

Table des matières

Résumé.....	iii
Abstract	iv
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des figures	viii
Remerciements.....	ix
Avant-propos.....	x
Introduction générale.....	1
Chapitre 1 – Revue de littérature	3
Situation générale des sols organiques drainés	4
Évolution des sols organiques	5
Critères de dégradation.....	5
Séquence de dégradation des sols organiques.....	7
Propriétés physiques des sols organiques drainés	9
Problématique de formation d’une couche compacte	12
Solutions potentielles retrouvées dans la littérature	14
Limitation de la dégradation	14
Correction d’un problème de barrière hydrique	15
Hypothèses et objectifs.....	17
Hypothèses de recherche.....	17
Objectifs	17
Chapitre 2 – Short-term Improvement of Drainage Behavior in Cultivated Organic Soils through Rotations.....	18
Résumé.....	19
Abstract	19
Introduction	20
Materials and Methods.....	21
Experimental Sites.....	21
Experimental Design	21
Measurements	22
Statistical Analysis	25
Results	26
Soil Penetration Resistance	26
Saturated Hydraulic Conductivity (Field and Lab Methods)	27

Soil Matric Potential.....	28
Water Table Levels	28
Extreme Rainfall Event	29
Discussion	29
Conclusion.....	32
Acknowledgments.....	33
Tables	34
Figures.....	41
Conclusion générale	48
Références	50
Annexe A : Dispositif expérimental, Fibrisol Limnique (site faiblement dégradé).....	54
Annexe B : Dispositif expérimental, Humisol Mésique Terrique (site moyennement dégradé)	55
Annexe C : Présentation des dates et taux de semis.....	56
Annexe D : Présentation des résultats du scénario vivaces	57
Annexe E : Données de conductivité hydraulique saturée de l'expérience annuelle (mesures prises <i>in situ</i>)	60
Annexe F : Modélisation des paramètres hydraulique et du drainage.....	62

Liste des tableaux

<i>Tableau 1: Degrés de décomposition de la matière organique selon l'échelle von Post (Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC, 2013))</i>	6
<i>Tableau 2: Dégradation des sols organiques selon différentes classifications (adapté de Okruszko & Ilnicki, 2003)</i>	7
<i>Table 3: Summary table of significant results obtained on the three years (2015, 2016 and 2017) and for the three parameters (Ks field method, Ks lab method and SPR)</i>	34
<i>Table 4: Summary table of significant results obtained on the two instrumented years (2016 and 2017) for water table level mean through the seasons, measured matric potential and water table levels for two drainage events on each year, and for the extreme event.</i>	35
<i>Table 5: Probability values for matric potentials and water table levels following the 200-mm extreme rainfall event for the Terric Mesic Humisol site</i>	36
<i>Table 6: Soil penetration resistance Means (MPa) and standard error of mean for Subsoiling-Layer effect for the Limnic Fibrisol site.</i>	37
<i>Table 7: Soil penetration resistance means (MPa) for Subsoiling × Crop effect for the Limnic Fibrisol site in 2015.</i>	38
<i>Table 8: Soil penetration resistance means (MPa) for Crop × Layer effect for the Terric Mesic Humisol site in 2016</i>	39
<i>Table 9: Mean groundwater table levels from soil surface, for the Limnic Fibrisol site through the 2017 season.</i>	40
<i>Tableau 10: Taux de semis et dates de plantations ou de semis des espèces du scénario annuel pour les trois années de l'expérience</i>	56
<i>Tableau 11: Mélanges de plantes utilisées pour le scénario en cultures vivaces.</i>	58
<i>Tableau 12: Résultats des conductivités hydrauliques saturées des mélanges vivaces pour les deux profondeurs, les deux années et les deux sites de prise de mesures</i>	59
<i>Table 13: Ks and Standard Error of mean for three years, two sites and two depths for crop treatments.</i>	60
<i>Table 14: Ks and Standard Error of mean for Limnic Fibrisol for three years and two depths for subsoiled and non-subsoiled treatments.</i>	61
<i>Table 15: Optimized parameters for the Limnic Fibrisol obtained with RETC from Kns and retention curves.</i>	63
<i>Table 16 : Saturated hydraulic conductivity (cm min⁻¹) of 2016 for the different crops and for non-subsoiled treatment.</i>	63

Liste des figures

<i>Figure 1: Utilisation mondiale des sols organiques en culture annuelle et en prairie (adapté de Biancalani et Avagyan, 2014).....</i>	<i>4</i>
<i>Figure 2: Taux d'affaissement par oxydation après la phase de drainage initial (Maslov et al, 1996, adaptée par Ilnicki 2003).....</i>	<i>8</i>
<i>Figure 3: Séquence de dégradation des sols organiques (Okruszko, 1967, adapté par Okruszko & Ilnicki, 2003) «M1» est l'état de sol granulaire, «M2» l'état humifié et «M3» l'état de décomposition intermédiaire. «T» est le matériel fibrique et la «coke layer» est la formation de la couche compacte de matériel décomposé.</i>	<i>9</i>
<i>Figure 4: Relation entre la masse volumique apparente et la perte en matière humique, et relation entre la masse volumique apparente et la réserve utile en eau Ham = très décomposé, HAV= moyennement décomposé, Hnp/Hnr= peu décomposé (adapté de Schwärzel et al, 2002).....</i>	<i>11</i>
<i>Figure 5: Pourcentage du volume des solides du sol pour 2 années, soit 1959 et 1986 (Ilnicki & Zeitz, 2002).....</i>	<i>11</i>
<i>Figure 6: Soil Penetration Resistance for the two sites and for the three years of the project. Mean of all annual mixes and lettuce control.</i>	<i>41</i>
<i>Figure 7: Saturated hydraulic conductivity at 30-cm depth for summer 2016 and summer 2017 for both sites. The dash line is Québec drainage standard of 1 m d⁻¹. SS is subsoiled treatment and NS is non-subsoiled treatment. Different letters indicate significant differences within each site and year.....</i>	<i>42</i>
<i>Figure 8: Saturated hydraulic conductivity measured in the laboratory for spring 2017 at soil surface for the two sites. Dash line is Québec drainage standard of 1 m d⁻¹. SS is subsoiled treatment and NS is non-subsoiled treatment.....</i>	<i>43</i>
<i>Figure 9: Soil matric potential following a 47.4-mm irrigation in the second year of rotation on the Limnic Fibrisol site and for 15 and 35-cm depth.....</i>	<i>44</i>
<i>Figure 10: General water table levels and matric potential for each deep-rooted mix and for lettuce control on the Limnic Fibrisol site in 2017.....</i>	<i>45</i>
<i>Figure 11: Difference between crop treatments following a 200-mm rainfall for matric potential at 10-cm depth and for water table positions. The dash lines correspond to precipitations that occurred after the extreme rainfall event.</i>	<i>46</i>
<i>Figure 12: Water infiltration for a uniform soil (lettuce plots) compared to a soil affected by poral discontinuity with large biopores (rotation plots) following tillage. “t” refers to time and the blue lines refer to the advancement of the wetting front for a same volume of water applied.....</i>	<i>47</i>
<i>Figure 13: Matric potential as a function of time, following a 30-cm rainfall. The dash line is a reference to compare the two graphics.</i>	<i>64</i>

Remerciements

Je tiens à remercier mon directeur de recherche, le Dr Jean Caron pour son soutien tout au long de ma maîtrise. Son aide, ses idées et son sens critique m'ont permis de cheminer petit à petit en gardant toujours la vision sur les objectifs principaux. Merci de m'avoir fait confiance!

Je remercie également le Dr Jacynthe Dessureault-Rompré, pour son soutien autant technique que théorique, ainsi que pour ses multiples et précieux conseils. Merci de m'avoir épaulée, motivée et accompagnée durant ces deux années.

J'aimerais aussi remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin aux expériences sur le terrain et en laboratoire au courant des trois années : Sébastien St-Onge, Moranne Béliveau, Raphaël Deragon, Gabriel Breton, Joannie Beaupré, Vincent Grégoire, Christina Dion, Cedrick-Victoir Guedessou, Diane Bulot, Christophe Libbrecht et Carole Boily. Leur aide m'a été extrêmement précieuse, je leur en suis infiniment reconnaissante!

Un merci particulier à Hugo Alix, partenaire de vie extraordinaire, qui me pousse toujours vers le meilleur de moi-même! Merci pour son support sporadique et inestimable sur le terrain, ainsi que pour ses judicieux conseils. Merci aussi à mes amis et ma famille qui m'ont encouragée dans l'avancement de mes études.

J'aimerais remercier finalement le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) pour le support financier, ainsi que les producteurs partenaires, sans qui le projet ne serait pas réalisable : Maraîchers J.P.L Guérin et fils Inc., Vert Nature Inc., Les Fermes Hotte et Van Winden Inc., Productions Horticoles Van Winden Inc. et Delfland Inc. Un grand merci pour leur collaboration et pour leur aide efficace sur le terrain.

Avant-propos

Ce mémoire sera divisé en deux chapitres. Le premier chapitre est une revue de littérature mettant en lumière la problématique de dégradation des sols organiques et les conséquences sur les paramètres physiques du sol. Seront aussi énoncés dans cette section, les hypothèses et les objectifs du projet.

Le deuxième chapitre est rédigé sous la forme d'un article scientifique en anglais qui s'intitule : « Short-term Improvement of Drainage Behavior in Cultivated Organic Soils through Rotations. », qui porte directement sur les résultats mesurés au champ de conductivité hydraulique saturée et de résistances à l'enfoncement suivant une rotation, ainsi que les effets sur le temps de rabattement de la nappe.

L'article a été rédigé par moi-même, sous la supervision de Jean Caron et avec l'aide de Jacynthe Dessureault-Rompré. Il sera soumis éventuellement à la revue « *Agronomy Journal* » pour publication. Il fera l'objet de quelques modifications avant la soumission pour publication.

Introduction générale

Les sols organiques représentent une proportion très faible des sols au niveau mondial, soit environ 3% (Tapio-Biström et al, 2012). Néanmoins, ils sont utilisés dans plusieurs parties du globe pour différents usages économiquement rentables, que ce soit pour la foresterie, l'extraction de tourbe ou encore l'agriculture. En effet, les sols organiques drainés sont très productifs en agriculture. Au Québec, ils se retrouvent en grande partie dans la région de la Montérégie et sont surtout utilisés pour la production maraîchère, principalement pour la culture de la laitue, de l'oignon, de l'échalote, de la carotte, du radis et du céleri (AGÉCO, 2007). La proportion de la production maraîchère cultivée au Québec est de 35.4% en terre noire, contre 64.6% en sol minéral (AGÉCO, 2007).

Toutefois, bien que très productifs pour l'agriculture, les sols organiques, à la suite du drainage et de leur mise en culture, sont soumis à un affaissement contrôlé par plusieurs facteurs. La dégradation de ces sols s'effectue à une vitesse très rapide et la modification et l'évolution pédologique également. Ils passent alors de milieux accumulateurs à milieux libérateurs de carbone (Ilnicki & Zeitz, 2002). Cette évolution, par la transformation de la matière organique, mène à des problèmes physiques et économiques non négligeables. La dégradation mène à des pertes irréversibles de sol, ce qui signifie une fin à court ou moyen terme de la productivité et de l'existence des terres noires cultivées actuellement.

Au fil de la dégradation, on observe également la formation d'une couche compacte dans le profil de sol, qui obstrue l'écoulement de l'eau et mène à la formation de nappes perchées à certains moments dans la saison. Cette couche compacte se forme au niveau d'une discontinuité dans le niveau de décomposition des couches de sol, que ce soit en surface ou plus en profondeur, et est une conséquence de leur mise en culture, ce qui entraîne une décomposition accélérée du profil (Hallema et al, 2015a). Cette problématique a des répercussions sur la production maraîchère, notamment en menant à une saturation temporaire de la zone racinaire pouvant mener à l'asphyxie des plantes en culture.

Il a été émis comme hypothèse par Hallema et al. (2015a), que l'intégration, dans la rotation maraîchère actuelle, de plantes à enracinement profond, pourrait améliorer l'infiltration et le drainage des sols organiques cultivés. L'hypothèse sous-tend que les racines des plantes de rotation pourraient créer des biopores dans la couche compacte, dans lesquels l'eau pourrait s'écouler plus

aisément. Bien qu'il y ait plusieurs études qui aient été faites en sols minéraux en regard à la compaction et les cultures de couverture à enracinement profond, rien ne semble avoir encore été testé en sol organique présentant une couche compacte.

Le projet s'inscrit donc dans ce contexte, ayant pour objectif de valider si une rotation avec des plantes à enracinement profond incluses dans la rotation maraîchère, pouvait effectivement améliorer le drainage, et ce, pendant au minimum un an après la réintroduction de la culture principale.

Chapitre 1 –

Revue de littérature

Situation générale des sols organiques drainés

Les sols organiques se retrouvent dans plusieurs parties du monde soit à l'état naturel, soit sous forme de tourbières ou de marécages, soit encore sous forme modifiée à plusieurs fins anthropiques. Les sols organiques, ou terres noires, sont caractérisés par un contenu en matière organique supérieur à 30% du volume total des solides sur une basse sèche (Biancalani & Avagyan, 2014). Ces derniers sont des accumulateurs naturels de carbone et contiennent 30% du carbone mondial du sol. Ils sont formés de résidus de plantes, de matières humiques, d'une part minérale, de carbonates, phosphates et hydroxydes et sont plus ou moins décomposés (Brandyk et al, 2002).

Par rapport aux terres totales dans le monde, la proportion de sols dits organiques, comprenant les tourbières à l'état naturel et les sols drainés pour l'utilisation humaine, est d'environ 3% (Tapio-Biström et al, 2012). Les tourbières qui ont été drainées pour des usages anthropiques représentent 15% des sols organiques totaux (Tapio-Biström et al, 2012). Les formes d'utilisation des sols organiques pour des fins humaines sont multiples. En effet, ils sont utilisés en partie pour l'agriculture, donc pour la culture en champs ou encore pour l'extraction, afin de fournir des substrats à l'horticulture. Ils sont également utilisés pour la foresterie intensive, pour la production de carburant après extraction et pour plusieurs autres utilisations diverses (Biancalani & Avagyan, 2014). Selon la FAO, ce sont 28 millions d'hectares mondialement qui sont utilisés pour l'agriculture en champs, dont 18 millions d'hectares en cultures annuelles et 8 millions d'hectares en prairies et pâturages (Biancalani & Avagyan, 2014). La Figure 1 présente la proportion des sols organiques utilisés pour l'agriculture sur les différents continents pour les cultures annuelles et pour les prairies.

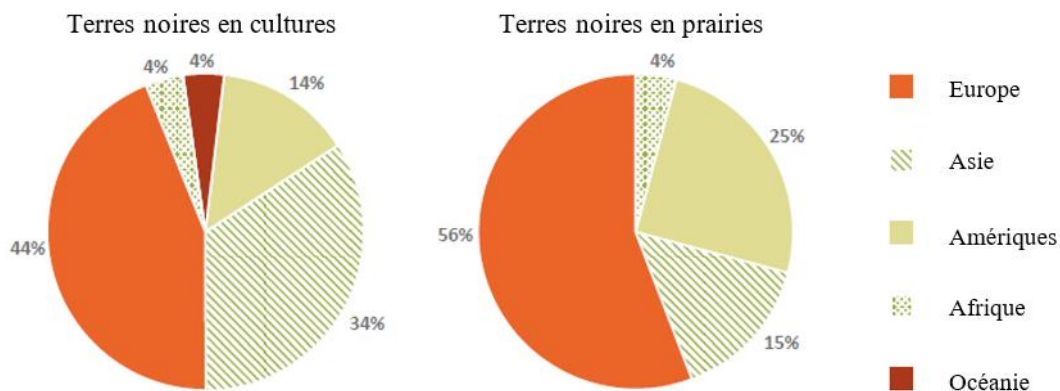


Figure 1: Utilisation mondiale des sols organiques en culture annuelle et en prairie (adapté de Biancalani et Avagyan, 2014)

Les sols organiques utilisés en agriculture se retrouvent donc en majorité en Europe (124 490 km²), principalement en Russie, en Allemagne, au Belarus, en Pologne et en Ukraine, et très peu au Canada et aux États-Unis (3080 km²) (Ilnicki, 2003). Il n'en demeure pas moins que la production maraîchère issue de l'exploitation des terres noires est importante à l'échelle de l'agroalimentaire québécois. Effectivement, la production maraîchère est pratiquée au Québec à 35,4% sur des sols organiques et à 64,6% sur des sols minéraux (AGÉCO, 2007). Les principales cultures pratiquées sur les terres noires sont la laitue, l'oignon et l'échalote, la carotte, le radis et le céleri (AGÉCO, 2007). La région productrice de légumes frais la plus importante au Québec est la Montérégie, avec 57,4% de la production provinciale (MAPAQ, 2014).

