum oligotrophe-copiotrophe dans les sols est lié aux pratiques agricoles et en particulier au travail du sol dans cette étude. L'ordination PCA de la figure 10 montre que la teneur en carbone organique mesurée ou la quantité estimée de carbone intégrée en 2014 n'explique pas la copiotrophisation ou l'oligotrophisation des sols. La quantité de fertilisant organique ou inorganique utilisée augmente significativement la quantité de bactéries dans les sols (en nombre d'UA, comme cela est rapporté dans de nombreuses études comme

celle de Bissett *et al.* (2013) mais n'impacte pas la relation entre les acidobactéries et les actinobactéries. La troisième hypothèse de cette étude ne peut donc pas être validée. Ce résultat permet de discuter de la notion de milieux oligotrophes et copiotrophes : En définissant la richesse du milieu par la quantité de carbone, d'azote et de phosphore disponible, celle-ci semble plus liée à la quantité de bactéries qu'à la diversité de la communauté bactérienne dans notre étude. D'autres indicateurs biogéochimiques doivent être trouvés pour caractériser le continuum. Lehmann, J. *et al.* (2020) montrent que l'énergie allouée par les micro-organismes pour la dégradation du SOC est moins importante si la diversité des molécules organiques disponibles dans le sol augmente. La biodégradation des photosynthétates est énergiquement plus coûteuse que celle de la SOC constituée des débris de différents lipides, polysaccharides issu des cellules microbiennes (et des débris de photosynthétates qui ont permis leur production). Les indicateurs permettant de différencier la matière organique microbienne et végétale dans la SOC comme la lignine ou le $\delta^{13}\text{C}$ peuvent être proposés pour caractériser la copiotrophisation ou l'oligotrophisation des sols.

3.5.3 La communauté bactérienne et la structure du sol

D'après Nunan *et al.* (2020), les sols sont constitués par une multitude de microenvironnements juxtaposés et caractérisés notamment par la discontinuité de la pellicule d'eau. La compétition pour la ressource entre les bactéries ne se situe pas à l'échelle de l'ensemble du substrat mais à l'échelle des microenvironnements. La modification des micro-environnements par le labour peut être une hypothèse de travail pour expliquer le continuum copiotrophe-oligotrophe. Les actinobactéries dépolymérisent la matière organique en utilisant la Mn peroxydase. Cela nécessite la présence d'oxygène dans des microenvironnements avec des interfaces oxygène/anoxique dans lesquelles le manganèse pourra être réduit/oxydé successivement en birnessite / Mn^{III} (aqueux) (Jones *et al.*, 2018; KeiluweitNico, *et al.*, 2015; Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015). Une trop forte concentration de peroxyde

d'hydrogène, caractéristique des milieux copiotrophes peut également inhiber la croissance des acidobactéries comme il a été avancé par S I Kuznetsov et al. (1979). En limitant la présence des microenvironnements au sein des macroagrégats, le travail du sol peut donc créer de facto des conditions oligotrophes comme discuté dans Koch (2001) rejoignant les débats sur le caractère récalcitrant ou labile de la matière organique (Paustian *et al.*, 2016). Cependant, l'un des principaux impacts du labour est de détruire les macroagrégats formés pendant la saison de culture (Angers, D. A., 1998). La structure du sol est modifiée par le fait que les microagrégats ne sont plus maintenus par les racines et les hyphes fongiques (Six et Paustian, 2014). Une autre hypothèse de travail est que les labours réguliers depuis 7 ans et/ou celui de l'automne précédent l'échantillonnage ont moins modifié les microenvironnements de manière à favoriser la physiologie des acidobactéries qu'ils ont créé de nouveaux microenvironnements favorables aux acidobactéries. La création de nouveaux microenvironnements pourrait expliquer l'indice de Shannon plus important dans les systèmes labourés et fortement lié au pôle oligotrophe du continuum (figure 11). La nature de la matière organique accessible dans ces nouveaux microenvironnements peut être un des facteurs d'importance pour expliquer l'évolution du continuum vers le pôle oligotrophe. Les études sur l'effet d'amorçage par exemple ont montré la prévalence progressive des acidobactéries lors de la phase de biodégradation du SOC ancien (plus ligneuse) qui succède à la phase de dégradation de matière fraîche (glucose) dominée par les actinobactéries ou les proteobactéries (Blagodatskaya et Kuzyakov, 2008; Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015; Kuzyakov et al., 2000). Kallenbach, C. M. et al. (2016) ont montré une dynamique similaire entre ces deux phyla dans des sols artificiels traités soit avec de la lignine soit avec du glucose. Enfin, les résultats de Costa et al. (2020) et de Lupatini et al. (2014) sur les réseaux de co-occurrence des bactéries et des champignons dans les sols ont montré l'importance des phyla « clés de voûte » (*keystone*). Ces phyla sont les plus interconnectés avec les autres phyla parmi la communauté microbienne. Lupatini et al. (2014) indiquent que ces phyla clés de voûte ne sont pas les mêmes en fonction de l'évolution de la disponibilité de la ressource.

Chacune des clés de voûte joue un rôle central mais transitoire. Costa et al. (2020) illustre cette dynamique avec la production abondante d'EPS par les acidobactéries, qui favorise dans un premier temps les planctomycètes avant que certains champignons se montrent plus efficaces pour l'acquisition de cette ressource. Une hypothèse de travail est que les acidobactéries dans les sols labourés de notre étude sont le phylum clé de voûte au début de printemps en raison du labour de l'automne précédent qui peut initier la reformation des macroagrégats par la production importante de biofilm. Ces hypothèses montrent la nécessité de mettre en lien la dynamique du continuum oligotrophe-copiotrophe avec des modèles de la dynamique de formation des microagrégats et des macroagrégats comme celui testé par Li *et al.* (2017).

3.6 Conclusion

Notre étude montre la compétition entre les acidobactéries et les actinobactéries dans un sol agricole soumis à des combinaisons de pratiques agricoles caractéristiques du secteur des grandes cultures. Ces résultats suggèrent que le continuum oligotrophe-copiotrophe décrit une partie de l'écologie bactérienne dans les sols agricoles. Le labour des sols à 20 cm de profondeur à l'automne favorise un milieu oligotrophe caractérisé par la présence des acidobactéries au début de la nouvelle saison de production agricole. Ce processus peut avoir des conséquences agronomiques sur la santé des sols ou le cycle de l'azote par exemple et des conséquences environnementales liées à la biodégradation des pesticides. Le lien avec la quantité de matière organique présente dans les sols n'a pas été établi. L'impact de paramètres clés de la structure des sols comme la formation des agrégats peut être en lien étroit avec la diversité phylogénétique, structurale et fonctionnelle de la communauté bactérienne

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les herbicides à base de glyphosate sont la classe d'herbicides la plus vendue dans le monde. Chaque année depuis 2010, 700 000 tonnes de matière active sont appliquées principalement dans les 650 millions d'hectares des grandes cultures en milieux tempérés. Autrement dit, c'est l'équivalent de 1 litre de Roundup540[®], le produit phare de l'entreprise Bayer, qui est pulvérisé tous les ans sur chaque hectare de grande culture dans le monde. L'utilisation systématique de cet herbicide dans la lutte contre les adventices par les agriculteurs est à l'origine d'une traçabilité approximative des taux et des périodes de traitements à l'échelle de la parcelle. Une des conséquences environnementales de cette utilisation massive est la présence de résidus de glyphosate ou d'AMPA (son principal métabolite) dans les sols agricoles, l'eau et les sédiments des rivières ainsi que dans des aliments. Certaines agences de santé comme l'OMS classent le glyphosate comme un cancérigène probable pour les humains. Le renouvellement des autorisations est de plus en plus controversé, notamment en Europe, où les cultivars génétiquement modifiés pour résister au glyphosate ne sont pas autorisés. Or, le le glyphosate n'a pas d'équivalent chimique compétitif du point de vue agronomique, économique et environnemental. De plus son utilisation facilite la pratique du semis direct, considérée comme un élément central pour le stockage de carbone dans les sols et la lutte contre les changements climatiques.