La production horticole de laitues en champ est pratiquée au Québec principalement dans le comté de Napierville, où se situe une bonne part des terres noires de la Montérégie. À cet endroit, des dépôts divers à travers le temps ont créé différents types de sols. Les sols organiques de cette région proviendraient de dépôts lacustres (Lamontagne et al, 2014) qui reposent sur des fonds minéraux d'argiles ou de sable.

Évolution des sols organiques

Critères de dégradation

Il existe deux manières de décrire l'évolution de la dégradation des sols organiques; l'état du matériel présent dans la matrice du sol ou encore le niveau de décomposition sur l'échelle Von Post (Lucas, 1982). Les deux méthodes sont toutefois très liées, puisque chacun des états de matériel se classe en termes de décomposition sur l'échelle Von Post, où le niveau 01 est la classe dans laquelle le matériel est le moins décomposé, et le niveau 10, le matériel le plus décomposé. Les catégories de l'échelle Von Post sont présentées au Tableau 1.

Dans la classification canadienne, on retrouve trois catégories principales de matériaux qui composent les grands groupes de sols organiques formés de végétation hydrophile, soient le matériel fibrique, mésique et humique (GTCS, 2002). Le matériel fibrique est le moins décomposé des trois grandes catégories et se classe entre 01 et 04 sur l'échelle Von Post. Les fibres sont encore identifiables dans ce matériel. Le matériel mésique est un intermédiaire dans la décomposition entre les matériaux fibriques et humiques. Il est donc modérément décomposé et se classe à 05 ou 06 sur l'échelle Von Post. Le matériel humique est le plus décomposé des matériaux et se classe entre 07

et 10 sur l'échelle Von Post. En raison de son plus haut niveau de dégradation, on y distingue difficilement les fibres encore présentes (GTCS, 2002).

Tableau 1: Degrés de décomposition de la matière organique selon l'échelle von Post (Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC, 2013))

Code	Catégorie
01	Couche de mousse vivante
02	Matériel végétal mort
03	Matériel végétal très facilement distinguable
04	Matériel végétal qui se désintègre
05	Certains matériaux non structurés présents
06	La moitié du matériel est non structuré
07	Matériel végétal pratiquement indiscernable
08	Pas de racines ou de fibres appréciables
09	Amorphe homogène
10	Pudding homogène
-9	ne s'applique pas

La classification et la place de chacune des catégories sur l'échelle Von Post ne sont toutefois pas identiques partout au monde. Le matériel mésique canadien est généralement nommé hémique ailleurs dans le monde. Il correspond donc à un niveau de décomposition intermédiaire. Le matériel saprique remplace généralement le matériel humique canadien, il se trouve alors à être le niveau le plus décomposé (Biancalani & Avagyan, 2014; Okruszko & Ilnicki, 2003). Le Tableau 2, tiré de Okruszko et Ilnicki, 2003, démontre les différences de nom et de niveau sur l'échelle Von Post pour quelques classifications de pays. On remarque que l'échelle qui se compare le mieux à celle du Canada est celle de la Pologne.

Tableau 2: Dégradation des sols organiques selon différentes classifications (adapté de Okruszko & Ilnicki, 2003)

Échelle von Post	Ancienne URSS Degré d'humification R	Teneur en fibres frottées			Allemagne	Pologne Degré d'humification R
		ASTM	USDA-FAO	Canada		
1	R ₁	Fibrique	Fibrique	Fibrique	1	R ₁
2	R ₂	Hémique				
3					2	
4			Hémique	Mésique		R ₂
5	R ₃	Saprique			3	
6			Saprique			
7					4	R ₃
8				Humique		
9					5	
10						

Séquence de dégradation des sols organiques

Le début de la décomposition et du «moorsh forming process» (Okruszko & Ilnicki, 2003), qu'on pourrait traduire comme étant «le processus de formation de terre noire», s'effectuent à la suite du drainage et de la mise en culture des tourbières. C'est le début de l'affaissement et de la dégradation. D'une part, on observe une perte importante du volume apparent de la matrice du sol par l'augmentation de la contrainte effective, causée en raison de la contraction des films d'eau à la suite de l'abaissement du niveau de la nappe phréatique. L'augmentation de la contrainte effective peut représenter des diminutions de volume de 53 à 70% (Ilnicki & Zeitz, 2002). D'autre part, il y a une perte de matière organique par minéralisation qui se produit graduellement. En effet, le drainage améliore l'aération et donc l'oxygénation du sol, ce qui favorise l'oxydation du carbone organique par l'activité microbienne aérobie (Dawson et al, 2010; Ilnicki & Zeitz, 2002). La minéralisation a lieu d'abord dans la partie supérieure du profil, au-dessus de la nappe, et s'effectue de plus en plus en profondeur, à mesure que la nappe descend. Or, le matériel fibrique a tendance à s'oxyder plus rapidement que le matériel déjà humifié, en partie puisqu'il contient une plus grande proportion de carbone organique que le matériel décomposé (Dawson et al, 2010).

La minéralisation se produit à partir de la phase de drainage, mais est plus importante au cours des premières années (Brandyk et al, 2002; Ilnicki, 2003) tel que montré à la Figure 2. Effectivement, au cours des 5 à 10 premières années, la perte de sol est plus importante et tend à se stabiliser graduellement par la suite. Les pertes de sol sont évaluées par plusieurs auteurs à 0,3 à 1,0 cm an⁻¹ pour des sols en prairies et entre 1,0 et 5,0 cm an⁻¹ pour des sols en culture (Ilnicki, 2003). La vitesse de dégradation est influencée par plusieurs facteurs, à savoir la hauteur de la nappe dans le profil,

l'intensité du drainage, les cycles de mouillage et séchage, la compaction et le type de matériel original (Brandyk et al, 2002; Dawson et al, 2010; Ilnicki, 2003; Ilnicki & Zeitz, 2002; Lucas, 1982; Okruszko & Ilnicki, 2003; Schwärzel et al, 2002).

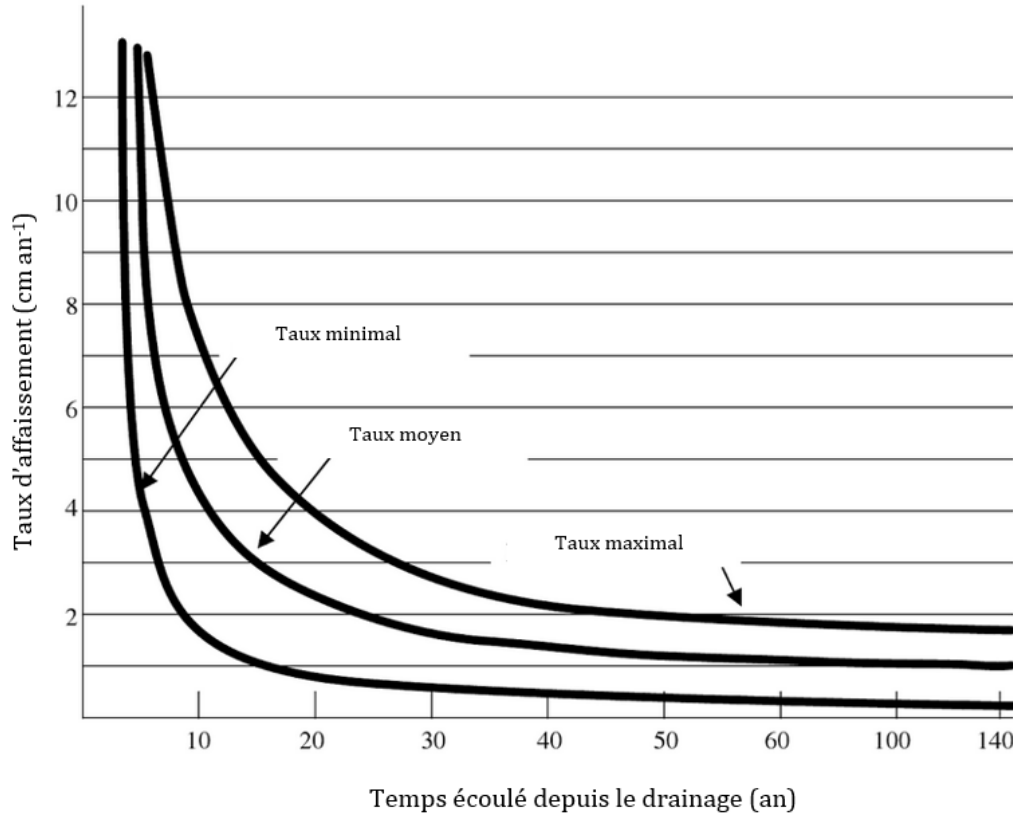


Figure 2: Taux d'affaissement par oxydation après la phase de drainage initial (Maslov et al, 1996, adaptée par Ilnicki 2003)

La dégradation des sols se fait en plusieurs étapes qui ont été décrites en détail par Okruszko & Ilnicki (2003), à l'aide de plusieurs critères de modification qui sont utilisés en Pologne. En résumé, les auteurs décrivent que la dégradation se produit en trois grandes phases, qui sont présentées à la Figure 3. Au cours de la première phase (Mt1), la nappe d'eau est près du sol, le matériel est plus fibrique et la capacité de rétention en eau est élevée. À ce moment, on observe une couche de matériel granulaire, assise sur une très faible couche de matériel de décomposition plus avancée et sur le matériel original fibrique. Graduellement, la nappe d'eau migre plus en profondeur dans le profil, laissant entrer l'air dans le matériel fibrique (Mt2). Il y a alors décomposition de ce type de matériel en raison de l'oxydation, ce qui tend à augmenter la proportion de matériel humique, et l'apparition d'un matériel de décomposition intermédiaire entre les matériaux humifiés et fibriques. Au fil du temps, la nappe continue de descendre (Mt3). La capacité de rétention en eau est alors

plus faible et la surface du sol plus sèche. Le matériel fibrique se retrouve plus en profondeur dans le profil. La proportion de matériel humifié et de matériel de transition est plus importante et on assiste à la formation d'une couche dense formée de matériel très dégradé et compact. Au fil du temps, la nappe continue à descendre et le sol à se dégrader continuellement (Mt3 dégradé).

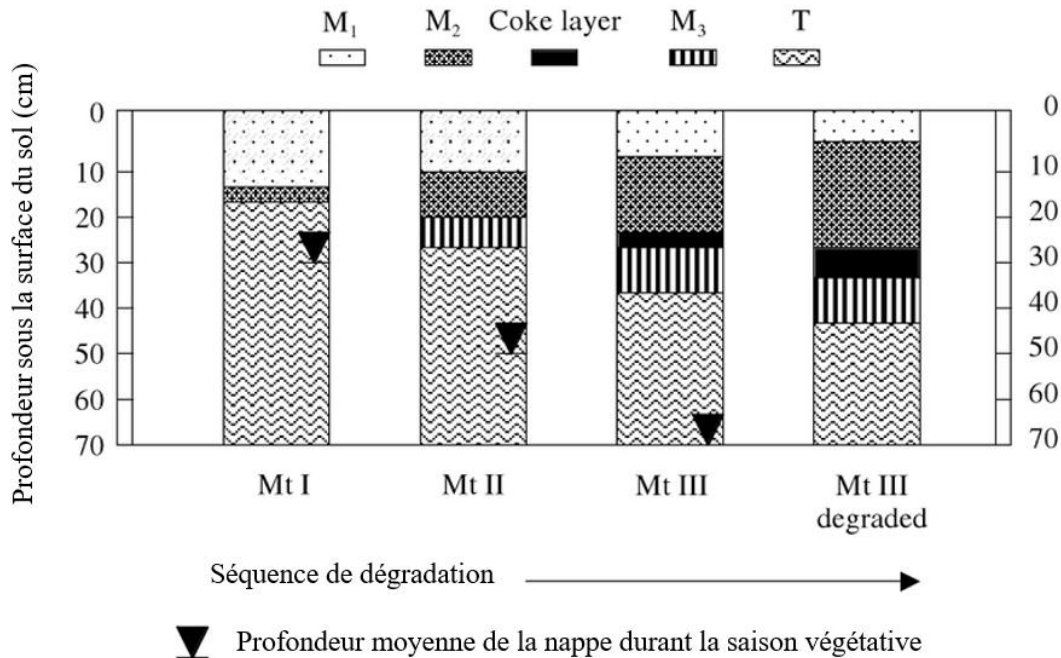


Figure 3: Séquence de dégradation des sols organiques (Okruzsko, 1967, adapté par Okruzsko & Ilnicki, 2003) «M1» est l'état de sol granulaire, «M2» l'état humifié et «M3» l'état de décomposition intermédiaire. «T» est le matériel fibrique et la «coke layer» est la formation de la couche compacte de matériel décomposé.

Propriétés physiques des sols organiques drainés

Les caractéristiques physiques changent en fonction du niveau de décomposition de la matière organique du sol. Les fractions organiques plus décomposées, en comparaison aux horizons moins décomposés, montrent notamment une masse volumique apparente plus élevée (Brandyk et al, 2002; Hallema et al, 2015a; Ilnicki & Zeitz, 2002; Okruzsko & Ilnicki, 2003) qui s'accompagne d'une baisse de porosité (Boelter, 1969; Ilnicki & Zeitz, 2002; Okruzsko & Ilnicki, 2003; Schwärzel et al, 2002) et, conséquemment, d'une diminution de la capacité de rétention en eau du sol (Okruzsko & Ilnicki, 2003). On observe également des changements de conductivité hydraulique (Okruzsko & Ilnicki, 2003; Schwärzel et al, 2002) et une baisse de capillarité (Okruzsko & Ilnicki, 2003). Généralement, plus le niveau de décomposition du sol est avancé, plus le niveau de qualité du sol est faible (Okruzsko & Ilnicki, 2003).

Retrait, masse volumique apparente et porosité

Lors de la transformation anthropique des tourbières en sols qui soient propices aux cultures, la perte en eau, causée par le drainage, entraîne un retrait (ou contraction) important de la matrice du sol (Ilnicki & Zeitz, 2002; Schwärzel et al, 2002; Wösten et al, 1997). Le volume du sol est ainsi diminué par la perte en eau, en raison de la diminution de la hauteur de la nappe phréatique. Le degré de retrait augmente à mesure que le niveau de décomposition de la matière organique est avancé (Ilnicki & Zeitz, 2002). L'avancement du degré de décomposition des terres noires a une grande influence sur la masse volumique apparente (MVA) du sol. En effet, plus le degré de décomposition de la matière organique présente est important, plus le retrait et la masse volumique apparente sont élevés également (Brandyk et al, 2002; Hallema et al, 2015a; Ilnicki & Zeitz, 2002). La Figure 4, tirée d'une expérience effectuée en Allemagne par Schwärzel et al. (2002) représente visuellement la relation entre le taux de matières humiques perdues, la réserve en eau utile et la masse volumique apparente.

Okruszko (1993), rapporté par Ilnicki et Zeitz (2002), a noté une augmentation du volume de la phase solide du sol, donc de la MVA, avec l'avancement de la décomposition au fil des années. La Figure 5 présente l'augmentation de la phase solide à travers le profil du sol en fonction du temps de décomposition. Pour 27 ans de décomposition, il y a une augmentation du volume des solides de 100 à 300% dans la couche supérieure du sol et de 50 à 100% plus en profondeur.