L'utilisation raisonnée des herbicides à base de glyphosate en combinaison avec le travail du sol minimisé peut être un consensus social, environnemental et économique envisageable. Cette nécessaire transition vers la durabilité des grandes cultures appelle à une meilleure connaissance de l'impact des pratiques agricoles sur la persistance du glyphosate dans l'environnement en général, et dans les sols en particulier. L'objectif

de cette thèse a été de faire le lien entre 1) la persistance du glyphosate dans les sols, 2) la structure de la communauté bactérienne des sols (liée au processus de dégradation du glyphosate et de l'AMPA) et 3) l'altération de la fraction minérale fine (liée au processus d'adsorption/désorption du glyphosate et de l'AMPA) dans des sols traités par des combinaisons de pratiques agricoles. L'expérience a été menée en plein champ pendant les 3 ans d'une rotation de culture maïs-soja-blé où les techniques de travail du sol et de fertilisation sont compatibles avec les pratiques agricoles courantes au Québec. Le dispositif expérimental a été mis en place 7 ans avant les campagnes d'échantillonnage. Les taux d'application de HBG n'ont pas été imposés : Le choix des dates d'application et des quantités pulvérisées ont été laissés aux choix des experts de terrain en fonction des conditions climatiques favorables aux pulvérisations et de la pression des adventices. L'objectif de cette stratégie de recherche est de refléter la réalité de l'utilisation des herbicides pour faciliter la communication des résultats aux principaux utilisateurs potentiels de ces résultats, les agriculteurs.

Les résultats du premier chapitre démontrent que l'AMPA, le principal composé issu de la dégradation du glyphosate, est persistant dans les sols jusqu'à 350 jours après la dernière application de HBG. La persistance de l'AMPA est démontrée dans l'horizon de surface (0-20 cm) et l'horizon de sub-surface (20-40 cm). Ce dernier point est particulièrement important dans des gleysols où la nappe d'eau souterraine libre est située à moins de un mètre de profondeur. L'ensemble des analyses a été réalisé sur des échantillons prélevés dans la semaine précédant la nouvelle application d'herbicide post-émergence. Ces résultats indiquent que dans un schéma où les HBG sont appliqués chaque année, le stade de levée/germination des cultures d'intérêt se déroule en partie (50 % des parcelles environ) dans un sol contenant une quantité non négligeable d'AMPA dans le sol. Le bilan molaire d'équivalent glyphosate à l'hectare est supérieur à la quantité de glyphosate appliquée lors du précédent traitement de HBG dans certaines parcelles montrant un effet cumulatif entre certains cycles saisonniers de culture. L'effet du travail du sol sur la persistance de l'AMPA est significatif certaines

années. L'accumulation année après année d'AMPA n'est cependant pas démontrée sur le suivi réalisé sur trois années. Notre étude montre un lien entre la persistance de l'AMPA et le travail du sol. L'AMPA est plus persistant dans les sols labourés que dans les sols traités en semis direct. A notre connaissance, ces résultats significatifs n'ont pas été documentés, ni dans l'est du Canada, ni dans des gleysols de climats tempérés froids. Nos résultats montrent la limite de l'indicateur de la demi-vie (DT_{50}) pour l'AMPA. Cet indicateur est pourtant largement utilisé au Canada, États-Unis et en Europe. Au Québec la demi-vie de l'AMPA est comprise entre 2,1 jours et 151 jours selon le gouvernement. Il n'y a pas de valeur précise retenue, la persistance de l'AMPA n'est en effet pas prise en compte dans le calcul de l'Indice de Risque du glyphosate calculé par le Ministère de l'environnement et des changements climatiques du Québec en tant que molécule fille du glyphosate. Nos résultats démontrent 1) l'importance d'intégrer l'AMPA dans le calcul de l'évaluation environnementale du glyphosate, 2) l'importance de compléter les données de demi-vie obtenues en milieu contrôlé par des données obtenues en milieu naturel, 3) de prendre en compte les pratiques agricoles et notamment le travail du sol et 4) d'évaluer la possibilité d'introduire le DT_{90} (le délai nécessaire pour que 90% d'une quantité donnée d'une molécule soit dégradée) dans les évaluations environnementales du glyphosate. Davantage de recherches comme celles menées par notre laboratoire sur la dégradation du glyphosate en AMPA dans la plante pourront compléter les données dans les sols en précisant la quantité d'AMPA exsudée, le délai d'exsudation après application de glyphosate, la profondeur d'exsudation, les différences de quantités exsudées entre les cultivars ainsi que le rôle des pratiques agricoles sur ce processus. Nos résultats indiquent le risque d'une pollution diffuse de l'AMPA dans l'environnement alors les campagnes d'échantillonnage de la colonne d'eau et des sédiments au Québec se focalisent sur la période estivale, au moment où les HBG sont appliqués dans les champs, contrairement aux résultats traités dans cette thèse. Nos résultats montrent la nécessité d'études sur la présence de l'AMPA dans les cours d'eau tout le long de l'année en identifiant la forme (dissoute ou particulaire) et

les éléments associés au lessivage de l'AMPA (manganèse, acides organiques, oxydes métalliques, phosphate).

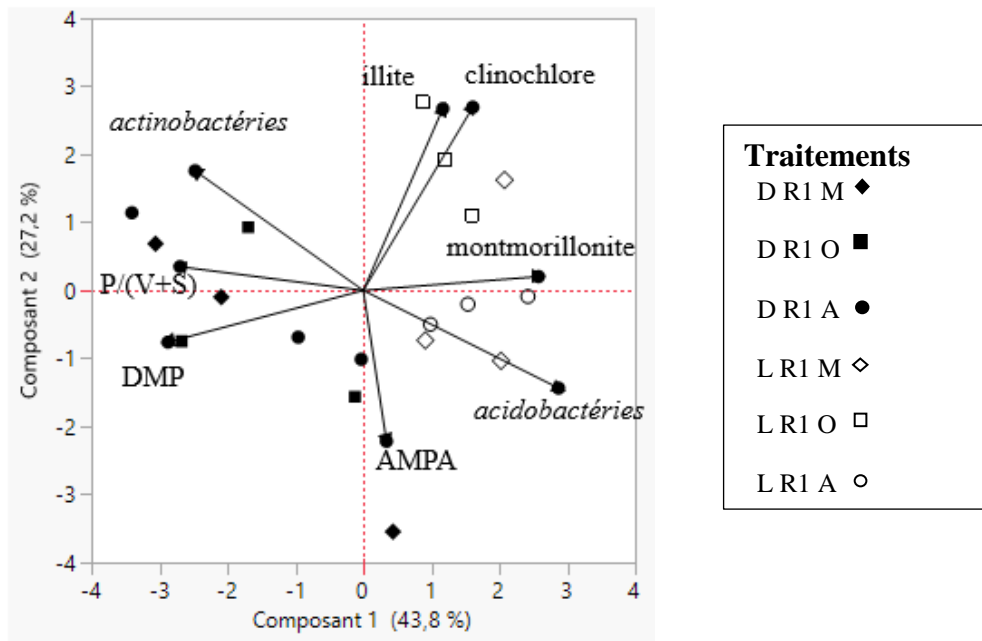
Le chapitre 2 a démontré l'altération de la fraction minérale fine sur une période de moins de 7 ans par le labour régulier annuel des sols. L'abondance relative des minéraux primaires (quartz, hornblende, augite, albite, microcline notamment) est inférieure dans les systèmes labourés par rapport aux systèmes en semis direct. Le labour impacte significativement la quantité de phyllosilicates secondaires en moins de 7 ans. Ce résultat a été peu documenté à notre connaissance. Il montre l'impact majeur qu'ont pu avoir des décennies de travail du sol (depuis les années 1930) à la charrue à 20 cm de profondeur à raison de 1 ou 2 fois par an. Au-delà de la quantité de phyllosilicates secondaires, l'abondance relative des différentes familles d'argile est impactée. L'abondance relative de l'illite, de la montmorillonite et du clinocllore est plus importante dans les systèmes labourés. Ces modifications peuvent avoir un impact majeur sur la capacité d'échange cationique et anionique des sols et sur la surface spécifique du sol. Le cycle géochimique des principaux éléments essentiels pour la plante (Ca, Mn, Mg, Fe notamment) peut être profondément impacté. Ce raisonnement peut s'appliquer pour les métaux lourds (Hg, As) ainsi que pour les résidus de pesticides comme le glyphosate et l'AMPA. Ces résultats peuvent servir de base pour vérifier l'impact des pratiques agricoles qui ont pour objectif d'activer la pompe biologique dans les champs agricoles par des techniques comme l'agroforesterie ou les cultures sous couverture permanente. Les racines des plantes ou des arbres peuvent déposer en surface des éléments minéraux adsorbés en profondeur par leurs racines. Notre étude peut aider à l'élaboration d'approches méthodologiques pour vérifier si l'altération des phyllosilicates secondaires peut être freinée ou modifiée par le dépôt de Na, K, Ca, Mn à la surface des sols lors de la destruction des couverts végétaux par exemple. Le chapitre 2 a également souligné l'importance de la structure du sol dans les processus biogéochimiques. Les résultats suggèrent que l'altération des phyllosilicates est liée à la présence des macroagrégats. Ces résultats vont dans le sens

d'études récentes qui soulignent l'importance de la quantité et des caractéristiques des micro-environnements sur la biogéochimie du sol. La méthode d'analyse des macroagrégats doit être standardisée pour systématiser les mesures et permettre la production de méta-analyses, permettre des comparaisons entre les agrosystèmes et permettre de modéliser la dynamique des agrégats au moins à l'échelle de la saison de culture. Le lien entre les agrégats, l'abondance relative des phyllosilicates et les bioindicateurs de la lignine constitue un autre résultat majeur de cette thèse. Les bioindicateurs de la lignine ont été largement utilisés pour mesurer la fraction terrigène de la matière organique de la colonne d'eau et des sédiments. Cette étude suggère que les bioindicateurs de la lignine peuvent être utilisés pour mesurer la fraction végétale de la matière organique des sols pour l'étude de l'adsorption de la matière organique par les phyllosilicates. Une ouverture scientifique envisageable justifiée par ce travail serait l'utilisation des isotopes du carbone de la matière organique en général et de la lignine en particulier avec les techniques d'analyse des compositions isotopiques sur des composés spécifiques. Cette stratégie paraît pertinente pour faire le lien, suggéré par ce chapitre, entre le couvert végétal, la structure du sol (les agrégats) et l'adsorption de la matière organique ligneuse.