L'augmentation de la MVA signifie, du même coup, une diminution de la quantité de pores dans le sol et une modification de la distribution de la taille des pores. Effectivement, la proportion de micropores du sol tend à augmenter, tandis que la proportion de macropores et de mésopores diminue (Boelter, 1969; Ilnicki & Zeitz, 2002; Schwärzel et al, 2002). Hallema et al, (2015b), ont observé une masse volumique apparente élevée à la surface du sol et une diminution de la MVA en profondeur dans le profil du sol, combiné avec un comportement inverse de la porosité, c'est-à-dire une plus faible porosité en surface et une porosité plus importante en profondeur. Ils ont également observé que la compaction est fortement liée au niveau d'oxydation de la matière organique.

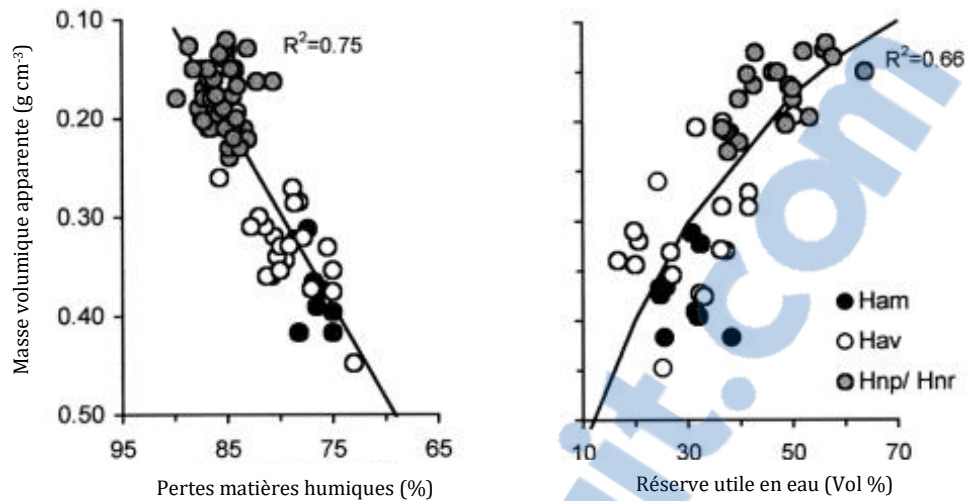


Figure 4: Relation entre la masse volumique apparente et la perte en matière humique, et relation entre la masse volumique apparente et la réserve utile en eau; Ham = très décomposé, HAV= moyennement décomposé, Hnp/Hnr= peu décomposé (adapté de Schwärzel et al, 2002)

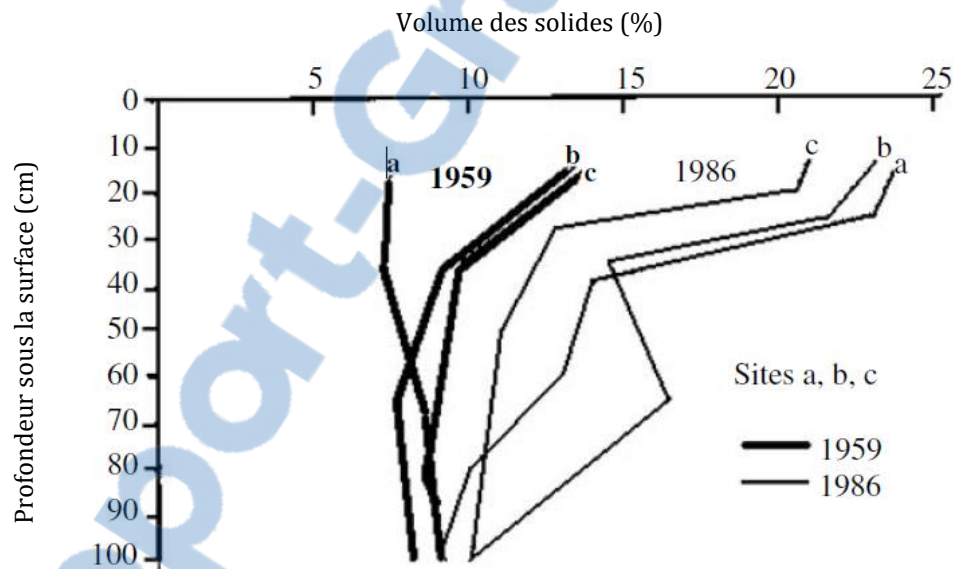


Figure 5: Pourcentage du volume des solides du sol pour 2 années, soit 1959 et 1986 (Ilnicki & Zeitz, 2002)

Capacité de rétention en eau et conductivité hydraulique

Les sols organiques non drainés, donc moins décomposés que les sols organiques drainés, sont reconnus pour avoir une meilleure capacité de rétention en eau que les sols organiques plus décomposés, en raison notamment de la quantité supérieure de pores présents dans le profil (Brandyk et al, 2002; Ilnicki, 2003; Ilnicki & Zeitz, 2002; Okruszko & Ilnicki, 2003). Les

conductivités hydrauliques saturées et non saturées subissent, pour leur part, des changements après le drainage et la mise en culture des sols organiques.

Brandyk et al. (2002) rapportent de grandes variabilités dans les données de conductivité hydraulique non saturée et une difficulté à obtenir des résultats fiables. Schwärzel et al. (2002) ont déterminé que la conductivité hydraulique non saturée des sols plus décomposés est plus élevée que celle observée dans les profils moins décomposés. Okruszko et Ilnicki (2003), ont également rapporté que la conductivité hydraulique est plus élevée à la surface du sol, dans l'horizon plus décomposé, qu'en profondeur, dans l'horizon originel non décomposé. La conductivité hydraulique non saturée diminuerait en fonction de la profondeur (Schwärzel et al, 2006)

La conductivité hydraulique à saturation (K_s) est aussi un paramètre difficile à évaluer qui est soumis à une grande variabilité entre les échantillons. Brandyk et al. (2002) et Ilnicki et Zeitz (2002), ont rapporté une diminution de K_s en fonction du temps après drainage. Les sols plus dégradés (« moorsh forming process » plus avancé) auraient donc une conductivité hydraulique saturée plus faible que les sols moins dégradés. K_s varierait également en fonction de la profondeur dans le profil du sol.

Les grandes variations en ce qui a trait à la conductivité hydraulique saturée et non saturée peuvent être attribuables à plusieurs facteurs. Ces facteurs sont le degré de décomposition de la matière organique, le matériel d'origine du sol, la formation de craques (ou fissures) lors du retrait/gonflement du sol suivant les cycles de mouillage/séchage qui donnent lieu à une possibilité d'écoulement préférentiel de l'eau dans le sol, le caractère hydrophobique des sols organiques et le caractère anisotropique de certains sols (Brandyk et al, 2002; Hallema et al, 2015a; Hallema et al, 2015b; Ilnicki & Zeitz, 2002).

Problématique de formation d'une couche compacte

L'évolution des sols organiques utilisés en agriculture est déjà problématique étant donné la perte de sol et de matières organiques, mais apporte également son lot de difficultés pour la gestion de la production agricole. Plusieurs auteurs ont noté, dans les sols organiques utilisés pour l'agriculture, la formation d'une barrière physique, à des profondeurs similaires, limitant l'infiltration de l'eau (Brandyk et al, 2002; Hallema et al, 2015a; Ilnicki & Zeitz, 2002; Kreshtapova et al, 2003; Lafond et al, 2014). Les barrières physiques citées dans la littérature correspondent aux différents états de dégradations décrits par Okruszko & Ilnicki (2003).

Lafond et al. (2014) ont observé une discontinuité texturale, agissant comme une barrière à l'infiltration de l'eau, à une profondeur de 25 à 30 cm. Cette barrière est observable à l'endroit où le sol passe d'un matériel humique en surface, à un matériel mésique ou fibrique en profondeur. Il y aurait alors, à cette interface, une accumulation dense de matières humiques, ce qui causerait une barrière hydrique et, de surcroît, l'apparition d'une nappe perchée à cet emplacement dans le profil. Cette observation, en comparaison aux profils décrits par Okruszko & Ilnicki (2003) à la Figure 3, pourrait correspondre à un profil de dégradation modérément avancée comme le profil Mt II.

Hallema et al. (2015a) ont rapporté la formation d'une couche compacte d'une épaisseur de 5 à 10 cm à une profondeur de 29 à 37 cm dans le profil de sol. La couche compacte serait formée par plusieurs facteurs agricoles, notamment le passage répété de la machinerie, le travail du sol créant une semelle à cette profondeur, la migration en profondeur de particules fines en raison des irrigations fréquentes et l'accumulation de racines décomposées sous la profondeur du travail de sol (Hallema et al, 2015b). La couche compactée a une masse volumique apparente plus élevée que le matériel des autres profondeurs et a une conductivité hydraulique plus faible. La présence de cet horizon plus compact a comme conséquence de limiter la pénétration des racines et d'engendrer périodiquement la formation d'une nappe perchée qui le surmonte. La description de la couche compacte observée par Hallema et al. (2015a) pourrait correspondre à la présence de la «coke layer» décrite par Okruszko & Ilnicki (2003) à la Figure 3. En effet, cette couche est décrite comme étant d'une épaisseur de 5 à 10 cm et formée de petites particules dures et sèches (Okruszko & Ilnicki, 2003). Le sol décrit par Hallema et al. (2015b) pourrait alors correspondre à un profil d'une décomposition avancée Mt III ou Mt III dégradé, tels que décrits par Okruszko & Ilnicki (2003).

Kreshtapova et al. (2003) ont noté, dans plusieurs sols organiques russes, un horizon imperméable au contact du sol organique et du sol minéral sous-jacent, composé d'un mélange de matériel organique bien décomposé et de matériel minéral. Cette discontinuité texturale empêche la pénétration racinaire et occasionne une nappe perchée par moment de forte pluie au-dessus de cette couche minérale. Ce type de barrière à l'infiltration peut être présent à tout moment de la séquence de décomposition, mais semble problématique lorsque l'épaisseur de terre noire est faible, ce qui correspond à un sol très dégradé.

Les différentes barrières physiques rapportées, causées en partie par la dégradation continue des terres noires, mènent à l'apparition occasionnelle d'une nappe perchée qui peut avoir des

conséquences sur la production agricole. Effectivement, puisque cette nappe se forme au-dessus de la barrière peu perméable, elle se situe dans la zone racinaire de plusieurs cultures, ce qui augmente le risque de saturation dans le haut du profil et peut mener à l'asphyxie des racines (Hallema et al, 2015a; Kreshtapova et al, 2003). De plus, le délai avant l'entrée de la machinerie au champ après une pluie est plus long que pour un sol avec un bon drainage. Les trois types de barrières hydriques décrites plus haut sont observables dans les sols organiques de la Montérégie.

Solutions potentielles retrouvées dans la littérature

La barrière physique observée dans les champs en terre noire est une problématique non négligeable, mais elle est la conséquence d'une autre problématique qu'est la dégradation des sols par leur utilisation en agriculture après le drainage. Le problème est donc double et très lié. D'une part, les sols se dégradent et diminuent en qualité, et de l'autre, il y a formation d'une barrière qui entrave l'écoulement de l'eau. Les deux enjeux ont des conséquences sur la production, à savoir une fin prévisible à court ou moyen terme de la productivité des sols si aucune mesure n'est prise, et des problèmes de saturation temporaires de la zone racinaire. Les approches pour éviter l'apparition d'une couche compactée se feraient alors sur deux fronts, c'est-à-dire limiter la progression de la dégradation pour éviter l'apparition d'une couche compacte en sol dégradé, et corriger un problème d'infiltration d'eau déjà présent.

Limitation de la dégradation

La littérature indique clairement que l'occurrence et la vitesse de la dégradation sont influencées par la hauteur de la nappe d'eau souterraine (Dawson et al, 2010; Hewelke et al, 2016; Ilnicki, 2003; Ilnicki & Zeitz, 2002; Okruszko & Ilnicki, 2003; Schlotzhauer & Price, 1999). En effet, plus la nappe est basse, plus les pores sont remplis d'air et, donc, plus les conditions sont favorables à la minéralisation. Le fait d'éviter le drainage très profond pourrait aider à diminuer la perte de sol par minéralisation. Okruszko et Ilnicki (2003) décrivent une gestion de l'eau différente pour les différents états de décomposition. La culture produite est également un facteur à prendre en compte pour la gestion de la hauteur de la nappe d'eau (OMAFRA, 2010).

Le travail réduit et plus superficiel des sols serait également un facteur limitant les émanations de CO₂ et les pertes de sol (Gesch et al, 2007). Il a été démontré par Gesch et al (2007) que le travail profond (300 mm ± 19) libère une plus grande proportion de CO₂ que le travail réduit du sol. Le travail minimum (Hallema et al, 2015a) et plus superficiel (Gesch et al, 2007) seraient alors des

avenues à considérer pour diminuer le taux de décomposition du sol par oxydation de la matière organique.

Correction d'un problème de barrière hydrique

Peu de solutions ont été apportées dans la littérature pour contrer une problématique d'infiltration de l'eau en sols organiques. Le fait de briser la barrière par travail du sol profond comme par sous-solage pourrait détruire temporairement une couche compacte formée de matériel fin et décomposé. En attente d'une meilleure alternative, certains producteurs adoptent cette solution, mais elle serait difficilement viable à long terme, puisque le travail profond accélère le phénomène de dégradation par accroissement des conditions aérobies en profondeur (Gesch et al, 2007; Hallema et al, 2015a). L'hypothèse d'intégration d'une rotation de cultures incluant des plantes à enracinement profond a été suggérée par Hallema et al. (2015a) comme perspective à évaluer en sols organiques. Les racines profondes créent des macropores qui améliorent l'aération et les mouvements d'eau dans le sol (Angers & Caron, 1998; Carof et al, 2007; Chen & Weil, 2009; Götze et al, 2016; Meek et al, 1990). Les canaux laissés par la culture à enracinement profond permettent aux racines de la culture subséquente de profiter d'une résistance du sol moins élevée (Angers & Caron, 1998; Williams & Weil, 2004). Bien qu'il n'y ait pas de recherches qui aient traité de l'alternative des rotations de culture en sols organiques qui soient présentement disponibles dans la littérature, les résultats obtenus en sols minéraux ouvrent la porte à une avenue qui pourrait être avantageuse en terre noire.

Carof et al. (2007) ont trouvé une plus grande porosité du sol dans une argile sableuse avec l'utilisation d'une culture de couverture en association avec le semis-direct, comparativement au semis-direct seul et au travail conventionnel, mais aucune amélioration significative de la conductivité hydraulique. Williams et Weils (2004) ont mené une étude avec deux loams compactés sur lesquels ont été implantées différentes rotations. Ils ont observé une amélioration des rendements du soya (*Glycine max*) implanté à la suite d'une rotation incluant le radis fourrager (*Raphanus sativus*) en association avec le seigle (*Secale cereale*). Effectivement, le soya profite des pores laissés par les racines de la culture antérieure. Chen et Weils (2009) ont déterminé que les plantes à racines pivotantes et avec un diamètre racinaire plus élevé ont un meilleur pouvoir décompactant. Leur étude menée sur un loam a démontré que le radis fourrager forme plus de racines et explore le sol plus profondément que d'autres plantes à enracinement pivotant.

Meek et al. (1990) ont, pour leur part, remarqué la formation de macropores à la suite de la décomposition de racines de luzerne (*Medicago sativa*) dans un loam sableux en Californie. En combinaison avec le travail réduit ou le semis-direct, ils ont observé une amélioration significative du taux d'infiltration de l'eau du sol. Après la réintroduction de la culture principale, soit le coton (*Gossypium hirsutum*), les effets ont graduellement diminué avec l'occurrence des irrigations. En effet, après la réintroduction de la culture principale, l'amélioration d'infiltration observée a diminué de 40% entre la deuxième et la dernière irrigation au cours de la saison, qui correspondait alors en sept irrigations par bassins, qui ont été appliquée entre le mois de juillet et le mois d'août de la même année. Gulick et al. (1994) ont également remarqué une augmentation de l'infiltration avec l'utilisation d'une culture de couverture en entre-rangs dans un vignoble. Ils ont, eux aussi, mesuré une diminution des effets sur l'infiltration de 10 à 20% par saison d'irrigation après l'abandon de la culture de couverture. Dans ce cas, chaque saison s'étendait des mois de mai à septembre de la même année, durant lesquels étaient appliqués cinq irrigations, et où le niveau de précipitations naturelles était inférieur à 40 mm par saison. Les cultures de couvertures à enracinement profond semblent donc améliorer l'infiltration de l'eau dans les sols, et les effets semblent diminuer graduellement par la suite.

Hypothèses et objectifs

Hypothèses de recherche

L'introduction de mélanges contenant une espèce à enracinement profond ou fasciculé, pour deux années dans la rotation de cultures, modifie significativement l'infiltration de l'eau au travers de la couche compacte présente en sols organiques cultivés. L'amélioration de l'infiltration se maintient pour au minimum une année de production après la réintroduction de la culture principale.

Objectifs

L'objectif principal est :

1. D'identifier une ou des espèces végétales à enracinement profond, utilisées comme culture de rotation, qui permettent d'améliorer l'infiltration de l'eau dans les sols organiques dégradés utilisés pour la culture maraîchère présentant une couche compacte.

Les objectifs secondaires sont :

1. D'évaluer l'impact des rotations courtes sur la vitesse de rabattement de la nappe d'eau souterraine.
2. De déterminer si l'amélioration de l'infiltration de l'eau se maintient la première année après la réintroduction de la culture principale, suivant une rotation avec des cultures à enracinement profond.

Chapitre 2 –

Short-term Improvement of Drainage Behavior in Cultivated Organic Soils through Rotations

LAURA THÉRIAULT¹, JACYNTHE DESSUREAULT-ROMPRÉ¹, JEAN CARON¹

¹Department of Soil and Agri-Food Engineering, Laval University, Quebec City, Canada

Keywords: Histosol, hydraulic conductivity, soil penetration resistance, water infiltration, compacted layer, water table.

Abbreviations: K_s , saturated hydraulic conductivity; SPR, soil penetration resistance;

Résumé

L'apparition d'une couche compacte dans les sols organiques cultivés réduit l'infiltration de l'eau et peut mener à la formation de nappes perchées lors d'une saison de croissance. Suivant l'hypothèse que l'intégration de cultures à enracinement profond implantées en rotation avec les cultures maraîchères pourrait améliorer le drainage, des parcelles expérimentales ont été établies pour une durée de trois ans. Des mesures de résistance à l'enfoncement (SPR) et de conductivité hydraulique saturée (K_s), ainsi que des relevés de nappe et de potentiel matriciel, ont été pris au cours des saisons pour valider l'effet des rotations sur le drainage. Les résultats de SPR ont été variables, tandis qu'une amélioration de K_s dans la couche compacte était présente au cours de la deuxième année de rotation. Cependant, l'effet était disparu très rapidement après la réintroduction de la culture principale et aucune amélioration de la profondeur des nappes ou du potentiel matriciel n'a été observée à ce moment, indiquant que les augmentations de K_s étaient insuffisantes pour améliorer le drainage.

Abstract

The formation of a compacted layer in cultivated organic soils reduces water infiltration and can lead to the formation of a perched water table during the growing season. Based on the hypothesis that the integration of deep-rooted crops, planted as rotation with vegetable crops, could improve drainage, experimental plots were established for a period of three years. Measurements of soil penetration resistance (SPR) and saturated hydraulic conductivity (K_s) as well as water table level and matric potential records were taken during the seasons to evaluate the effect of the rotation on drainage. The SPR results varied between years, while an improvement of K_s in the compacted layer was observed during the second year of the rotation. However, the effect disappeared quickly after the reintroduction of the main crop and no improvement regarding water table levels or soil matric potential was observed at that time, indicating that the increase of K_s was unable to improve drainage.

Introduction

All over the world, it is well known that soils suffer from degradation caused, among other reasons, by their intensive use for agriculture. Organic soils are obviously no exception (Ilnicki, 2003). Organic soils are a very productive substrate as they are often used in vegetable production, but may have a short lifetime as degradation and mineralization take place immediately after initial drainage (Ilnicki & Zeitz, 2002). Subsidence is, on the one hand, caused by the water loss with resulting increasing overburden pressure and, on the other hand, by mineralization of the organic carbon. Decomposition accelerates as the water table drops into the soil profile and continues uninterruptedly (Okruszko & Ilnicki, 2003), as an irreversible process. This degradation has various consequences on soil physical properties, such as a decrease of porosity (Boelter, 1969; Ilnicki & Zeitz, 2002; Okruszko & Ilnicki, 2003; Schwärzel et al, 2002), and an increased bulk density (Brandyk et al, 2002; Hallema et al, 2015a; Ilnicki & Zeitz, 2002; Okruszko & Ilnicki, 2003). There is also a decrease of water retention capacity and capillarity (Okruszko & Ilnicki, 2003) and of soil saturated hydraulic conductivity (K_s) due to peat compaction (Ilnicki & Zeitz, 2002).

These physical modifications lead to another structural problem, that is the formation of a compacted layer, which develops above a fibric or a mesic layer (Hallema et al, 2015a; Ilnicki & Zeitz, 2002; Lafond et al, 2014; Okruszko & Ilnicki, 2003), depending on the soil initial degree of decomposition. Such a layer is formed by some agricultural factors such as tillage and tractors traffic. It can also result from the transport and the accumulation of fine particles and from the accumulation of decomposed roots above the fibric or mesic layer (Hallema et al, 2015a). This compacted layer is known to form at depths between 29 and 37-cm and the thickness of it varies between 5 and 10-cm (Hallema et al, 2015a). It often leads to a perched water table located in the root zone (Lafond et al, 2014), which can be damaging to crops, may delay the entry of machinery into the fields after rainfall, and can complicate cultivation operations. Such soils do have a very high productivity, but the formation of this layer may shorten their lifetime considerably.

It has been hypothesized by Hallema and al. (2015a), that integration of deep-rooted plants, in the vegetable-crop rotation, could help improve drainage. Although no studies have been conducted on this potential solution on organic soils, several reports have shown beneficial effects on mineral soils. It was previously shown that roots can create macropores which improve water movements in the soil. Then, soil would be less resistant for subsequent crops as their roots may use those pores (Angers & Caron, 1998; Carof et al, 2007; Chen & Weil, 2009; Gulick et al, 1994; Meek et al,

1990; Meek et al, 1989; Williams & Weil, 2004). This research was therefore conducted to evaluate the effect of plant roots on water drainage improvement in compacted Histosols.

The principal objective of this study was to identify some plant species that could be used in a rotation to improve water infiltration in degraded organic soil with a water limiting layer. The other objectives were to determine the effect of the plant roots on drainage and to assess the residual effect duration after the reintroduction of the main crop, which was lettuce (*Lactuca sativa*).

Materials and Methods

Experimental Sites

The project was conducted between 2015 and 2017 on farms in the West Montérégie peatlands of Québec – Canada (45° 10' N, 73° 31' W). The region has a high concentration of peatlands and is an area where multiple vegetable crops such as lettuce, carrots and onions are produced. The experiments took place on two out of five collaborator farms, on fields of differing degrees of decomposition. Site 1 was a slightly decomposed Limnic Fibrisol and site 5 was a moderately decomposed Terric Mesic Humisol. Fields encountering drainage problems were selected to implement the study. On each of them, a compacted layer was found at depths ranging from 25 to 40 cm.

Experimental Design

The project took place over three years during which the same crop was grown on each plot on the first two years. Lettuce was reintroduced in the third year on all plots to measure the residual effects. There were two scenarios, where were compared annual and perennial plants with lettuce plots as a control, lettuce being the main crop in the area. The results of perennial grass are not presented, because no effects were observed in any site and depth (Appendix D).

The design was established on two sites of an Histosol; one was a slightly degraded soil (Appendix A) and the other was a moderately degraded soil (Appendix B). On each site, half of the plots received a subsoiling treatment at 45-cm depth on spring 2015 plus regular tillage operations each year, and the other half received regular tillage operations only. The regular tillage consisted in two disk harrow passes, a mounding, a false seedbed and a power tiller pass before seeding or plantation at springtime. Within each section of tillage were three blocks, on each of which were tested three different annual crops and a lettuce control, for a total of 48 experimental units, i.e 24 units on each site. The crops used were corn (*Zea mays*) and common vetch (*Vicia sativa*) in 2015

and 2016 (M4), a mix of ryegrass (*Lolium perenne*), crimson clover (*Trifolium incarnatum*) and phacelia (*Phacelia tanacetifolia*) in 2015, followed by sorghum (*Sorghum*) and faba bean (*Vicia faba*) in 2016 (M1 followed by M5), a combination of tillage radish (*Raphanus sativus*), crimson clover and ryegrass in 2015 and 2016 (M3), and a lettuce (*Lactuca sativa*) crop (M0). There was also a mix of ryegrass, crimson clover, phacelia, brown mustard (*Brassica juncea*) and tillage radish (M2) that was used in 2015 but abandoned then after because of the lack of effects. All dates and seed rates for the different mixes are presented in “Appendix C”.

For the season 2017, all plots were planted with romaine lettuce (*Lactuca sativa var. longifolia*) or cabbage lettuce (*Lactuca sativa var. capitata*) to measure the effect of the treatments the year after the reintroduction of the main crop.

For the Terric Mesic Humisol, i.e the moderately degraded site, it is difficult to dissociate the subsoil effects from those of the topography of the site and from the positioning of drainage systems, because of the absence of replication for subsoiling, i.e only one plot was subsoiled and one was not-subsoiled. Statistics have been compiled considering the subsoiling as a factor, but subsoiling effects will not be discussed here because of the absence of true replication. Effects are therefore not discussed for the Terric Mesic Humisol but will be discussed for the Limnic Fibrisol. The Limnic Fibrisol also had no replication of each but was installed considering the drainage system.

Measurements

Soil Penetration Resistance

Soil penetration resistance measurements were taken each year with an Eijkelkamp numeric penetrometer (Eijkelkamp Soil and Water, Giesbeek, Netherlands), for the 0 to 80-cm depth. The measurements were taken on three replicates per plot. Volumetric water content measurements were taken at the same time. Statistical analysis was made on the maximum resistance found on each repetition of three layers of soils that are the 20 to 30 cm, the 30 to 40 cm and the 40 to 50 cm depths.

Saturated Hydraulic Conductivity (Field Method)

Saturated hydraulic conductivity (K_s) was measured directly in the fields each year with single ring pressure infiltrometers, which measure a constant head infiltration rate at steady state, as described

by Reynolds (Reynolds, 2008b). The infiltrometers were made of Plexiglas tubes (Banton et al, 1991) with a copper ring of 10.2-cm diameter.

The infiltration measurements were taken when the soil tension was below -2.5 kPa, to allow the movement of the wetting front to be valid. The cylinders were inserted at 5 or 10 cm into the soil, with a hydraulic head ranging from 5 to 15 cm of water, which was considered in the calculation of K_s . Data was acquired manually until the infiltration rate became steady.

The equation of Elrick and Reynolds, 1992 (Elrick & Reynolds, 1992) was used to calculate the corresponding K_s ,

$$Q = \left(\pi a^2 + \left(\frac{a}{G} \right) \left(H + \left(\frac{1}{\alpha} \right) \right) \right) * Kfs$$

Which becomes,

$$Kfs = \frac{Q}{\pi a^2 + \left(\frac{a * H}{G} \right) + \left(\frac{a}{\alpha * G} \right)}$$

Where Q [$L^3 T^{-1}$] is the steady flow rate measured out of the infiltrometer, K_{fs} [$L T^{-1}$] is the field saturated hydraulic conductivity, a [L] is the ring interior radius, H [L] is the water constant head applied, α is an indicator of capillary and gravity components of water (Gardner relationship), 0.12 m^{-1} was used in this case (Reynolds, 2008c) and G is a shape parameter given by,

$$G = 0.31 \left(\frac{d}{a} \right) + 0.184$$

Where ‘d’ is the depth of the insertion of the ring in the soil.

Measurements were taken with three repetitions per plot at soil surface, and three repetitions at 30-cm depth, which was found to be in the compacted layer. In 2015 and 2016, measurements were taken at the end of the growing cycle of lettuce in the controls, which was in July, and at the end of the summer for the other annual mixes. In 2017, measurements were taken in July at different dates, which corresponded to the end of growing cycle for lettuces, depending on plantation dates and matric potential of the soils, to quantify maximal root effects.

Saturated Hydraulic Conductivity (Laboratory Method)

Saturated hydraulic conductivity measurements were also performed in the laboratory with constant head method on ring samples collected in the springs of 2016 and 2017. This approach was chosen because initial soil water contents were too high for field K_s measurements to be performed at this specific period.

Sampling was carried out using aluminum cylinders with a 8.2-cm diameter and a 5.5-cm height. The samples were covered on the top and on the bottom with a nylon cloth and kept in a 5°C refrigerator until saturation. Saturation was performed from the bottom to the top of the samples, at a rate of 2 cm of water per hour, and samples were kept saturated for a period of 24 to 48-hours. The K_s was determined with the constant head core method (Reynolds, 2008a), where samples were kept submerged, and a water constant head was applied using a Mariotte reservoir. Data were recorded on a CR10 data logger (Campbell Scientific, Edmonton, Canada) every 10 seconds until water flow rate reached steady state. The K_s was calculated using Darcy's law (Reynolds, 2008a), considering the steady flow rate from the reservoir and the hydraulic gradient applied to the samples.

Cylinders were sampled once per plot at the soil surface and once at 30-cm depth in 2016. Two replicates for each depth were taken in 2017. The same samples were used to measure bulk density after the K_s experiment.

Instrumentation Design for Tensiometers and Water Table Depth

For the last two years of the project, instrumentation was installed through the season for matric potential (soil tension), water table depth and rainfall. Matric potential was measured with Hortau HXM80 tensiometers (Hortau, Lévis QC, Canada), installed at the soil surface (15-cm depth) and in the compacted layer (35-cm depth). Groundwater level was measured either by Heron dipperLog NANO data loggers (Heron instruments inc, Dundas ON, Canada), Onset HOBO U20 water level data loggers (Onset Computer Corporation, Bourne MA, USA) or Hortau water level sensors (prototype, not commercialized). Water level sensors were installed in strained PVC tubes, which were inserted in the soil at depth ranging from 90 cm to 110 cm. Rainfall was measured with Onset HOBO RG3 rain gauge data loggers (Onset Computer Corporation, Bourne MA, USA), and installed on each site at one-meter height. All sensors recorded data every 15 minutes.

In 2016, only the slightly degraded site was monitored. Instruments were placed on each of the 24 plots for measurements to be taken at three positions: above the drain, in the mid position between two adjacent drains and, on some plots, at the quarter way between two drains. On each position were two tensiometers (15 and 35-cm) and a water level sensor.

In 2017, the two sites were monitored. On each site, instruments were placed on each of the 24 plots for measurements to be taken in the mid position between two adjacent drains. Measurements were also acquired above the drain on each plot of one block for each tillage operation treatment, with two tensiometers (15 and 35-cm) and a water level sensor for each position relative to the drains.

On the slightly degraded site, the distance between two adjacent drains varied from 8.6 to 10.4-m and they were located at the 100-cm depth. On the moderately degraded site, the distance between two drains ranged from 6.4 to 9-m and they were found at the average depth of 90-cm. Drains were 10-cm diameter made of corrugated PVC.

Extreme Rainfall Event

On August 4th, 2017, an extreme 200-mm rainfall (recurrence > 150 years) occurred causing flooding of some of the fields. After the rainfall, soil matric potential and water level measurements were taken manually once a day from August 11th to August 23rd and on August 30th for the mid-position between two drains. Homemade tensiometers were installed at the soil surface only (10-cm depth) and tension read with a hand-held pressure transducer device (Soil Measurement Systems, Tucson AZ, USA). Water level was taken with a Heron water tape (Heron instruments inc, Dundas ON, Canada). Those measurements were taken to see the real residual effects of the treatments. The measurements have been done on the Terric Mesic Histosol (moderately degraded) site, because the strained PVC tubes were still installed on each plot.

Statistical Analysis

The experimental design for the project was a split plot and data were analyzed as repeated measurements for SPR, matric potential and water table depth only. Results were analyzed with SAS and the mixed procedure (Version 9.4, SAS institute inc., Cary NC, USA). A logarithmic or a square root transformation was used when needed. Significant results were compared with a Protected Fisher LSD test (Carmer & Swanson, 1973). Graphics and tables show the results with raw data.