Le chapitre 3 a démontré la présence significative du continuum acidobactéries-actinobactéries dans les sols de grandes cultures. Dans les sols étudiés, ce continuum concerne environ 50% des bactéries présentes. Le continuum acidobactéries-actinobactéries a été surtout étudié dans les sols naturels et en laboratoire. Le travail du sol impact significativement l'abondance relative de ces deux phyla. Les acidobactéries sont relativement plus abondantes dans les systèmes labourés. Ce chapitre montre également que la fertilisation minérale ou organique augmente la quantité de bactéries dans les sols mais n'a pas ou peu d'impact sur l'écologie bactérienne et la structure de la communauté bactérienne. Les résultats suggèrent que la stratégie des acidobactéries et des planctomycètes est plus adaptée dans les sols labourés. Inversement, la stratégie des actinobactéries est plus adaptée dans les sols en semis direct. Ce résultat majeur

peut être à la base du détail du continuum à l'échelle taxonomique inférieure. Ce continuum doit être également détaillé en fonction de la profondeur, par exemple sur les 30 premiers centimètres d'un sol par tranche de 5 cm. De même la relation de ce continuum avec les autres continuums comme celui observé entre les protéobactéries et les chloroflexi. Enfin, la figure 11 montre le lien étroit entre l'abondance relative des acidobactéries et des actinobactéries, et la structure du sol. Les résultats suggèrent que les actinobactéries sont favorisées dans les sols structurés par la présence de macroagrégats. Conformément aux résultats du chapitre 2 et à leur interprétation, la présence plus importante des acidobactéries (et des planctomycètes) dans les sols peut être liée à l'accessibilité de la lignine dans les sols. Ces résultats suggèrent que les acidobactéries peuvent être des espèces colonisatrices à la base de la structuration du sol par la production de polymères extracellulaires. L'étude du lien entre la dynamique de la structure du sol et la dynamique de la communauté bactérienne peut constituer une perspective de recherche majeure. Enfin la figure 11 suggère l'hypothèse principale de cette thèse, que les systèmes en labour peuvent favoriser d'une part la dégradation du glyphosate en AMPA par la présence plus importante des acidobactéries par rapport aux actinobactéries et d'autre part l'adsorption de l'AMPA créée par l'altération des phyllosilicates secondaires. Cette hypothèse peut mener à des recommandations d'utilisation des HBG en fonction d'indicateurs de l'altération des phyllosilicates et de la structure de la communauté bactérienne. Ces résultats suggèrent en effet que la persistance de l'AMPA dans les sols agricoles peut être minimisée en réduisant la fréquence et l'intensité du labour d'une part tout en maintenant une activité biologique dans le sol qui soit favorable à la stratégie d'accès à la ressource des actinobactéries. Ces résultats ouvrent donc la voie pour une gestion de la problématique de l'utilisation des HBG à une échelle plus proche des agriculteurs, basée sur leur créativité pour maintenir le sol vivant. Les résultats de cette thèse illustrent la pensée de nombreux agriculteurs innovants rencontrés pendant ces années de recherche : L'agriculture est avant tout la culture du sol.

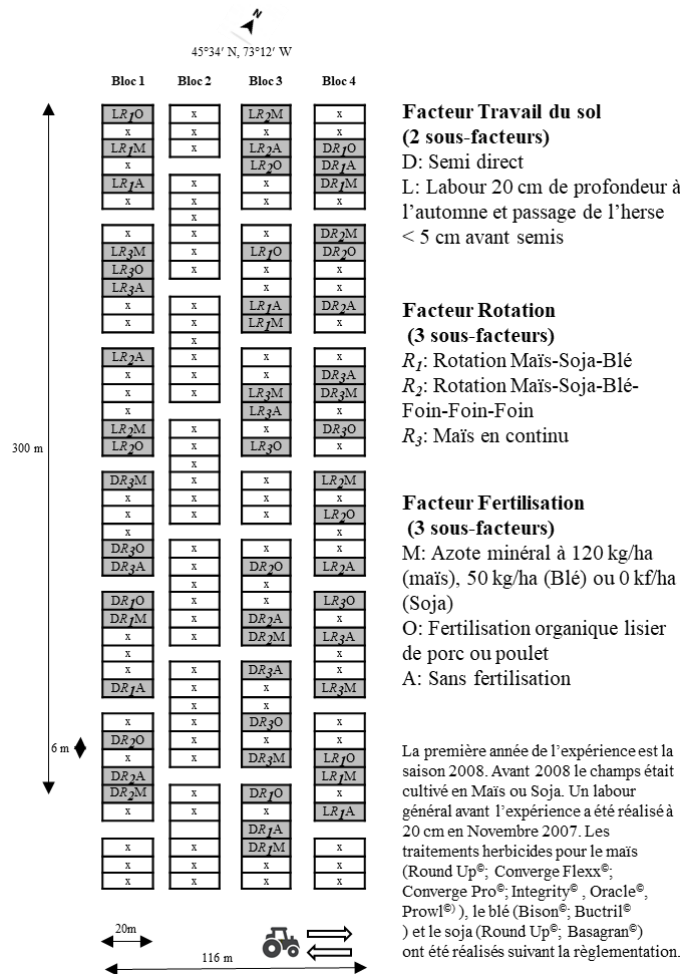
Figure 11 Ordination en composante principale comparant l'abondance relative (%) des acidobactéries et des actinobactéries, le diamètre moyen pondéré des macroagrégats (DMP en mm), la teneur en AMPA (ppm), l'abondance relative (%) de montmorillonite, illite, et clinochlore **dans les sols du système R1 (0-20 cm)**. Les vecteurs illustrent les corrélations entre les variables.



ANNEXE A

DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL DÉTAILLÉ

Dispositif expérimental en split-split factoriel mis en place en 2008 avec 3 facteurs (travail du sol, rotation de culture, fertilisation) au centre d'étude sur les grains (CEROM) à Saint Mathieu de Beloeil, Québec, Canada. Les résidus de culture sont laissés en place avec la récolte. (x) : parcelles non utilisées pour cette étude (résidus exportés après la récolte ou quatrième bloc de répétition non utilisé).



ANNEXE C

DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL (PHOTO)

Photographie aérienne Gilles TREMBLAY



BIBLIOGRAPHIE

- Abiven, S., Menasseri, S. et Chenu, C. (2009). The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 1-12.
- Alferness, P., L. et Iwata, Y. (1994). Determination of Glyphosate and (Aminomethyl)phosphonic Acid in Soil, Plant and Animal Matrices, and Water by Capillary Gas Chromatography with Mass-Selective Detection. *J. Agric. Food Chem* 42, 2751-2759.
- Alleto, L., Coquet, Y., Benoit, P., Heddadj, D. et Barriuso, E. (2010). Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for Sustainable development*, 30, 367-400.
- Alvarez, A., Saez, J.M., Davila Costa, J.S., Colin, V.L., Fuentes, M.S., Cuozzo, S.A., Benimeli, C.S., Polti, M.A. et Amoroso, M.J. (2017). Actinobacteria: Current research and perspectives for bioremediation of pesticides and heavy metals. *Chemosphere*, 166, 41-62.
- Angers, D., Bolinder, A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, R.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R.P. et Martel, J. (1997). Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 41(3-4), 191-201.