Results were analyzed by site, by year and by depth for the saturated hydraulic conductivity and by 10-cm layer for SPR. Soil water potentials and water levels considered for the two drainage events were taken from the end of one rain event to the next one. A statistical analysis was made for the extreme event (tension and water level) and for two drainage events per site for the daily averaged water potential and water levels. A statistical analysis was also made for the water-level position over the entire season, using a 3-day average in 2016 and a 1-day average in 2017 on each site.

Results

Table 3 presents a summary of all results of SPR and K_s found in the three years of testing. Results are presented for each year, site and depth. Overall, SPR showed a subsoiling effect and a small crop rotation effect that disappeared the year of the main crop. For K_s , effects peaked the second year of rotation and were observed only at the beginning of the year after. All K_s results data for the three years, two sites and two depths are presented in “Appendix E”.

Table 4 and Table 5 summarize all results from soil water potential and water table monitoring. Overall, effects of soil matric potential and water table levels were only found on the second year of rotation but were caused by evapotranspiration rather than by the improvement of drainage caused by rotation crops roots.

Soil Penetration Resistance

Location of the Compacted Layer

The compacted layer was found at depths between 20 and 40-cm on each of the two sites and for the three years as shown in Figure 6. For the slightly degraded soil, the compacted layer was found between 20 and 40-cm in 2015, but the layers 30-40 and 40-50 cm were more resistant in 2017. On the moderately degraded soil, the compacted layer was found in the 30-40 cm layer in 2015, between 20 and 40-cm in 2016, but the 20-30 cm layer was less resistant in 2017 than the other two layers. However, resistance is a parameter that varies with time, and we observed variations between years, with a SPR higher for deeper layers in 2016 and 2017 than in 2015, as shown in Figure 6. Water content fluctuations and friction forces in the compacted layer were suspected of causing these variations, but this observation remains currently under investigation.

Subsoiling and Crop Roots Effects

A subsoiling-layer effect ($p < 0.01$) was observed for the three years on the Limnic Fibrisol site (Table 6). At the beginning, in 2015, non-subsoiled 40-50 cm layer cm had a higher SPR than for the subsoiled 40-50 cm layer. Then, the same subsoiled 40-50 cm layer and the non-subsoiled 20-30 cm layer had a less SPR in 2016. Finally, in 2017, only non-subsoiled 20-30 cm layer was less resistant than other non-subsoiled layers.

A subsoiling-crop effect was found in 2015 on the Limnic Fibrisol site ($p = 0.01$), meaning subsoiled M4 plots had lower SPR than subsoiled M0, M2, M3 and non-subsoiled M0, M1, M2, M4 (Table 7). This different SPR was no longer observed the following year.

A crop-layer effect ($p < 0.05$) was only found on the Terric Mesic Humisol site for 2016 (Table 8), meaning lettuce control had lower SRP for the 20-30 cm and for the 30-40 cm layers than the other crops for the same layer. In 2016, roots of rotation crops could have affected SPR because of their more important density and resistance compared to lettuce fine roots.

Saturated Hydraulic Conductivity (Field and Lab Methods)

Although both sites studied were very different in terms of degradation, the conclusions regarding the effect of the crop treatments on the saturated hydraulic conductivity were very similar.

On the first year of the experiment, no significant effect was observed for the crop treatment on hydraulic saturated conductivity measured in the fields (data not shown). No significant effect was observed in the following spring after snowmelt either (data not shown).

During the second year of the rotation, i.e. when the mixes were re-implanted for a second year, effects were observed on both sites in the compacted layer (Figure 7). On the Limnic Fibrisol site, we observed a subsoiling-crop effect ($p < 0.05$) (Figure 7). Results showed that subsoiled M4 and M5 had a greater infiltration than the control (subsoiled and non-subsoiled) and than the non-subsoiled M4 and M5 treatments. On the Terric Mesic Humisol site, we observed a crop treatment effect ($p < 0.01$) in the 30-cm depth layer. Indeed, all three mixes (M3, M4 and M5) had a greater infiltration compared to the lettuce control (Figure 7).

The effects observed directly in the fields for the compacted layer in 2016 were observed on the surface layer only in the following spring for the samples analyzed with laboratory method (Figure

8). A subsoiling-crop effect ($p=0.05$) was observed for the Limnic Fibrisol site indicating that subsoiled treatment had a greater K_s than non-subsoiled one, and a crop treatment effect ($p<0.01$) was observed in the Terric Mesic Humisol site as any rotation crops had greater K_s than the lettuce control. These results are consistent with those of the previous year, but it was observed at the soil surface instead of in the compacted layer.

At the end of the third season of rotation, which was to evaluate the residual effects, no significant results were found on any site and depth (Figure 7).

Soil Matric Potential

No significant differences were observed for soil water potential during normal rains (under 20 mm), neither for the surface nor for the compacted layer. No significant water potential differences were observed neither for the deep-rooted crop year, nor for the main lettuce crop reintroduction year (Table 4). There was a crop effect in 2016 for a large irrigation event (47.4-mm) at the two depths measured ($p<0.05$). Indeed, the average daily matric potential of the corn (M4) plots decrease more rapidly than that of the other mixes after the end of irrigation, as shown in Figure 9. The 15-cm tensions for corn (M5) reached on average -109 cm of water for the period considered compared to -65 to -68 cm for the other crop treatments, and the mean potential at the 35-cm depth for the same crop was -62 cm of water compared to -35 to -42 cm for the other crop treatments.

Water Table Levels

No crop treatment effect was found in the Terric Mesic Humisol site for water table levels through the whole season as well as for the two events in 2017 (data not shown). No measurements of matric potential and water table levels were made for 2016 season for this site.

Subsoiling effect was found in 2016 ($p<0.01$) for the drainage event following the 47.4 mm irrigation on the Limnic Fibrisol. The average water table depth was lower in the subsoiled treatment (72.8 cm from soil surface; SE Mean = 0.028) than in non-subsoiled treatment (58.2 cm from soil surface; SE Mean = 0.023), for the same installation depth of drains. That is consistent with saturated hydraulic conductivity improvement of compacted layer found the same year and associated with the subsoiling treatment. However, that subsoiling difference was no longer observed in 2017. This also indicated that even if an effect on soil penetration resistance was still observed in 2017, the effect on drainage was limited.

A significant crop effect ($p=0.05$) was found in 2017 for the overall season on the Limnic Fibrisol, as the average water table level was slightly deeper for the lettuce control (M0) than for the radish mix (M3) and for the sorghum mix (M5; Table 9).

Extreme Rainfall Event

An extreme rainfall event (200-mm within three hours) that occurred at the end of 2017 season offered a unique opportunity to test residual effect of hydraulic conductivity improvement at full saturation of the profile, since the field was flooded over 4 days. The results were consistent with observations reported above. Indeed, no significant differences were observed between crop treatments after the unusual rainfall, neither for surface soil tension, nor for water levels, as presented in Figure 11.

Discussion

The results indicated that subsoiling had more effect on SPR than crop rotation on one site. This may be due to the fact that even if the literature indicates that SPR restricts root growth from about 2 MPa in mineral soils (Bengough et al, 2011), and that the values obtained were barely larger than 1 MPa, root growth may have been limited to the top surface only. Indeed, a perched water table was frequently observed, and likely associated with a saturated hydraulic conductivity that is below the 1 m day^{-1} Quebec drainage standard in each case in the compacted zone and deeper, resulting in anaerobic conditions enough to limit root elongation and to restrict its distribution to the top surface only. This could explain why deep roots were not as efficient as subsoiling to reduce SPR. As well, subsoiling has certainly created larger cracks than the macropores that could have been created by the crop roots used for the project. Interestingly, the subsoiling effect was observed the subsequent year, indicating a residual effect. This may be due to the fact that surface tillage could not reach the subsoiling induced cracks and micropores created below the plough layer. Subsoiling had a significant effect on K_s the second year of the rotation but vanished then after. The apparent discrepancy in the behavior of K_s and SPR may be due to the fact that the relationship between soil penetration resistance and saturated hydraulic conductivity is complex, where the degree of decomposition and the fibers organization should be considered (Dessureault-Rompré et al, in press).

For the two levels of decomposition, there was a crop effect on K_s the second year of the rotation, suggesting that plant roots were able to create biopores into the compacted layer, allowing water to drain more easily from the surface. This improvement was still visible after the winter, before the

end of the early drainage and prior to spring tillage. Nevertheless, the improvement of K_s was no longer observed when the main crop was re-established on the third year, showing that the effect is temporary and rapidly disappear after the end of the rotation. This is highly consistent with model data from Kay, showing that short-term soil structure improvement takes long time to be seen, but rapidly disappear when soil is tilled and grown with the main crop (Kay, 1990). Those results also partly agree with those found by Meek and al., 1990 on a sandy loam in California. They found an improvement of K_s with alfalfa crop, but the effect following the reintroduction of cotton decreased by 40% between the second and the last of seven flood irrigations within the same season. Similarly, Gulick and al., 1994, found a 10-20% decrease of K_s after destruction of cover crops in vineyards in California, within a season and with five irrigations.

A first cause, and likely the dominant cause of disappearance of effects, is tillage. Indeed, Meek and al. (1990) found that the effect of rotation was more preserved on no-till production system, as tillage doesn't destroy biopores at soil surface. Results are also consistent with previous research done in organic soils (Bélec, 2006), where saturated hydraulic conductivity for a barley-carrots rotation was rapidly improved when the soil was grown with barley. K_s was improved the year of rotation and the following spring prior to tillage, but improvement vanished when the field was cropped with carrots. He concluded that tillage might be the cause of the disappearance, because it would have broken the continuity of the poral network.

A second mechanism for the rapid disappearance of the effects on saturated hydraulic conductivity might be particle displacement. Organic soils are very fragile and prone to wind and water erosion because of their low bulk and particle density. Under a wetter and colder climate and for a more fragile soil than those mentioned in previous studies, particle displacement associated with high rainfall events may also cause biopores clogging. Winter, snowmelt and rain under Quebec climate can therefore be an additional cause on top of tillage for the rapid loss of the previously measured improvement of K_s in the case of our study.

An effect of rotation was observed on soil matric potential in 2016, which was the second year of the project. The soil tension of the corn crop (M4) was decreasing more rapidly than for the other crops. The effect was most likely due to the fact that the drainage event was measured from August 4th to August 11th, that is at a high demand period for evapotranspiration. Hence, the difference in surface matric potential may have resulted from more evapotranspiration from corn than for sorghum (Singh & Singh, 1995) and for the other two crops. More evapotranspiration would result

in more crop water uptake. Even if a higher K_s was observed for corn at the top surface, crop effects on K_s of similar magnitude were also observed with other treatments, with no observed differences on the subsequent water potential drop following the irrigation, particularly following the initial free drainage, where an effect on saturated hydraulic conductivity should dominate. This therefore supports the view of a dominant evapotranspiration effect associated with this tension differences between treatments, rather than differences in K_s .

Surprisingly, the crop effect observed in 2017 on the Limnic Fibrisol indicated that the average water table level was deeper for the lettuce control (M0) than for the other mixes. Even though no statistics were performed on the season average soil matric potentials, it appears that the general trend for the whole year is the same for both the water table depth and the 15-cm depth soil matric potential, as shown in Figure 10. Indeed, both parameters indicated a faster drainage in the control plots than in the other two out of three deep-rooted crops plots after reintroducing the main lettuce crop. This is an apparent inconsistency, as on this site, the K_s of deep-rooted crops was larger or equal to that of the control in 2016. Therefore, a slower drainage for the lettuce control plots relative to others was expected, but not the opposite. The K_s observed at 30-cm depth in 2017 for lettuce tends, although not being significant, to be lower than that of all other crops (Appendix E), even if the water table dropped faster for the latter. Generally, lettuce has fine roots which, as they decompose, leave a fairly uniform soil with very fine biopores. However, deep-rooted crops all had root systems with very large biopores relative to those of lettuce, as reflected by improvement on K_s the second year of rotation. A possible explanation for this apparent discrepancy of slower drainage in 2017, with all plots in lettuce, is that the large pores' continuity may have been disrupted by tilling the rotation plots. In such case, those large pores disconnected from the surface, may force water to flow around them, similar to a flow in a soil with inclusions, where water bypasses the soil's biopores. A core sample taken at the 30 cm depth of plots of deep-rooted crops would then have a higher K_s than the control one, but because of the disruption, such pores would be deactivated when water flow under tension. This would then reduce the rate of drainage of such profile compared to that of a finer but more continuous pore network in the lettuce crops (Figure 12). This type of behavior would probably not have been observed in a no-till scenario.

Such limited effects on drainage can be explained by a water table drop controlled by lower layers, a feature observed on some of the sites (Lherisson, 2017) and appeared quite common in the literature, lower horizons having typically saturated hydraulic conductivity values dropping to values 4-5 times lower than that of the surface horizons (Lucas, 1982). Although no K_s

measurements were taken repeatedly below 30-cm during the project for the different treatments, there are some reasons to believe that hydraulic conductivity at that depth was not improved with crop rotations. Indeed, fine corn roots (M4) within a maximum of 50-cm depth were observed in the soil profile and the roots found at that depth were small in size and not very abundant. Therefore, there should not be enough biopores produced by corn to significantly affect hydraulic conductivity. In a stratified profile, those deeper horizons of lower hydraulic conductivity are expected to control the drainage processes. Hence, to speed up drainage, hydraulic conductivity should be improved at the depths controlling the drainage process, likely located much below the root zone, as drains are usually found at a 80 to 100-cm depth (Lherisson, 2017). Given the fact that most root development and subsoiling effect was limited to the upper horizons, the behavior of limited effect of K_s improvement on drainage was somewhat expected.

Modelled soil matric potential curves (Appendix F) were also performed with Hydrus 1-D (Version 4.16, PC-Progress, Prague, Czech Republic) and are consistent with other observations of water table levels and soil matric potential made following the two rain events of 2017 analyzed previously for both sites, and with the results of the extreme event on the Terric Mesic Humisol. No improvement of drainage following deep-rooted crops was observed in all cases, indicating the crop rotations used didn't have any effect on the water table drawdown after two years.

Conclusion

For this study, different crop rotations were tested on organic soils in order to assess their root effects on soil compaction and water infiltration. The residual effects of roots biopores was also tested to evaluate the duration of the K_s improvement and its effect on drainage. Results showed complex effects of rotations on soil penetration resistance. Results also showed an enhancement of saturated hydraulic conductivity during the second season of rotation, but this effect was gone at the end of the main lettuce crop reintroduction season. Rainfall, snowmelt, root decomposition and tillage are the most likely causes that have influenced the disappearance of the effects.

It is difficult to see what are the final impacts of those K_s modifications on drainage in the early spring or within the season of the rotation for groundwater recharge, as surface effects do have a complex behavior on the overall drainage process. Actually, the effect of K_s on drawdown depends on various factors such as anisotropy, water supply regime and the stratification of K_s in the profile. Therefore, this is why the effect on the drainage process has been studied separately for soil matric potentials and water table levels. Field observations of water table depth and soil matric potential

allowed us to conclude that even if a short-term rotation improvement of K_s was observed during the second year of the rotation and at early times following the reintroduction of the main crop, they had limited effect on the water table drawdown the year of the rotation and no significant effect following the reintroduction of the main lettuce crop.

For numerous reasons, only a limited number of annuals short rotations of interest to growers were tested in this study. It is obvious though that, given the rapid disappearance of effects, rotations have limited effect on crop growing conditions the year after the re-introduction of the main crop. It can therefore be concluded that improvement of hydraulic conductivity by short-term rotation doesn't have a long-lasting effect under Québec climatic conditions and conventional tillage system. Short-term rotations with annuals do not appear an appropriate soil conservation strategy for growers to improve drainage in cultivated Histosols. Hence, further work should ideally look at reduced tillage, at longer periods of rotations or at plants extending root development far below the 0 to 40-cm depth and for amendments and trials on vertical drainage to improve growing conditions in such evolved Histosols.

Acknowledgments

We want to thank the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) and the growers Maraîchers J.P.L Guérin et fils Inc., Vert Nature Inc., Les Fermes Hotte et Van Winden Inc., Productions Horticoles Van Winden Inc. and Delfland Inc. for their financial and practical participation to the project.