- Angers, D.A. (1998). Water-stable aggregation of Québec silty clay soils: some factors controlling its dynamics. *Soil and Tillage Research*, 47(1–2), 91-96.
- Aparicio, V.C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P. et Costa, J.L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93(9), 1866-1873.
- Arrouays, D., Richer-de-Forges, A.C., Héliès, F., Mulder, V.L., Saby, N.P.A., Chen, S., Martin, M.P., Román Dobarco, M., Follain, S., Jolivet, C., Laroche, B., Loiseau, T., Cousin, I., Lacoste, M., Ranjard, L., Toutain, B., Le Bas, C., Eglin, T., Bardy, M., Antoni, V., Meersmans, J., Ratié, C. et Bispo, A. (2020). Impacts of national scale digital soil mapping programs in France. *Geoderma Regional*, 23, e00337.
- Aslam, S., Garnier, P., Rumpel, C., Parent, S.E. et Benoit, P. (2013). Adsorption and desorption behavior of selected pesticides as influenced by decomposition of maize mulch. *Chemosphere*, 91(11), 1447-1455.
- Austin, J.C., Perry, A., Richter, D.D. et Schroeder, P.A. (2018). Modifications of 2:1 Clay Minerals in a Kaolinite-Dominated Ultisol under Changing Land-Use Regimes. *Clays and Clay Minerals*, 66(1), 61-73. doi: 10.1346/CCMN.2017.064085
- Bahri, H., Dignac, M.-F., Rumpel, C., Rasse, D.P., Chenu, C. et Mariotti, M. (2006). Lignin turnover kinetics in an agricultural soil is monomer specific. *Soil Biology & Biochemistry* 38 (2006) 1977–1988, 38, 1977–1988.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T. et Griffis, T.J. (2007). Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1–4), 1-5.

- Barré, P., Angers, D.A., Basile-Doelsch, I., Bispo, A., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Derrien, D., Eglin, T.K. et Pellerin, S. (2017). Ideas and perspectives: Can we use the soil carbon saturation deficit to quantitatively assess the soil carbon storage potential, or should we explore other strategies? *Biogeosciences Discuss.*, 2017, 1-12.
- Barré, P., Fernandez-Ugalde, O., Virto, I., Velde, B. et Chenu, C. (2014). Impact of phyllosilicate mineralogy on organic carbon stabilization in soils: incomplete knowledge and exciting prospects. *Geoderma*, 235-236, 382-395.
- Barrett, K.A. et McBride, M.B. (2005). Oxidative Degradation of Glyphosate and Aminomethylphosphonate by Manganese Oxide. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 9223-9228.
- Bastian, F., Bouziri, L., Nicolardot, B. et Ranjard, L. (2009). Impact of wheat straw decomposition on successional patterns of soil microbial community structure. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(2), 262-275.
- Battaglin, W.A., Meyer, M.T., Kuivila, K.M. et Dietze, J.E. (2014). Glyphosate and Its Degradation Product AMPA Occur Frequently and Widely in U.S. Soils, Surface Water, Groundwater, and Precipitation. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 50(2), 275-290. doi: DOI: 10.1111/jawr.12159
- Baumhardt, R.L., Stewart, B.A. et Sainju, B.M. (2015). North American Soil Degradation: Processes, Practices, and Mitigating Strategies. [review]. *Sustainability*, 7, 2936-2960. doi: 10.3390/su7032936
- Baveye, P.C., Berthelin, J., Tessier, D. et Lemaire, G. (2018). The “4 per 1000” initiative: A credibility issue for the soil science community? *Geoderma*, 309(Supplement C), 118-123.

- Beckie, H.J. et Tardif, F.J. (2012). Herbicide cross resistance in weeds. *Crop Protection*, 35, 15-28.
- Benbrook, C.M. (2016). Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 3.
- Bento, C.P.M., Goossens, D., Rezaei, M., Riksen, M., Mol, H.G.J., Ritsema, C.J. et Geissen, V. (2017). Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. *Environmental Pollution*, 220, 1079-1089.
- Bento, C.P.M., van der Hoeven, S., Yang, X., Riksen, M.M.J.P.M., Mol, H.G.J., Ritsema, C.J. et Geissen, V. (2019). Dynamics of glyphosate and AMPA in the soil surface layer of glyphosate-resistant crop cultivations in the loess Pampas of Argentina. *Environmental Pollution*, 244, 323-331.
- Bento, C.P.M., Yang, X., Gort, G., Xue, S., van Dam, R., Zomer, P., Mol, H.G.J., Ritsema, C.J. et Geissen, V. (2016). Persistence of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in loess soil under different combinations of temperature, soil moisture and light/darkness. *Science of The Total Environment*, 572, 301-311.
- Bergström, L., Börjesson, E. et Stenström, J. (2011). Laboratory and Lysimeter Studies of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in a Sand and a Clay Soil. *J. Environ. Qua*, 40, 98–108.
- Bérubé, M.-E., Vanasse, A., Rioux, S., Bourget, N., Dion, Y. et Tremblay, G. (2012). Effect of Glyphosate on Fusarium Head Blight in Wheat and Barley Under Different Soil Tillages. *Plant Disease*, 96(3), 338-344. doi: 10.1094/pdis-04-11-0297
- Bissett, A., Richardson, A.E., Baker, G., Kirkegaard, J. et Thrall, P.H. (2013). Bacterial community response to tillage and nutrient additions in a long-term wheat cropping experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 281-292.

- Blagodatskaya, E. et Kuzyakov, Y. (2008). Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology and Fertility of Soils*, 45(2), 115-131.
- Böcker, T., Britz, W. et Finger, R. (2018). Modelling the Effects of a Glyphosate Ban on Weed Management in Silage Maize Production. *Ecological Economics*, 145, 182–193.
- Bøhn, T., Cuhra, M., Traavik, T., Sanden, M., Fagan, J. et Primicerio, R. (2014). Compositional differences in soybeans on the market: Glyphosate accumulates in Roundup Ready GM soybeans. *Food Chemistry*, 153, 207-215.
- Bolinder, M.A., Angers, D.A. et Dubuc, J.P. (1997). Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 63(1), 61-66.
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A. et VandenBygaart, A.J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1), 29-42.
- Borggaard, O.K. et Gimsing, A.L. (2008). Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science*, 64, 441-456.
- Borggaard, O.K., Raben-Lange, B., Gimsing, A.L. et Strobel, B.W. (2005). Influence of humic substances on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides. *Geoderma*, 127(3–4), 270-279.
- Botta, F., Lavison, G., Couturier, G., Alliot, F., Moreau-Guigon, E., Fauchon, N., Guery, B., Chevreuil, M. et Blanchoud, H. (2009). Transfer of glyphosate and

its degradate AMPA to surface waters through urban sewerage systems. *Chemosphere*, 77(1), 133-139.

Bronick, C.J. et Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3 –22.

Campbell, E.E. et Paustian, K. (2015). Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. *Environmental Research Letters*, 10(12).

Candela, L., Caballero, J. et Ronen, D. (2010). Glyphosate transport through weathered granite soils under irrigated and non-irrigated conditions — Barcelona, Spain. *Science of The Total Environment*, 408(12), 2509-2516.

Caporaso, J.G., Kuczynski, J., Stombaugh, J., Bittinger, K., Bushman, F.D., Costello, E.K., Fierer, N., Peña, A.G., Goodrich, J.K., Gordon, J.I., Huttley, G.A., Kelley, S.T., Knights, D., Koenig, J.E., Ley, R.E., Lozupone, C.A., McDonald, D., Muegge, B.D., Pirrung, M., Reeder, J., Sevinsky, J.R., Turnbaugh, P.J., Walters, W.A., Widmann, J., Yatsunenko, T., Zaneveld, J. et Knight, R. (2010). QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature methods*, 7(5), 335-336. *PubMed*.

Carles, L., Gardon, H., Joseph, L., Sanchís, J., Farré, M. et Artigas, J. (2019). Meta-analysis of glyphosate contamination in surface waters and dissipation by biofilms. *Environment International*, 124, 284-293.

Carpentier, A., Fadhuile, A., Roignant, M., Blanck, M., Reboud, X., Jacquet, F. et Huyghe, C. (2020, 2020). *Alternatives au glyphosate en grandes cultures. Evaluation économique*. : INRAE.