We also thank Sébastien St-Onge, Moranne Béliveau, Raphaël Deragon, Gabriel Breton, Joannie Beaupré, Vincent Grégoire, Christina Dion, Cedrick-Victoir Guedessous, Chistophe Libbrecht, Diane Bulot, Carole Boily, and Hugo Alix who provided invaluable assistance throughout the project.

Tables

Table 3: Summary table of significant results obtained on the three years (2015, 2016 and 2017) and for the three parameters (Ks field method, Ks lab method and SPR)

Site	Year	SPR	<i>p</i> value	K _s Laboratory Method	<i>p</i> value	K _s Field Method	<i>p</i> value
Slightly degraded site (Limnic Fibrisol)	2015	SS	0.1956	NA		Soil surface SS	0.4477
		Crop	0.3444			Crop	0.5606
		SS × Crop	0.0150			SS × Crop	0.2592
		Layer	<0.0001			30-cm depth SS	0.6833
		SS × Layer	0.0010			Crop	0.6275
		Crop × Layer	0.4885			SS × Crop	0.5662
		SS × Crop × Layer	0.3354				
	2016	SS	0.3098	Soil surface SS	0.4695	Soil surface SS	0.4902
		Crop	0.5749	Crop	0.7850	Crop	0.0374
		SS × Crop	0.6532	SS × Crop	0.0583	SS × Crop	0.4973
		Layer	0.4492	30-cm depth SS	0.3179	30-cm depth SS	0.0061
		SS × Layer	0.0031	Crop	0.6886	Crop	0.3824
		Crop × Layer	0.4362	SS × Crop	0.8455	SS × Crop	0.0448
		SS × Crop × Layer	0.3687				
	2017	SS	0.9128	Soil surface SS	0.0004	Soil surface SS	0.3726
		Crop	0.4148	Crop	0.7341	Crop	0.4493
		SS × Crop	0.1605	SS × Crop	0.0506	SS × Crop	0.5783
		Layer	<0.0001	30-cm depth SS	0.8494	30-cm depth SS	0.6880
SS × Layer		0.0001	Crop	0.8314	Crop	0.3736	
Crop × Layer		0.1888	SS × Crop	0.4729	SS × Crop	0.1550	
SS × Crop × Layer		0.9994					
Moderately degraded site (Terric Mesic Humisol)	2015	SS	0.7384	NA		Soil surface SS	0.0994
		Crop	0.4706			Crop	0.2558
		SS × Crop	0.3508			SS × Crop	0.2852
		Layer	<0.0001			30-cm depth SS	0.2824
		SS × Layer	0.0783			Crop	0.1895
		Crop × Layer	0.2871			SS × Crop	0.7860
		SS × Crop × Layer	0.3832				
	2016	SS	0.9403	Soil surface SS	0.0059	Soil surface SS	0.0545
		Crop	0.0203	Crop	0.4177	Crop	0.1760
		SS × Crop	0.5887	SS × Crop	0.8363	SS × Crop	0.1507
		Layer	0.0015	30-cm depth SS	0.2449	30-cm depth SS	0.6296
		SS × Layer	0.0786	Crop	0.4388	Crop	0.0046
		Crop × Layer	0.0169	SS × Crop	0.7036	SS × Crop	0.7162
		SS × Crop × Layer	0.7120				
	2017	SS	0.4880	Soil surface SS	0.8325	Soil surface SS	0.8750
		Crop	0.8904	Crop	0.0002	Crop	0.7530
		SS × Crop	0.0137	SS × Crop	0.9943	SS × Crop	0.2428
		Layer	0.0012	30-cm depth SS	0.7797	30-cm depth SS	0.2879
SS × Layer		0.5541	Crop	0.7650	Crop	0.3097	
Crop × Layer		0.6736	SS × Crop	0.3863	SS × Crop	0.8799	
SS × Crop × Layer		0.2998					

*NA is non-applicable; measurements not done, SS refers to subsoiling

Table 4: Summary table of significant results obtained on the two instrumented years (2016 and 2017) for water table level mean through the seasons, measured matric potential and water table levels for two drainage events on each year, and for the extreme event.

Site	Year	Water Level (Mean through season)	p value	First Rain event				Second Rain event					
				Matric Potential	p value	Water table Level	p value	Matric Potential	p value	Water table Level	p value		
Slightly degraded site (Limnic Fibrisol)	2016			<i>Soil surface</i>				<i>Soil surface</i>					
				SS	0.0881	SS	0.3148	SS	0.1656	SS	0.0643	SS	0.0012
				Crop	0.8852	Crop	0.1046	Crop	0.7352	Crop	0.0162	Crop	0.7195
				SS × Crop	0.5972	SS × Crop	0.4171	SS × Crop	0.6290	SS × Crop	0.4933	SS × Crop	0.9539
				<i>30-cm depth</i>				<i>30-cm depth</i>					
				SS		SS	0.3546	SS		SS	0.3082	SS	
	Crop		Crop	0.2197	Crop		Crop	0.0473	Crop				
	SS × Crop		SS × Crop	0.2495	SS × Crop		SS × Crop	0.9839	SS × Crop				
	2017			<i>Soil surface</i>				<i>Soil surface</i>					
				SS	0.2119	SS	0.2596	SS	0.3240	SS	0.3273	SS	0.2650
				Crop	0.0532	Crop	0.7426	Crop	0.0903	Crop	0.1256	Crop	0.0916
				SS × Crop	0.1787	SS × Crop	0.8066	SS × Crop	0.1967	SS × Crop	0.2851	SS × Crop	0.2852
<i>30-cm depth</i>				<i>30-cm depth</i>									
SS					SS	0.1299	SS		SS	0.2142	SS		
Crop		Crop	0.9740	Crop		Crop	0.8389	Crop					
SS × Crop		SS × Crop	0.8186	SS × Crop		SS × Crop	0.6805	SS × Crop					
Moderately degraded site (Terric Mesic Humisol)	2016		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA			
	2017			<i>Soil surface</i>				<i>Soil surface</i>					
				SS	0.0453	SS	0.3952	SS	0.0612	SS	0.3467	SS	0.0343
				Crop	0.5746	Crop	0.1614	Crop	0.4315	Crop	0.0655	Crop	0.4767
				SS × Crop	0.5879	SS × Crop	0.3692	SS × Crop	0.4154	SS × Crop	0.2831	SS × Crop	0.4988
				<i>30-cm depth</i>				<i>30-cm depth</i>					
SS					SS	0.3233	SS		SS	0.1834	SS		
Crop		Crop	0.7628	Crop		Crop	0.5784	Crop					
SS × Crop		SS × Crop	0.7632	SS × Crop		SS × Crop	0.6372	SS × Crop					

*NA is non-applicable; measurements not done, SS refers to subsoiling. Rain was respectively 17.8-mm and 47.4-mm for the 1st and the 2nd event in 2016 for the Limnic Fibrisol, 11.4-mm and 12.6-mm in 2017 for the Limnic Fibrisol, 14.2-mm and 12.2-mm in 2017 for the Terric Mesic Humisol.

Table 5: Probability values for matric potentials and water table levels following the 200-mm extreme rainfall event for the Terric Mesic Humisol site.

Matric Potential	<i>p</i> value	Water table Level	<i>p</i> value
SS	0.3179	SS	0.2870
Crop	0.5488	Crop	0.8684
SS × Crop	0.8027	SS × Crop	0.7540

*SS refers to subsoiling.

Table 6: Soil penetration resistance Means (MPa) and standard error of mean for Subsoiling-Layer effect for the Limnic Fibrisol site.

Layer	2015			2016			2017		
	SPR		SEmean	SPR		SEmean	SPR		SEmean
		MPa			MPa			MPa	
Subsoiled									
20-30 cm	0.549	ab	0.034	0.764	cd	0.049	0.675	ab	0.051
30-40 cm	0.521	ab	0.034	0.810	abc	0.049	0.702	ab	0.051
40-50 cm	0.333	c	0.034	0.818	ab	0.049	0.681	ab	0.051
Non-subsoiled									
20-30 cm	0.586	a	0.034	0.751	ac	0.049	0.571	b	0.051
30-40 cm	0.557	a	0.034	0.732	ac	0.049	0.703	a	0.051
40-50 cm	0.466	b	0.034	0.678	bd	0.049	0.761	a	0.051

*SEMean was obtained with Protected Fisher LSD test. Different letters indicate significant differences within each year.

Table 7: Soil penetration resistance means (MPa) for Subsoiling \times Crop effect for the Limnic Fibrisol site in 2015.

	Subsoiled		Non-subsoiled	
	SPR (MPa)		SPR (MPa)	
M0	0.492	a	0.531	a
M1	0.454	ab	0.535	a
M2	0.532	a	0.538	a
M3	0.486	a	0.498	ab
M4	0.374	b	0.581	a

* SEMean = 0.040 MPa and was obtained with Protected Fisher LSD test. Different letters indicate significant differences across subsoiling treatments combinations.

Table 8: Soil penetration resistance means (MPa) for Crop × Layer effect for the Terric Mesic Humisol site in 2016.

Layer	M0 (MPa)	M3 (MPa)	M4 (MPa)	M5 (MPa)
20-30 cm	0.738 e	1.108 a	1.122 a	1.001 abd
30-40 cm	0.830 e	1.035 a	1.124 ab	1.028 ab
40-50 cm	0.805 cde	0.877 bce	1.047 abc	0.823 ce

* SEMean = 0.112 MPa and was obtained with Protected Fisher LSD test. Different letters indicate significant differences

Table 9: Mean groundwater table levels from soil surface, for the Limnic Fibrisol site through the 2017 season.

Crop mix	Mean depth from soil surface (cm)		SE Means (cm)
M0	59.7	a	2.1
M3	51.0	b	2.1
M4	55.3	ab	1.9
M5	53.3	b	2.1

*SEMean was obtained with Protected Fisher LSD test. Different letters indicate significant differences.

Figures

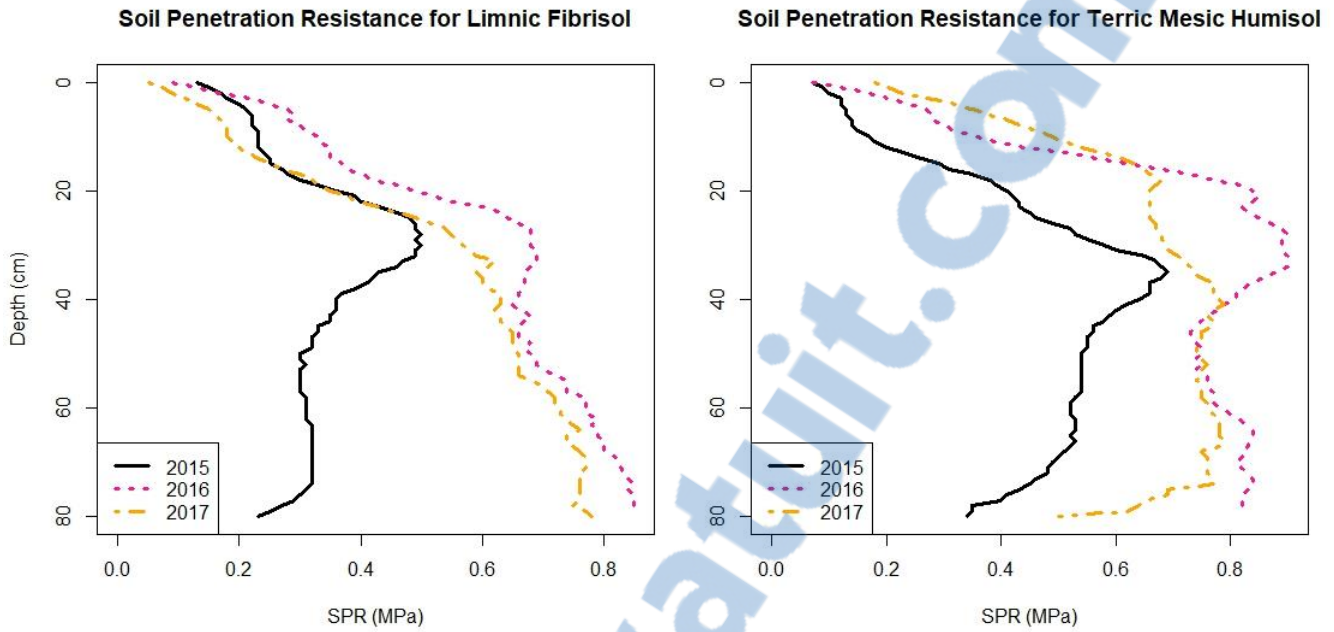


Figure 6: Soil Penetration Resistance for the two sites and for the three years of the project.
Mean of all annual mixes and lettuce control.

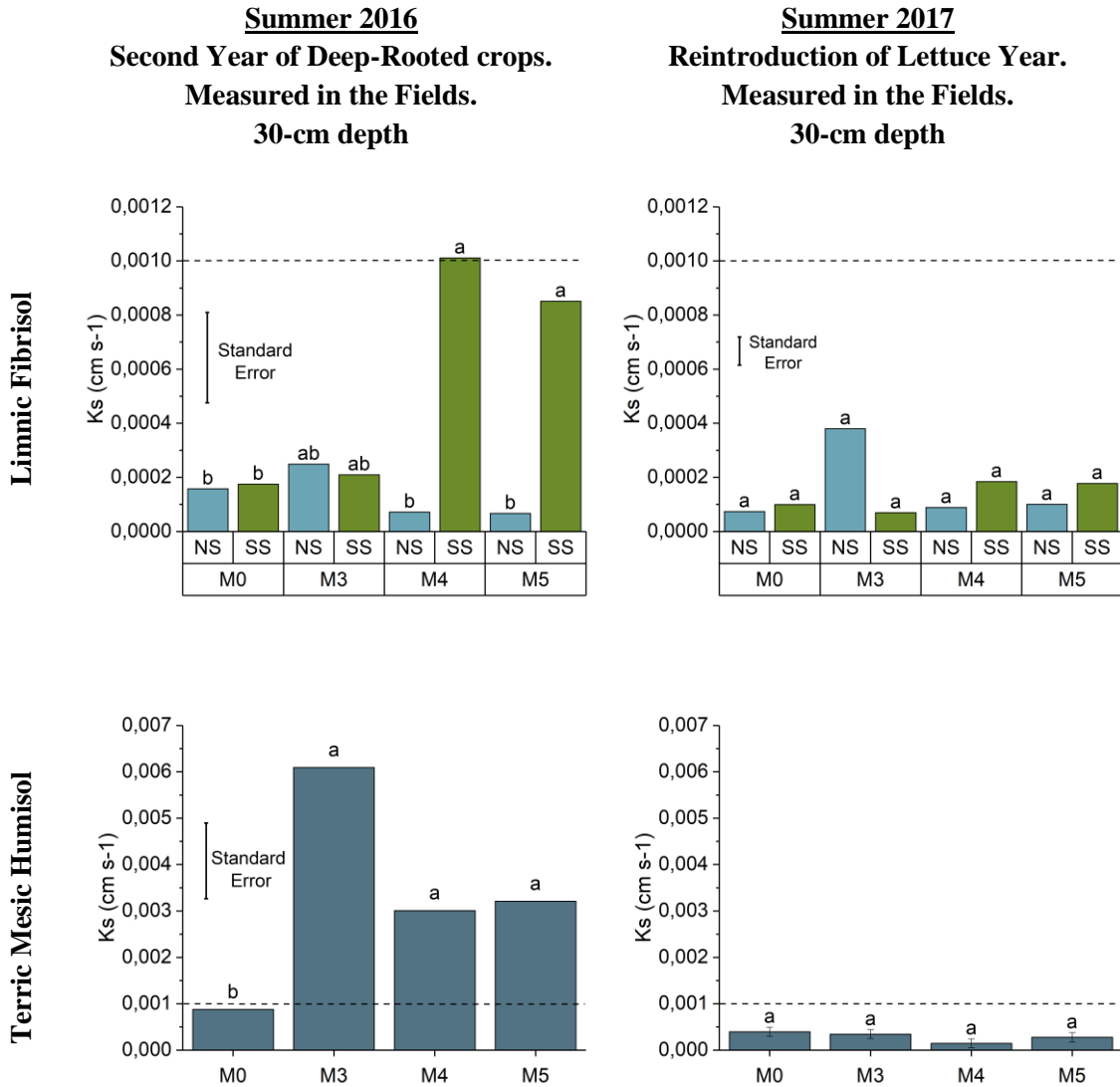


Figure 7: Saturated hydraulic conductivity at 30-cm depth for summer 2016 and summer 2017 for both sites. The dash line is Québec drainage standard of 1 m d^{-1} . SS is subsoiled treatment and NS is non-subsoiled treatment. Different letters indicate significant differences within each site and year.