Carrier, M.-A., Lefebvre, R., Rivard, C., Parent, M., Ballard, J.-M., Benoit, N., Vigneault, H., Beaudry, C., Malet, X., Laurencelle, M., Gosselin, J.-S., Ladevèze, P., Thériault, R., Beaudin, I., Michaud, A., Pugin, A., Morin, R.,

- Crow, H., Gloaguen, E., Bleser, J., Martin, A. et Lavoie, D. (2013). Portrait des ressources en eau souterraine en Montérégie Est, Québec, Canada. . *Projet réalisé conjointement par l'INRS, la CGC, l'OBV Yamaska et l'IRDA dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines, rapport final INRS R-1433, soumis en juin 2013.*
- Carter, M.R. (2002). Soil Quality for Sustainable Land Management: Organic Matter and Aggregation Interactions that Maintain Soil Functions. *Agronomy Journal*, 94, 38-47.
- CFIA. (2016). The Canadian Food Inspection Agency. *Dépistage du glyphosate en 2015-2016.*
- Chauhan, B.S., Singh, R.G. et Mahajan, G. (2012). Ecology and management of weeds under conservation agriculture: A review. *Crop Protection*, 38, 57-65.
- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D. et Balesdent, J. (2019). Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188, 41-52.
- Chenu, C. et Plante, A.F. (2006). Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex'. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 596-607.
- Chenu, C., Virto, I., Plante, A.F. et Elsass, F. (2009). Clay-size organo-mineral complexes in temperate soils: Relative contributions of sorptive and physical protection. *CMS Workshop Lectures*, 16, 120-135.
- Comeau, A.M., Li, W.K.W., Tremblay, J.-É., Carmack, E.C. et Lovejoy, C. (2011). Arctic Ocean microbial community structure before and after the 2007 record sea ice minimum. *PloS one*, 6(11), e27492-e27492.

- Costa, O.Y.A., Pijl, A. et Kuramae, E.E. (2020). Dynamics of active potential bacterial and fungal interactions in the assimilation of acidobacterial EPS in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 148, 107916.
- Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Deneff, K. et Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4), 988-995.
- CRAAQ. (2003). (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec), Guide de référence en fertilisation. Sainte-Foy, QC.
- .
- Crews, T. et Rumsey, B. (2017). What Agriculture Can Learn from Native Ecosystems in Building Soil Organic Matter: A Review. *Sustainability*, 9(4), 578.
- Cuhra, M., Bøhn, T. et Cuhra, P. (2016). Glyphosate: Too Much of a Good Thing? . *Front. Environ. Sci.*, 4(28), 1-14.
- Danne, M., Musshoff, O. et Schulte, M. (2019). Analysing the importance of glyphosate as part of agricultural strategies: A discrete choice experiment. *Land Use Policy*, 86, 189-207.
- Degrune, F., Theodorakopoulos, N., Dufrière, M., Colinet, G., Bodson, B., Hiel, M.-P., Taminiou, B., Nezer, C., Daube, G. et Vandenberg, M. (2016). No favorable effect of reduced tillage on microbial community diversity in a silty loam soil (Belgium). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 224, 12-21.
- Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.-A., Nunan, N., Roumet, C. et Basile-Doelsch, I. (2017). Increasing

soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(2), 14.

Doran, J.W., Stamatiadis, S.I. et Haberern, J. (2002). Soil health as an indicator of sustainable management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88(2), 107-110.

Duke, S.O. (2011). Glyphosate Degradation in Glyphosate-Resistant and -Susceptible Crops and Weeds. *J. Agric. Food Chem*, 59, 5835-5841.

Duke, S.O., Lyon, D.J., Koskinen, W.C., Moorman, T.B., Chaney, R.L. et Hammerschmidt, R. (2012). Glyphosate effects on plant Mineral nutrition, Crop rhizosphere, microbiota, and plant disease in glyphosate-resistant Crops. *Journal of agricultural and food chemistry*, 60, 10375-10397.

Duke, S.O. et Powles, S.B. (2008). Glyphosate: a once-in-a-century herbicide. *Pest Manag Sci*, 64(4), 319-325.

Erban, T., Stehlik, M., Sopko, B., Markovic, M., Seifrtova, M., Halesova, T. et Kovaricek, P. (2018). The different behaviors of glyphosate and AMPA in compost-amended soil. *Chemosphere*, 207, 78-83.

Fan, D., Schwinghamer, T. et Smith, D.L. (2018). Isolation and diversity of culturable rhizobacteria associated with economically important crops and uncultivated plants in Québec, Canada. *Systematic and Applied Microbiology*, 41(6), 629-640.

FAO. (2012). (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*). 2012. *World agriculture towards 2030/2050*. Rome, Italy: ESA Working Paper No.10-30.

- Farenhorst, A., Andronak, L.A. et McQueen, R.D.A. (2015). Bulk Deposition of Pesticides in a Canadian City: Part 1. Glyphosate and Other Agricultural Pesticides. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(3), 47.
- Fernández-Ugalde, O., Barré, P., Hubert, F., Virto, I., Girardin, C., Ferrage, E., Caner, L. et Chenu, C. (2013). Clay mineralogy differs qualitatively in aggregate-size classes: clay-mineral-based evidence for aggregate hierarchy in temperate soils. *European Journal of Soil Science*, 64, 410–422.
- Fernández-Ugalde, O., Barré, P., Virto, I., Hubert, F., Billiou, D. et Chenu, C. (2016). Does phyllosilicate mineralogy explain organic matter stabilization in different particle-size fractions in a 19-year C3/C4 chronosequence in a temperate Cambisol? *Geoderma*, 264, 171-178.
- Fernandez, A.L., Sheaffer, C.C., Wyse, D.L., Staley, C., Gould, T.J. et Sadowsky, M.J. (2016). Associations between soil bacterial community structure and nutrient cycling functions in long-term organic farm soils following cover crop and organic fertilizer amendment. *Science of The Total Environment*, 566-567, 949-959.
- Fierer, N., Bradford, M.A. et Jackson, R.B. (2007). Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology*, 88(6), 1354-1364.
- Fierer, N., Grandy, A.S., Six, J. et Paul, E.A. (2009). Searching for unifying principles in soil ecology. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(11), 2249-2256.
- Fierer, N., Jackson, J.A., Vilgalys, R. et Jackson, R.B. (2005). Assessment of soil microbial community structure by use of taxon-specific quantitative PCR assays. *Applied and environmental microbiology*, 71(7), 4117-4120.
- Finn, D., Kopittke, P.M., Dennis, P.G. et Dalal, R.C. (2017). Microbial energy and matter transformation in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 111, 176-192.

- Fowler, D., Coyle, M., Skiba, U., Sutton, M.A., Cape, J.N., Reis, S., Sheppard, L.J., Jenkins, A., Grizzetti, B., Galloway, J.N., Vitousek, P., Leach, A., Bouwman, A.F., Butterbach-Bahl, K., Dentener, F., Stevenson, D., Amann, M. et Voss, M. (2013). The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621). doi: 10.1098/rstb.2013.0164
- Friedl, M.A., Sulla-Menashe, D., Tan, B., Schneider, A.-M., Ramankutty, N., Sibley, A. et Huang, X. (2010). MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote Sensing of Environment* 114, 168-182.
- Gaupp-Berghausen, M., Hofer, M., Rewald, B. et Zaller, J.G. (2015). Glyphosate-based herbicides reduce the activity and reproduction of earthworms and lead to increased soil nutrient concentrations. *Sci. Rep.*, 5(12886). doi: , 12886;
- Gerard, F. (2016). Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited. *Geoderma*, 262, 213–226.
- Ghosh, R.K. et Ray, D.P. (2016). Reviewing Mathematical Models for Pesticide Leaching Studies. *International Journal of Bioresource Science*, 3(2), 73-87.
- Giroux, I. (2015). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2011 à 2014. Québec, ministère du Développement durable, de l'environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-73603-5, 47p. + 5 annexes.
- Giroux, I. (2019). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2015 à 2017. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 64 p. + 6 ann.

- Giroux, I. et Pelletier, L. (2012). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2008, 2009 et 2010.* : .
- Gispert, M., Emran, M., Pardini, G., Doni, S. et Ceccanti, B. (2013). The impact of land management and abandonment on soil enzymatic activity, glomalin content and aggregate stability
Geoderma, 202-203, 51-61.
- Goldstein, A., Turner, W.R., Spawn, S.A., Anderson-Teixeira, K.J., Cook-Patton, S., Fargione, J., Gibbs, H.K., Griscom, B., Hewson, J.H., Howard, J.F., Ledezma, J.C., Page, S., Koh, L.P., Rockström, J., Sanderman, J. et Hole, D.G. (2020). Protecting irrecoverable carbon in Earth's ecosystems. *Nature Climate Change*, 10(4), 287-295. doi: 10.1038/s41558-020-0738-8
- Gomes, M.P., Smedol, E., Chalifour, A., Hénault-Ethier, L., Labrecque, M., Lepage, L., Lucotte, M. et Juneau, P. (2014). alteration of plant physiology by glyphosate and its by-product aminomethylphosphonic acid: an overview. *Journal of Experimental Botany*. doi: 10.1093/jxb/eru269
- González-Torralva, F., Rojano-Delgado, A.M., Luque de Castro, M.D., Mülleder, N. et De Prado, R. (2012). Two non-target mechanisms are involved in glyphosate-resistant horseweed (*Conyza canadensis* L. Cronq.) biotypes. *Journal of Plant Physiology*, 169(17), 1673-1679.
- Gorse, I. et Rivard, L. (2011). Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2008. *Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.*
- Gorse, I. et Rivard, L. (2013). *Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2010.* (ISBN 978-2-550-68141-0). : .

- Grandcoin, A., Piel, S. et Baurès, E. (2017). AminoMethylPhosphonic acid (AMPA) in natural waters: Its sources, behavior and environmental fate. *Water Research*, 117, 187-197.
- Heap, I. (2021) *International herbicide resistant weed database*. www.weedscience.org.
- Heap, I. et Duke, S.O. (2018). Overview of glyphosate-resistant weeds worldwide. *Pest Management Science*, 74(5), 1040-1049.
- Hébert, M.-P., Fugère, V. et Gonzalez, A. (2019). The overlooked impact of rising glyphosate use on phosphorus loading in agricultural watersheds. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(1), 48-56.
- Hedges, J.I. et Keil, R.G. (1999). Organic geochemical perspectives on estuarine processes: sorption reactions and consequences. *Marine Chemistry*, 65, 55-65.
- Helander, M., Saloniemi, I. et Saikkonen, K. (2012). Glyphosate in northern ecosystems. *Trends in Plant science*, 17(10), 569-574.
- Hénault-Ethier, L., Lucotte, M., Moingt, M., Paquet, S., Maccario, S., Smedbol, É., Gomes, M.P., Lepage, L., Juneau, P. et Labrecque, M. (2017). Herbaceous or *Salix miyabeana* 'SX64' narrow buffer strips as a means to minimize glyphosate and aminomethylphosphonic acid leaching from row crop fields. *Science of The Total Environment*, 598, 1177-1186.
- Ho, A., Di Lonardo, D.P. et Bodelier, P.L.E. (2017). Revisiting life strategy concepts in environmental microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology*, 93(3).
- IARC. (2015). Evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides. . *International Agency for Research on Cancer (IARC) Monographs*, 112(World

Health Organization, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France).

IPCC. (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. .

IPCC. (2018). Réchauffement planétaire de 1,5 °C, Rapport spécial du GIEC sur les conséquences d'un réchauffement planétaire de 1,5 °C par rapport aux niveaux préindustriels et les trajectoires associées d'émissions mondiales de gaz à effet de serre, dans le contexte du renforcement de la parade mondiale au changement climatique, du développement durable et de la lutte contre la pauvreté. 32.

Jones, M.E., Nico, P.S., Ying, S., Regier, T., Thieme, J. et Keiluweit, M. (2018). Manganese-Driven Carbon Oxidation at Oxidic–Anoxic Interfaces. *Environmental Science & Technology*, 52(21), 12349-12357.

Juyal, A., Otten, W., Baveye, P.C. et Eickhorst, T. (2020). Influence of soil structure on the spread of *Pseudomonas fluorescens* in soil at microscale. *European Journal of Soil Science*, 1-13.

Kaiser, K. et Guggenberger, G. (2003). Mineral surfaces and soil organic matter. *European Journal of Soil Science*, 54(2), 219-236.

Kallenbach, C.M., Frey, S.D. et Grandy, A.S. (2016). Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. [Article]. *Nature Communications*, 7, 13630.

Kallenbach, C.M. et Grandy, A.S. (2011). Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 241-252.

- Kämpf, I., Hölzel, N., Störrle, M., Broll, G. et Kiehl, K. (2016). Potential of temperate agricultural soils for carbon sequestration: A meta-analysis of land-use effects. *Science of The Total Environment*, 566–567, 428-435.
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Andrén, O., Kirchmann, H. et Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1–2), 184-192.
- Keiluweit, M., Bougoure, J.J., Nico, P.S., Pett-Ridge, J., Weber, P.K. et Kleber, M. (2015). Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates. *Nature Climate Change*, 1-11.
- Keiluweit, M., Nico, P., Harmon, M.E., Mao, J., Pett-Ridge, J. et Kleber, M. (2015). Long-term litter decomposition controlled by manganese redox cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, E5253–E5260.
- Kielak, A.M., Barreto, C.C., Kowalchuk, G.A., van Veen, J.A. et Kuramae, E.E. (2016). The Ecology of Acidobacteria: Moving beyond Genes and Genomes. [Review]. *Frontiers in Microbiology*, 7(744).
- Kleber, M. (2010). What is recalcitrant soil organic matter? *Environ. Chem.* , 7(320-332).
- Kleber, M., Eusterhues, K., Keiluweit, M., Mikutta, C., Mikutta, R. et Nico, P.S. (2014). Mineral–Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. *Advances in Agronomy*, 130.
- Kleber, M., Sollins, P. et Sutton, R. (2007). A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry*, 85, 9-24.

- Koch, A.L. (2001). Oligotrophs versus copiotrophs. *BioEssays*(23), 657–661.
- Kögel-Knabner, I., Guggenberger, G., Kleber, M., Kandeler, E., Kalbitz, K., Scheu, S., Eusterhues, K. et Leinweber, P. (2008). Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(1), 61-82.
- Köhne, J.M., Köhne, S. et Šimůnek, J. (2009a). A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104(1–4), 4-35.
- Köhne, J.M., Köhne, S. et Šimůnek, J. (2009b). A review of model applications for structured soils: b) Pesticide transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104(1–4), 36-60.
- Kraut-Cohen, J., Zolti, A., Shaltiel-Harpaz, L., Argaman, E., Rabinovich, R., Green, S.J. et Minz, D. (2020). Effects of tillage practices on soil microbiome and agricultural parameters. *Science of The Total Environment*, 705, 135791.
- Kuzyakov, Y. et Blagodatskaya, E. (2015). Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology & Biochemistry* 83, 184-199.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J.K. et Stahr, K. (2000). Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(11), 1485-1498.
- la Cecilia, D. et Maggi, F. (2018). Analysis of glyphosate degradation in a soil microcosm. *Environmental Pollution*, 233, 201-207.

- Laitinen, P., Rämö, S., Nikunen, U., Jauhiainen, L., Siimes, K. et Turtola, E. (2009). Glyphosate and phosphorus leaching and residues in boreal sandy soil. *Plant Soil*, 323, 267-283.
- Laitinen, P. et Siimes, K. (2007). Glyphosate translocation from plants to soil – does this constitute a significant proportion of residues in soil? *Plant soil*, 300(51-60).
- Lal, R. (2016). Beyond COP21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(1), 20A-25A.
- Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R.M., Peters, G.P. et Ciais, P. (2015). Global carbon budget 2014. *Earth System Science Data, Copernicus Publications*, 7(1), 47-85.
- Leff, B., Ramankutty, N. et Foley, J.A. (2004). Geographic distribution of major crops across the world. *Global Biogeochemicals Cycles*, 18(GB1009).
- Legrand, F., Picot, A., Cobo-Díaz, J.F., Carof, M., Chen, W. et Le Floch, G. (2018). Effect of tillage and static abiotic soil properties on microbial diversity. *Applied Soil Ecology*, 132, 135-145.
- Lehmann, J., Hansel, C.M., Kaiser, C., Kleber, M., Maher, K., Manzoni, S., Nunan, N., Reichstein, M., Schimel, J., Torn, M.S., Wieder, W.R. et Kögel-Knabner, I. (2020). Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience*, 13(8), 529-534.
- Lehmann, J., Hansel, C.M., Kaiser, C., Kleber, M., Maher, K., Manzoni, S., Nunan, N., Reichstein, M., Schimel, J.P., Torn, M.S., Wieder, W.R. et Kögel-Knabner, I. (2020). Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience*, 13(8), 529-534.