Spring 2017
Reintroduction of Lettuce Year.
Measured in Laboratory
Soil surface

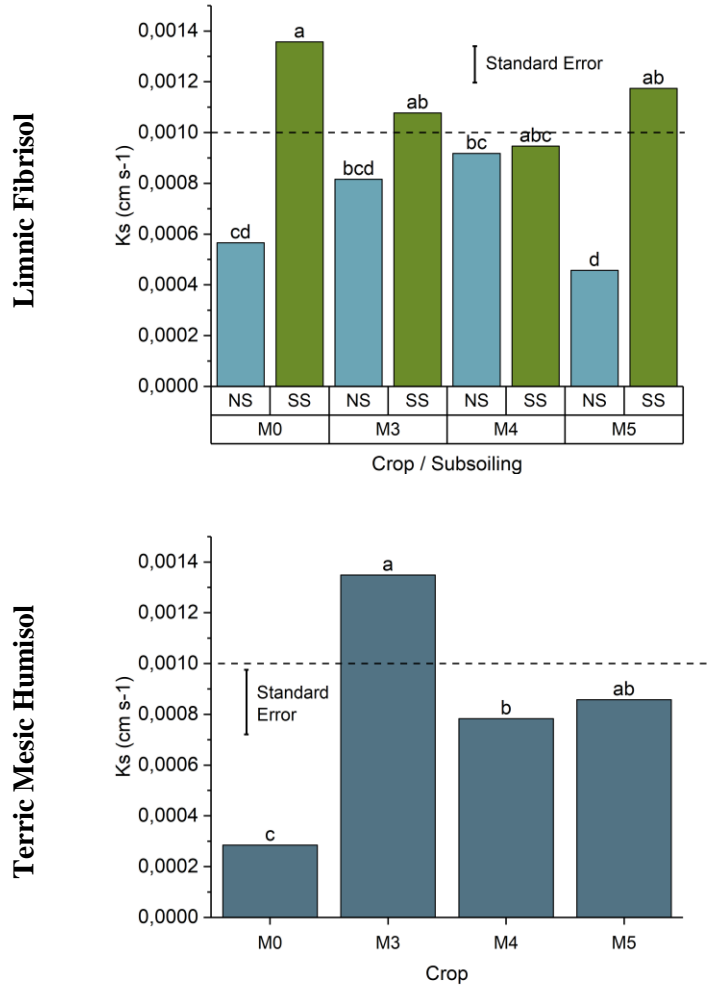


Figure 8: Saturated hydraulic conductivity measured in the laboratory for spring 2017 at soil surface for the two sites. Dash line is Québec drainage standard of 1 m d-1. SS is subsoiled treatment and NS is non-subsoiled treatment.

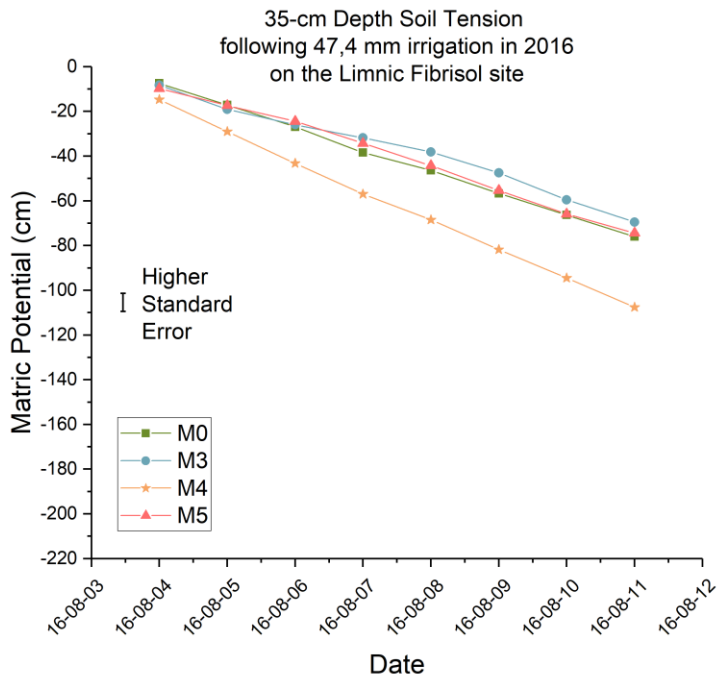
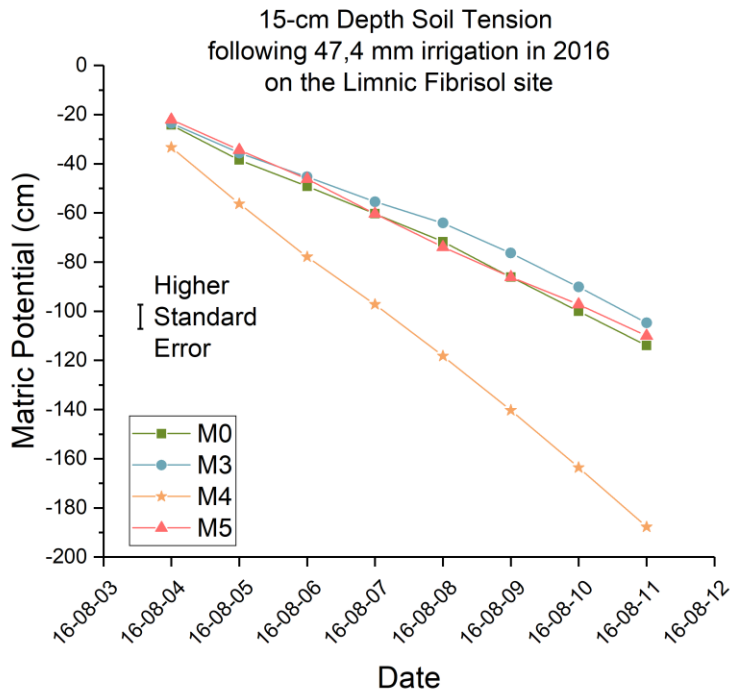


Figure 9: Soil matric potential following a 47.4-mm irrigation in the second year of rotation on the Limnic Fibrisol site and for 15 and 35-cm depth.

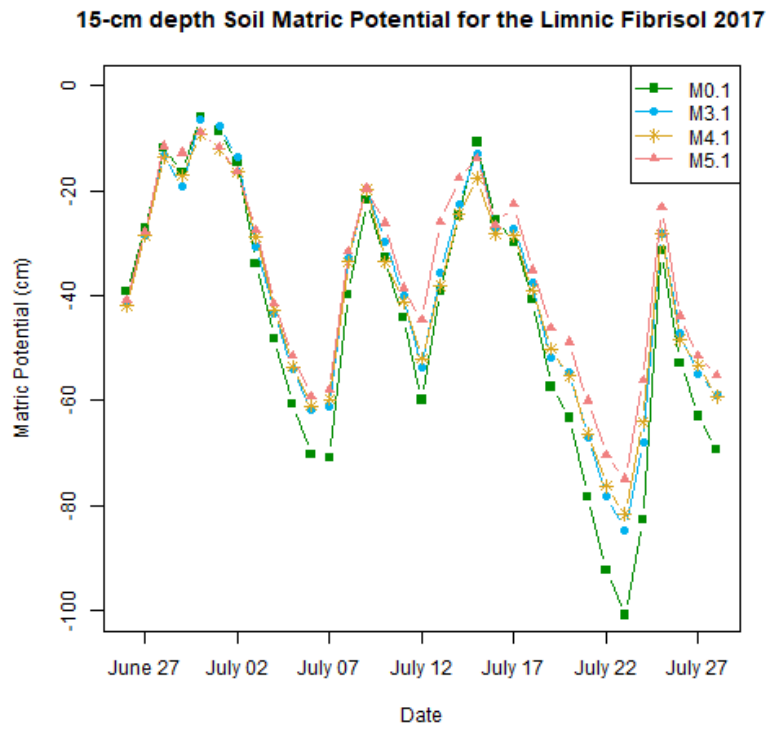
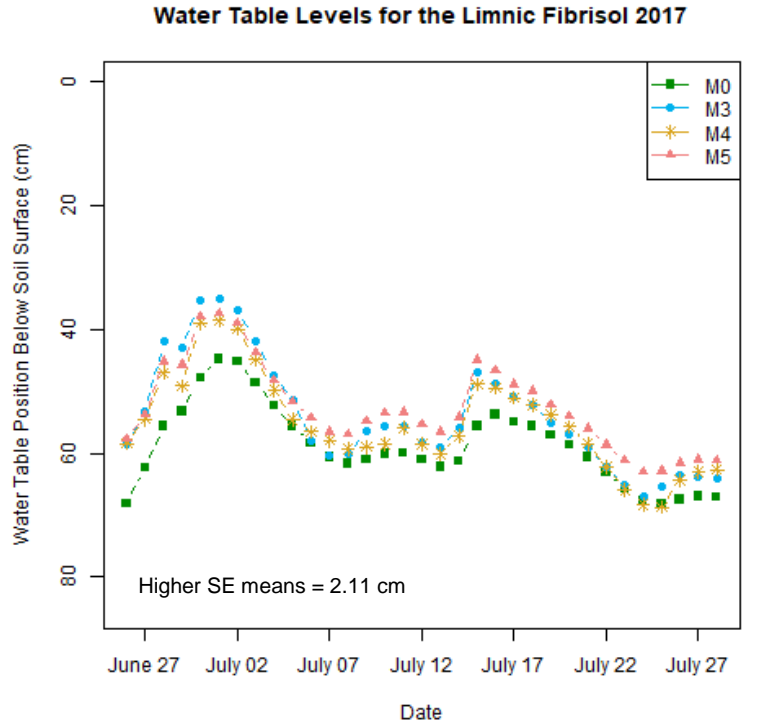


Figure 10: General water table levels and matric potential for each deep-rooted mix and for lettuce control on the Limnic Fibrisol site in 2017.

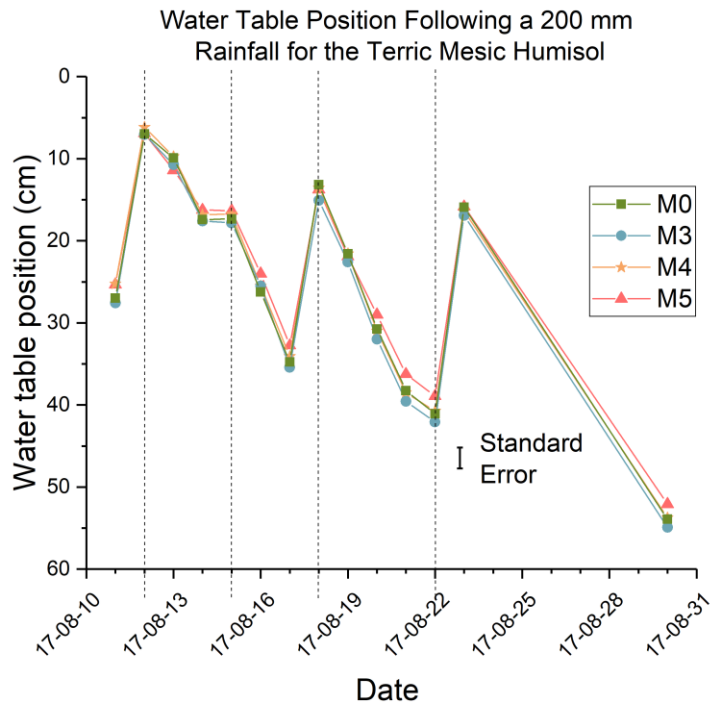
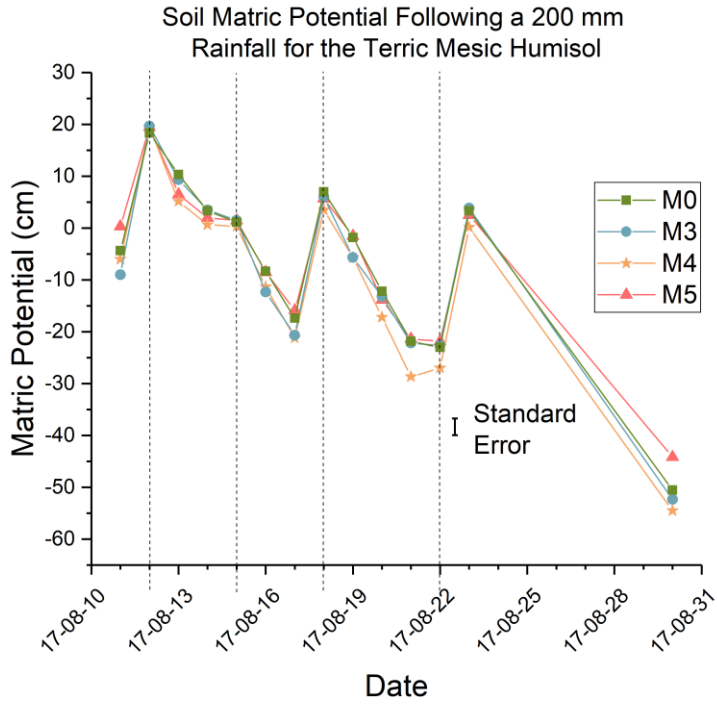


Figure 11: Difference between crop treatments following a 200-mm rainfall for matric potential at 10-cm depth and for water table positions. The dash lines correspond to precipitations that occurred after the extreme rainfall event.

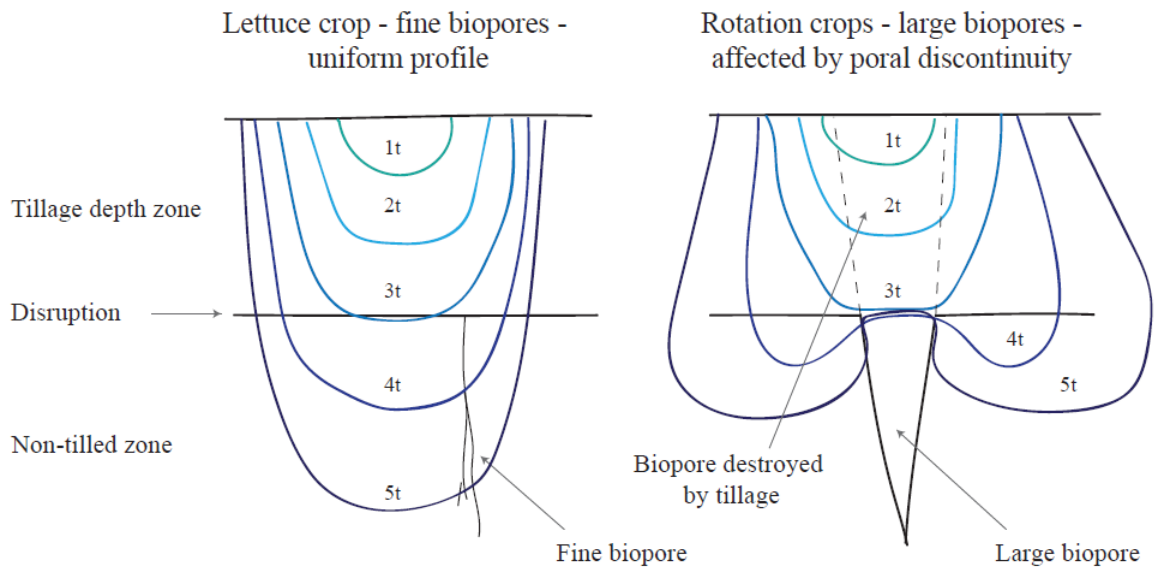


Figure 12: Water infiltration for a uniform soil (lettuce plots) compared to a soil affected by poral discontinuity with large biopores (rotation plots) following tillage. "t" refers to time and the blue lines refer to the advancement of the wetting front for a same volume of water applied.