- Lehmann, J. et Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *NATURE*, 528.
- Li, N., You, M.Y., Zhang, B., Han, X.Z., Panakoulia, S.K., Yuan, Y.R., Liu, K., Qiao, Y.F., Zou, W.X., Nikolaidis, N.P. et Banwart, S.A. (2017). Chapter Seven - Modeling Soil Aggregation at the Early Pedogenesis Stage From the Parent Material of a Mollisol Under Different Agricultural Practices. Dans Banwart, S. A. et Sparks, D. L. (dir.), *Advances in Agronomy* (Vol. 142, p. 181-214) : Academic Press.
- Liu, H., Chen, T. et Frost, R.L. (2014). An overview of the role of goethite surfaces in the environment. *Chemosphere*, 103, 1-11.
- Lucotte, M. et d'Anglejan, B. (1985). A comparison of several methods for the determination of iron hydroxides and associated orthophosphates in estuarine particulate matter. *Chemical Geology*, 48, 257-264.
- Ludwig, W., Probst, J.L. et Kempe, S. (1996). Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochemical Cycles*, 10(1), 23-41. doi: 10.1029/95GB02925
- Lundy, M.E., Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., Six, J., Venterea, R.T. et van Kessel, C. (2015). Nitrogen fertilization reduces yield declines following no-till adoption. *Field Crops Research*, 183, 204-210.
- Lupatini, M., Suleiman, A.K.A., Jacques, R.J.S., Antonioli, Z.I., de Siqueira Ferreira, A., Kuramae, E.E. et Roesch, L.F.W. (2014). Network topology reveals high connectance levels and few key microbial genera within soils. [Original Research]. *Frontiers in Environmental Science*, 2(10). doi: 10.3389/fenvs.2014.00010
- Lupi, L., Miglioranza, K.S.B., Aparicio, V.C., Marino, D., Bedmar, F. et Wunderlin, D.A. (2015). Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed

from the southeastern region of Argentina. *Science of The Total Environment*, 536, 687-694.

Maggi, F., la Cecilia, D., Tang, F.H.M. et McBratney, A. (2020). The global environmental hazard of glyphosate use. *Science of The Total Environment*, 717, 137167.

Marchiosi, R., Lucio Ferrarese, M.d.L., Bonini, E.A., Fernandes, N.G., Ferro, A.P. et Ferrarese-Filho, O. (2009). Glyphosate-induced metabolic changes in susceptible and glyphosate-resistant soybean (*Glycine max* L.) roots. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 93(1), 28-33.

Maron, P.-A., Mougél, C. et Ranjard, L. (2011). Soil microbial diversity: Methodological strategy, spatial overview and functional interest. *Comptes Rendus Biologies*, 334(5), 403-411.

Martin, A. et Nolin, M.C. (1991). Etude Pédologique du Comté de Chambly. *Volume 2 Description et classification des séries de sols, Direction Générale de la Recherche Agriculture Canada*, 151 pages.

Mastro, F.D., Traversa, A., Coccozza, C., Pallara, M. et Brunetti, G. (2020). Soil Organic Carbon Stabilization: Influence of Tillage on Mineralogical and Chemical Parameters. *Soil Systems*, 4(3), 58.

Mbuthia, L.W., Acosta-Martínez, V., DeBruyn, J., Schaeffer, S., Tyler, D., Odoi, E., Mpheshea, M., Walker, F. et Eash, N. (2015). Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 89, 24-34.

MELCC. (2019). *Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2017*. : .

- Mertens, M., Höss, S., Neumann, G., Afzal, J. et Reichenbecher, W. (2018). Glyphosate, a chelating agent—relevant for ecological risk assessment? *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(6), 5298-5317.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B. et Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, *292*(Supplement C), 59-86.
- Mogusu, E.O., Wolbert, B., Kujawinski, D.M., Jochmann, M.A. et Elsner, M. (2015). Dual element ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) isotope analysis of glyphosate and AMPA by derivatization-gas chromatography isotope ratio mass spectrometry (GC/IRMS) combined with LC/IRMS. *Anal Bioanal Chem*, *407*, 5249-5260.
- Moingt, M., Lucotte, M. et Paquet, S. (2016). Lignin biomarkers signatures of common plants and soils of Eastern Canada. *Biogeochemistry*, *129*(1), 133-148.
- Monfreda, C., Ramankutty, N. et Foley, A.E. (2008). Farming the planet: Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, *22*(GB1022).
- Montiel-León, J.M., Munoz, G., Vo Duy, S., Do, D.T., Vaudreuil, M.-A., Goery, K., Guillemette, F., Amyot, M. et Sauvé, S. (2019). Widespread occurrence and spatial distribution of glyphosate, atrazine, and neonicotinoids pesticides in the St. Lawrence and tributary rivers. *Environmental Pollution*, *250*, 29-39.
- Myers, J.P., Antoniou, M.N., Blumberg, B., Carroll, L., Colborn, T., Everett, L.G., Hansen, M., Landrigan, P.J., Lanphear, B.P., Mesnage, R., Vandenberg, L.N., vom Saal, F.S., Welshons, W.V. et Benbrook, C.M. (2016). Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: a consensus statement. [journal article]. *Environmental Health*, *15*(1), 19.

- Navarrete, A.A., Soares, T., Rossetto, R., van Veen, J.A., Tsai, S.M. et Kuramae, E.E. (2015). Verrucomicrobial community structure and abundance as indicators for changes in chemical factors linked to soil fertility. *Antonie van Leeuwenhoek*, *108*(3), 741-752. doi: 10.1007/s10482-015-0530-3
- Newman, M., Hoilett, N., Lorenz, N., Dick, R.P., Liles, M.R., Ramsier, C. et Kloepper, J.W. (2016). Glyphosate effects on soil rhizosphere-associated bacterial communities. *Science of The Total Environment*, *543*, 155-160.
- Newman, M., Lorenz, N., Hoilett, N., Lee, N.R., Dick, R.P., Liles, M.R., Ramsier, C. et Kloepper, J.W. (2016). Changes in rhizosphere bacterial gene expression following glyphosate treatment. *Science of The Total Environment*, *553*, 32-41.
- Nguyen, N.K., Dörfler, U., Welzl, G., Munch, J.C., Schroll, R. et Suhadolc, M. (2018). Large variation in glyphosate mineralization in 21 different agricultural soils explained by soil properties. *Science of The Total Environment*, *627*, 544-552.
- Nunan, N., Schmidt, H. et Raynaud, X. (2020). The ecology of heterogeneity: soil bacterial communities and C dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *375*(1798), 20190249.
- Okada, E., Costa, J.L. et Bedmar, F. (2016). Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma*, *263*, 78-85.
- Okada, E., Costa, J.L. et Bedmar, F. (2017). Glyphosate Dissipation in Different Soils under No-Till and Conventional Tillage. *Pedosphere*.
- Pastorelli, R., Vignozzi, N., Landi, S., Piccolo, R., Orsini, R., Seddaiu, G., Roggero, P.P. et Pagliai, M. (2013). Consequences on macroporosity and bacterial diversity of adopting a no-tillage farming system in a clayish soil of Central Italy. *Soil Biology and Biochemistry*, *66*, 78-93.

- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P. et Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature*, *532*(7597), 49-57.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L. et McMahon, T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, *11*(5), 1633-1644.
- Piccolo, A. (2001). The supramolecular structure of humic substances. *Soil Science*, *166*, 810-833.
- Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T. et van Kessel, C. (2015). When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research*, *183*, 156-168.
- PMRA. (2015). Pest Management Regulatory Agency. *ISSN: 1925-0967 (PDF version)*.
- Portier, C.J., Armstrong, B.K., Baguley, B.C., Baur, X., Belyaev, I., Bellé, R., Belpoggi, F., Biggeri, A., Bosland, M.C., Bruzzi, P., Budnik, L.T., Bugge, M.D., Burns, K., Calaf, G.M., Carpenter, D.O., Carpenter, H.M., López-Carrillo, L., Clapp, R., Cocco, P., Consonni, D., Comba, P., Craft, E., Dalvie, M.A., Davis, D., Demers, P.A., De Roos, A.J., DeWitt, J., Forastiere, F., Freedman, J.H., Fritschi, L., Gaus, C., Gohlke, J.M., Goldberg, M., Greiser, E., Hansen, J., Hardell, L., Hauptmann, M., Huang, W., Huff, J., James, M.O., Jameson, C.W., Kortenkamp, A., Kopp-Schneider, A., Kromhout, H., Larramendy, M.L., Landrigan, P.J., Lash, L.H., Leszczynski, D., Lynch, C.F., Magnani, C., Mandrioli, D., Martin, F.L., Merler, E., Michelozzi, P., Miligi, L., Miller, A.B., Mirabelli, D., Mirer, F.E., Naidoo, S., Perry, M.J., Petronio, M.G., Pirastu, R., Portier, R.J., Ramos, K.S., Robertson, L.W., Rodriguez, T., Rössli, M., Ross, M.K., Roy, D., Rusyn, I., Saldiva, P., Sass, J., Savolainen, K., Scheepers, P.T.J., Sergi, C., Silbergeld, E.K., Smith, M.T., Stewart, B.W., Sutton, P., Tateo, F., Terracini, B., Thielmann, H.W., Thomas, D.B., Vainio, H., Vena, J.E., Vineis, P., Weiderpass, E., Weisenburger, D.D., Woodruff, T.J., Yorifuji, T., Yu, I.J., Zambon, P., Zeeb, H. et Zhou, S.-F. (2016). Differences in the carcinogenic evaluation of glyphosate between the International Agency for Research on

Cancer (IARC) and the European Food Safety Authority (EFSA). *Journal of Epidemiology and Community Health*, 70(8), 741-745. doi: 10.1136/jech-2015-207005

Primost, J.E., Marino, D.J.G., Aparicio, V.C., Costa, J.L. et Carriquiriborde, P. (2017). Glyphosate and AMPA, “pseudo-persistent” pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. *Environmental Pollution*, 229, 771-779.

Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J. et Glöckner, F.O. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic acids research*, 41.

Ramankutty, N., Evan, T.A., Monfreda, C. et Foley, A.E. (2000). Farming the planet: Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, 22(GB1003).

Rampazzo, N., Rampazzo Todorovic, G., Mentler, A. et Blum, W.E.H. (2013). Adsorption of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in soils. *Int. Agrophys.*, 27, 203-209.

Rampazzo Todorovic, G., Rampazzo, N., Mentler, A., Blum, W.E.H., Eder, A. et Strauss, P. (2014). Influence of soil tillage and erosion on the dispersion of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in agricultural soils. *Int. Agrophys.*, 28, 93-100.

Rumpel, C., Amiraslani, F., Koutika, L.-S., Smith, P., Whitehead, D. et Wollenberg, E. (2018). Put more carbon in soils to meet Paris climate pledges. *Nature*, 564, 32-34.

S I Kuznetsov, G A Dubinina, a. et Lapteva, N.A. (1979). Biology of Oligotrophic Bacteria. *Annual Review of Microbiology*, 33(1), 377-387.

- Samuel, O., Dion, S., St-Laurent, L. et April, M.-H. (2012). Indicateur de risque des pesticides du Québec – IRPeQ – Santé et environnement, Québec : ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation/ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs/Institut national de santé publique du Québec., 48p.
- Sidoli, P., Baran, N. et Angulo-Jaramillo, R. (2016). Glyphosate and AMPA adsorption in soils: laboratory experiments and pedotransfer rules. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 5733-5742. doi: DOI 10.1007/s11356-015-5796-5
- Silva, V., Mol, H.G.J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C.J. et Geissen, V. (2019). Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Science of The Total Environment*, 653, 1532-1545.
- Silva, V., Montanarella, L., Jones, A., Fernández-Ugalde, O., Mol, H.G.J., Ritsema, C.J. et Geissen, V. (2018). Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of The Total Environment*, 621, 1352-1359.
- Šimůnek, J., Jarvis, N.J., van Genuchten, M.T. et Gärdenäs, A. (2003). Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of Hydrology*, 272(1–4), 14-35.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. et Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155–176, 2002., 241, 155-176.
- Six, J., Elliott, E.T. et Paustian, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14), 2099-2103.

- Six, J. et Paustian, K. (2014). Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, A4-A9.
- Smedbol, É., Gomes, M.P., Paquet, S., Labrecque, M., Lepage, L., Lucotte, M. et Juneau, P. (2018). Effects of low concentrations of glyphosate-based herbicide factor 540® on an agricultural stream freshwater phytoplankton community. *Chemosphere*, 192, 133-141.
- Smedbol, É., Lucotte, M., Maccario, S., Gomes, M.P., Paquet, S., Moingt, M., Mercier, L.L.C., Sobarzo, M.R.P. et Blouin, M.-A. (2019). Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid Content in Glyphosate-Resistant Soybean Leaves, Stems, and Roots and Associated Phytotoxicity Following a Single Glyphosate-Based Herbicide Application. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 67(22), 6133-6142.
- Soracco, C.G., Villarreal, R., Lozano, L.A., Vittori, S., Melani, E.M. et Marino, D.J.G. (2018). Glyphosate dynamics in a soil under conventional and no-till systems during a soybean growing season. *Geoderma*, 323, 13-21.
- Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., Courcelles, V.d.R.d., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D.A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P.C., Chenu, C., Jastrow, J.D., Lal, R., Lehmann, J., O'Donnell, A.G., Parton, W.J., Whitehead, D. et Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80-99.
- Struger, J., Van Stempvoort, D.R. et Brown, S.J. (2015). Sources of aminomethylphosphonic acid (AMPA) in urban and rural catchments in Ontario, Canada: Glyphosate or phosphonates in wastewater? *Environmental Pollution*, 204, 289-297.
- Sun, R., Li, W., Dong, W., Tian, Y., Hu, C. et Liu, B. (2018). Tillage Changes Vertical Distribution of Soil Bacterial and Fungal Communities. [Original Research]. *Frontiers in Microbiology*, 9(699). doi: 10.3389/fmicb.2018.00699

- Sviridov, A.V., Shushkova, T.V., Ermakova, I.T., Ivanova, E.V., Epiktetov, D.O. et Leontievsky, A.A. (2015). Microbial degradation of glyphosate Herbicides (review). *Applied Biochemistry and Microbiology*, 51(2), 188-195.
- Tarone, R.E. (2018). On the International Agency for Research on Cancer classification of glyphosate as a probable human carcinogen. *European Journal of Cancer Prevention*, 27(1), 82-87.
- Tebo, B.M., Johnson, H.A., McCarthy, J.K. et Templeton, A.S. (2005). Geomicrobiology of manganese(II) oxidation. *Trends in Microbiology*, 13(9), 421-428.
- Terrat, S., Horrigue, W., Dequiedt, S., Saby, N.P.A., Lelièvre, M., Nowak, V., Tripied, J., Régnier, T., Jolivet, C., Arrouays, D., Wincker, P., Cruaud, C., Karimi, B., Bispo, A., Maron, P.A., Chemidlin Prévost-Bouré, N. et Ranjard, L. (2017). Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. *PLOS ONE*, 12(10), e0186766. doi: 10.1371/journal.pone.0186766
- Trivedi, P., Delgado-Baquerizo, M., Anderson, I.C. et Singh, B.K. (2016). Response of Soil Properties and Microbial Communities to Agriculture: Implications for Primary Productivity and Soil Health Indicators. *Frontiers in Plant Science*, 7(990).
- Van Bruggen, A.H.C., He, M.M., Shin, K., Mai, V., Jeong, K.C., Finckh, M.R. et Morris, J.G. (2018). Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. *Science of The Total Environment*, 616-617, 255-268.
- van Groenigen, J.W., van Kessel, C., Hungate, B.A., Oenema, O., Powlson, D.S. et van Groenigen, K.J. (2017). Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. *Environmental Science & Technology*, 51(9), 4738-4739.

- Villarreal, R., Soracco, C.G., Salazar, M.P., Bellora, G.L., Valdés-Abellán, J. et Lozano, L.A. (2020). Glyphosate dynamics prediction in a soil under conventional and no-tillage systems during the crop cycle. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 44.
- Vogel, C., Babin, D., Pronk, G.J., Heister, K., Smalla, K. et Kögel-Knabner, I. (2014). Establishment of macro-aggregates and organic matter turnover by microbial communities in long-term incubated artificial soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 79, 57-67.
- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessac, H., Guggenberger, G., Matzner, E. et Marschner, B. (2007). SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 2183–2207.
- Wang, Z., Li, Y., Li, T., Zhao, D. et Liao, Y. (2020). Tillage practices with different soil disturbance shape the rhizosphere bacterial community throughout crop growth. *Soil and Tillage Research*, 197.
- Waring, B.G., Sulman, B.N., Reed, S., Smith, A.P., Averill, C., Creamer, C.A., Cusack, D.F., Hall, S.J., Jastrow, J.D., Jilling, A., Kemner, K.M., Kleber, M., Liu, X.-J.A., Pett-Ridge, J. et Schulz, M. (2020). From pools to flow: The PROMISE framework for new insights on soil carbon cycling in a changing world. *Global Change Biology*, 26(12), 6631-6643.
- weedsociences.org. (2021). Récupéré le
- Wright, S.F. et Upadhyaya, A. (1996). Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science*, 161, 575-585.
- Wu, D., Liu, M., Song, X., Jiao, J., Li, H. et Hu, F. (2015). Earthworm ecosystem service and dis-service in an N-enriched agroecosystem: Increase of plant

production leads to no effects on yield-scaled N₂O emissions. *Soil Biology and Biochemistry*, 82, 1-8.

Ziadi, N., Angers, D.A., Gagnon, B., Lalonde, R., Morel, C., Rochette, P. et Chantigny, M.H. (2014). Long-term tillage and synthetic fertilization affect soil functioning and crop yields in a corn soybean rotation in eastern Canada. *Can. J. Soil Sci.*, 94, 365-376.

Zobiolo, L.H.S., de Oliveira Jr, R.S., Kremer, R.J., Constantin, J., Bonato, C.M. et Muniz, A.S. (2010). Water use efficiency and photosynthesis of glyphosate-resistant soybean as affected by glyphosate. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 97(3), 182-193.