Conclusion générale

De précédentes recherches ont démontré la présence d'une couche compactée dans les sols organiques cultivés, conséquence de la dégradation du sol et à la suite de leur mise en culture. L'objectif général de ce projet était d'évaluer la pertinence de l'intégration de plantes à enracinement profond dans une rotation maraîchère, afin d'améliorer le drainage de l'eau dans cette barrière limitante en sols organiques.

La première partie du travail a permis de voir qu'il est difficile de lier les résultats de conductivité hydraulique saturée et de résistance à l'enfoncement du sol. Une amélioration de la conductivité hydraulique à saturation dans la couche compacte au cours d'une deuxième année d'implantation d'une rotation incluant des mélanges de plantes à enracinement profond a pu être observée. Sur le site plus faiblement dégradé, le sous-solage, combiné aux rotations, a amélioré la conductivité hydraulique en profondeur. Cependant, celle-ci est restée inférieure à la norme de drainage québécoise correspondant à 1 m jour^{-1} (0.001 cm s^{-1}). Le site moyennement dégradé a montré une amélioration de conductivité hydraulique pour tous les mélanges à enracinement profond comparativement au témoin, sans égard au type de travail de sous-solage effectué, l'amenant à un niveau supérieur à la norme de drainage. Cette amélioration a été observée également au printemps avant le travail du sol et avant le drainage final de la fonte des neiges, mais cette fois, en surface. Toutefois, l'effet était disparu au cours de l'été, c'est-à-dire après le retour en culture maraîchère principale. L'effet est donc observable à très court terme et inférieur à la période minimale d'un an recherchée.

La deuxième partie du travail a permis d'appuyer les conclusions faites à partir des conductivités hydrauliques effectuées au champ au cours des trois années du projet. Effectivement, il a été observé, sur la profondeur des nappes et sur le potentiel matriciel, des effets du sous-solage et des mélanges au cours de la deuxième année d'implantation de la rotation, mais uniquement pour le maïs, qui a une grande demande d'évapotranspiration. Ces effets avaient disparu au cours de la troisième année, sauf pour le site faiblement dégradé, où on observe que les parcelles témoins avaient une nappe plus basse que les autres parcelles. Tous les résultats allaient dans le même sens, c'est-à-dire que même l'augmentation des K_s observée n'améliorait pas la vitesse de rabattement de la nappe à la suite des rotations.

Bref, les rotations courtes (≤ 2 ans) ont été implantées et choisies, en opposition aux rotations longues (> 2 ans), pour maintenir la productivité et pour limiter les impacts économiques pour les producteurs. Les améliorations observées sont éphémères et tout à fait insuffisantes pour avoir un effet positif sur le drainage à long terme. L'utilisation de rotations courtes, dans une optique de réduction de la compaction en sols organique en dégradation, n'est donc pas une solution viable ou envisageable dans un contexte de production maraîchère pour contrer le processus de décomposition. Cependant, la formation de la couche compacte observée est une conséquence directe de la dégradation et de l'utilisation des terres noires en agriculture. Il serait alors maintenant pertinent de concentrer la recherche sur la lutte contre la dégradation, à savoir l'apport d'amendements pour limiter les pertes de carbone organique, mais également sur des moyens d'améliorer les pratiques culturales dans le but de limiter l'affaissement et les pertes de sols, ou de restructurer des sols qui ont atteint une limite de dégradation. Ces moyens pourraient donc passer par l'intégration de rotations plus longues, par la diminution du travail du sol ou encore par la gestion et le contrôle des nappes.

Les terres noires sont une richesse indéniable pour l'économie et l'agroalimentaire québécois. Il est maintenant essentiel de travailler pour conserver cette ressource avant de la voir disparaître!

Références

- AAC, Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2013. Estimation de Von Post de la décomposition. Retrieved from <http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/soil/v2/slt/vonpost.html>
- AGÉCO, Groupe. 2007. Portrait et priorités du secteur maraîcher québécois; Rapport final. Retrieved from Fédération des producteurs maraîchers du Québec:
- Angers, D., & J. Caron. 1998. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Plant-induced soil changes: processes and feedbacks*. Springer. pp. 55-72.
- Banton, O., D. Côté, & M. Trudelle. 1991. Détermination au champ de la conductivité hydraulique saturée à l'aide de l'infiltromètre à charge constante de Côté: théorie et approximations mathématiques. *Canadian Journal of Soil Science*, 71(1), 119-126.
- Bélec, C. 2006. Influence de la succession culturale en sols organiques sur les propriétés physiques du sol et le bilan d'azote. M. Sc thesis, Laval University, Québec.
- Bengough, A.G., B.M. McKenzie, P.D. Hallett, & T.A. Valentine. 2011. Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of Experimental Botany*, 62(1), 59-68.
- Biancalani, R., & A. Avagyan. 2014. *Towards Climate-Responsible Peatlands Management (Vol. 9 of Mitigation of Climate Change in Agriculture Series)*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Boelter, D.H. 1969. Physical properties of peats as related to degree of decomposition. *Soil Science Society of America Journal*, 33(4), 606-609.
- Brandyk, T., J. Szatyłowicz, R. Oleszczuk, & T. Gnatowski. 2002. *Water-related physical attributes of organic soils. Organic soils and peat materials for sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton, Fla, 33-66.
- Carmer, S.G., & M.R. Swanson. 1973. An evaluation of ten pairwise multiple comparison procedures by Monte Carlo methods. *Journal of the American Statistical Association*, 68(341), 66-74.
- Carof, M., S. De Tourdonnet, Y. Coquet, V. Hallaire, & J. Roger-Estrade. 2007. Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. *Soil Use and Management*, 23(3), 230-237. doi:10.1111/j.1475-2743.2007.00085.x
- Chen, G., & R.R. Weil. 2009. Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant and Soil*, 331(1-2), 31-43. doi:10.1007/s11104-009-0223-7
- Dawson, Q., C. Kechavarzi, P.B. Leeds-Harrison, & R.G.O. Burton. 2010. Subsidence and degradation of agricultural peatlands in the Fenlands of Norfolk, UK. *Geoderma*, 154(3), 181-187.

- Dessureault-Rompré, J., L. Thériault, C.V. Guedessou, & J. Caron. in press. Strength and permeability of cultivated Histosols characterized by differing degrees of decomposition. *Vadose Zone Journal*.
- Elrick, D.E., & W.D. Reynolds. 1992. Infiltration from constant-head well permeameters and infiltrometers. *Advances in measurement of soil physical properties: Bringing theory into practice (advances in measurement)*, 1-24.
- Gesch, R.W., D.C. Reicosky, R.A. Gilbert, & D.R. Morris. 2007. Influence of tillage and plant residue management on respiration of a Florida Everglades Histosol. *Soil and Tillage Research*, 92(1), 156-166.
- Götze, P., J. Rücknagel, A. Jacobs, B. Märlander, H.J. Koch, & O. Christen. 2016. Environmental impacts of different crop rotations in terms of soil compaction. *Journal of environmental management*, 181, 54-63.
- GTCS, Groupe de travail sur la classification des sols. 2002. *Le système canadien de classification des sols: CNRC-NRC, Presses scientifiques du CNRC*.
- Gulick, S.H., D.W. Grimes, D.A. Goldhamer, & D.S. Munk. 1994. Cover-crop-enhanced water infiltration of a slowly permeable fine sandy loam. *Soil Science Society of America Journal*, 58(5), 1539-1546.
- Hallema, D.W., J.A. Lafond, Y. Périard, S.J. Gumiere, G. Sun, & J. Caron. 2015a. Long-Term Effects of Peatland Cultivation on Soil Physical and Hydraulic Properties: Case Study in Canada. *Vadose Zone Journal*, 14(6), 0. doi:10.2136/vzj2014.10.0147
- Hallema, D.W., Y. Périard, J.A. Lafond, S.J. Gumiere, & J. Caron. 2015b. Characterization of Water Retention Curves for a Series of Cultivated Histosols. *Vadose Zone Journal*, 14(6), 0. doi:10.2136/vzj2014.10.0148
- Hewelke, E., J. Szatyłowicz, T. Gnatowski, & R. Oleszczuk. 2016. Effects of soil water repellency on moisture patterns in a degraded sapric histosol. *Land Degradation & Development*, 27(4), 955-964.
- Ilnicki, P. 2003. Agricultural production systems for organic soil conservation. *Organic Soil and Peat Materials for Sustainable Agriculture*, 187-199.
- Ilnicki, P., & J. Zeitz. 2002. Irreversible loss of organic soil functions after reclamation. *Organic Soils and Peat Materials for Sustainable Agriculture*, CRC Press, Boca Raton, Florida, 15-32.
- Kay, B.D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Advances in Soil Science* 12. Springer, New York pp. 1-52.
- Kreshtapova, V.N., R.A. Krupnov, & O.N. Uspenskaya. 2003. Quality of organic soils for agricultural use of cutover peatlands in Russia. *Organic soils and peat materials for sustainable agriculture*, 175-186.
- Lafond, J.A., É. Bergeron Piette, J. Caron, & G. Thérèse Rancourt. 2014. Evaluating fluxes in Histosols for water management in lettuce: A comparison of mass balance,

- evapotranspiration and lysimeter methods. *Agricultural Water Management*, 135, 73-83. doi:10.1016/j.agwat.2013.12.016
- Lamontagne, L., A. Martin, & M.C. Nolin. 2014. Étude pédologique du comté de Napierville (Québec). Retrieved from
- Lherisson, R. 2017. Amélioration du drainage des sols organiques cultivés ayant des couches compactes. M. Sc thesis, Laval University, Québec.
- Lucas, R.E. 1982. *Organic Soils (Histosols): Formation, Distribution, Physical and Chemical Properties and Management for Crop Production*: Michigan State University, Agricultural Experiment Station.
- MAPAQ, Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 2014. Profil sectoriel de l'industrie horticole au Québec (Édition 2014 ed.): Institut de la statistique du Québec.
- Meek, B.D., W.R. DeTar, E.R. Rechel, L.M. Carter, & D. Rolph. 1990. Infiltration rate as affected by an alfalfa and no-till cotton cropping system. *Soil Science Society of America Journal*, 54(2), 505-508.
- Meek, B.D., E.A. Rechel, L.M. Carter, & W.R. DeTar. 1989. Changes in infiltration under alfalfa as influenced by time and wheel traffic. *Soil Science Society of America Journal*, 53(1), 238-241.
- Okruszko, H., & P. Ilnicki. 2003. The moorsh horizons as quality indicators of reclaimed organic soils. *Organic soils and peat materials for sustainable agriculture*, 1-14.
- OMAFRA, Ontario Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs. 2010. Fiche Technique : Gestion des terres organiques. Retrieved from <http://www.omafra.gov.on.ca/french/crops/facts/93-054.htm>
- Reynolds, W.D. 2008a. Saturated hydraulic properties: laboratory methods. *Soil sampling and methods of analysis*. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 1013-1024.
- Reynolds, W.D. 2008b. Saturated hydraulic properties: Ring infiltrometer. *Soil sampling and methods of analysis*. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 77, 1043-1056.
- Reynolds, W.D. 2008c. Saturated hydraulic properties: Well permeameter. *Soil sampling and methods of analysis*. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 1025-1042.
- Schlotzhauer, S.M., & J.S. Price. 1999. Soil water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resources Research*, 35(12), 3675-3683. doi:10.1029/1999wr900126
- Schwärzel, K., M. Renger, R. Sauerbrey, & G. Wessolek. 2002. Soil physical characteristics of peat soils. *Journal of plant nutrition and soil science*, 165(4), 479-486.
- Schwärzel, K., J. Šimůnek, H. Stoffregen, G. Wessolek, & M.T. Van Genuchten. 2006. Estimation of the unsaturated hydraulic conductivity of peat soils. *Vadose Zone Journal*, 5(2), 628-640.

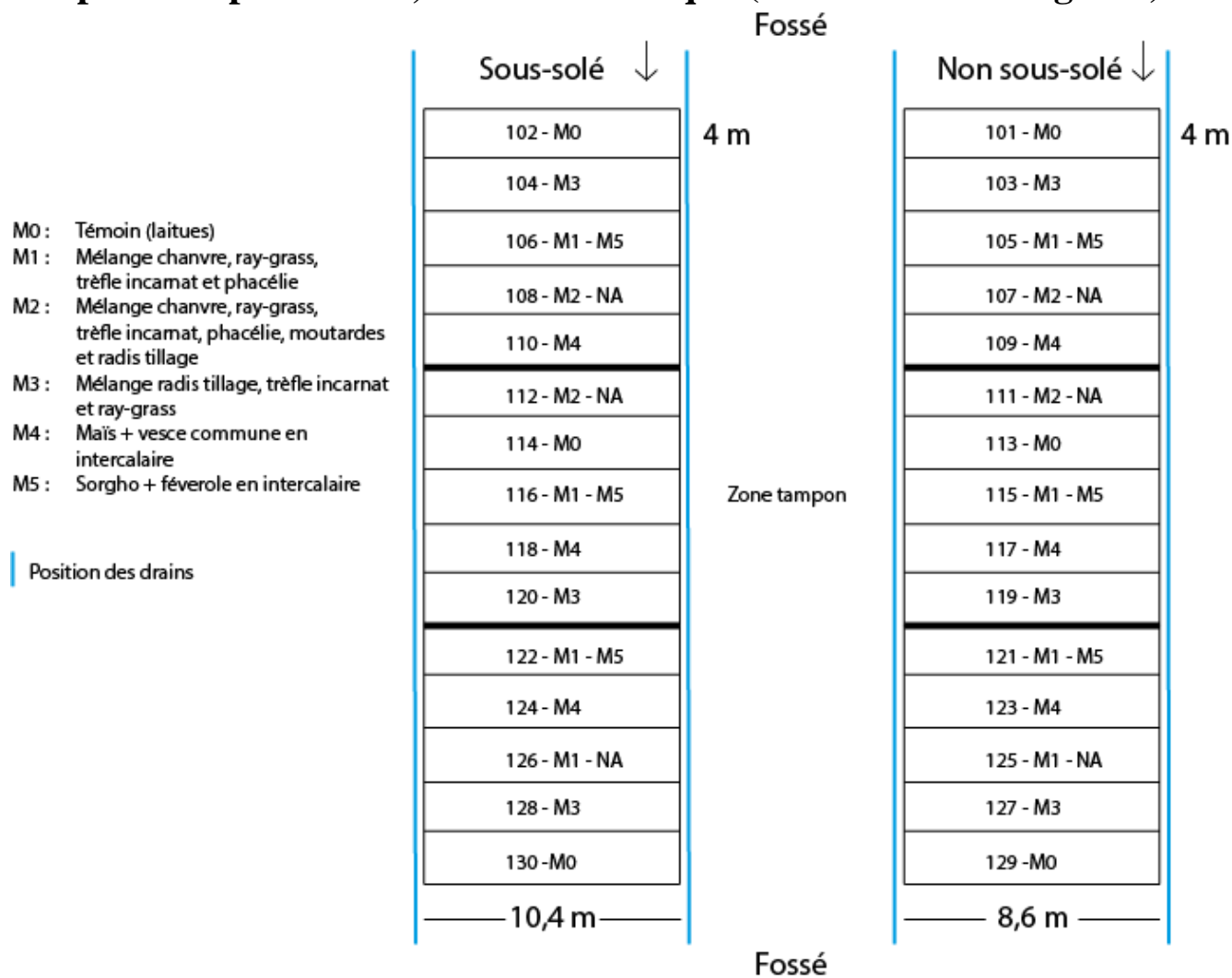
Singh, B.R., & D.P. Singh. 1995. Agronomic and physiological responses of sorghum, maize and pearl millet to irrigation. *Field Crops Research*, 42(2), 57-67.

Tapio-Biström, M.L., H. Joosten, & S. Tol. 2012. *Peatlands: Guidance for Climate Change Mitigation Through Conservation, Rehabilitation and Sustainable Use* (2 ed. Vol. 5 of *Mitigation of Climate Change in Agriculture Series*). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

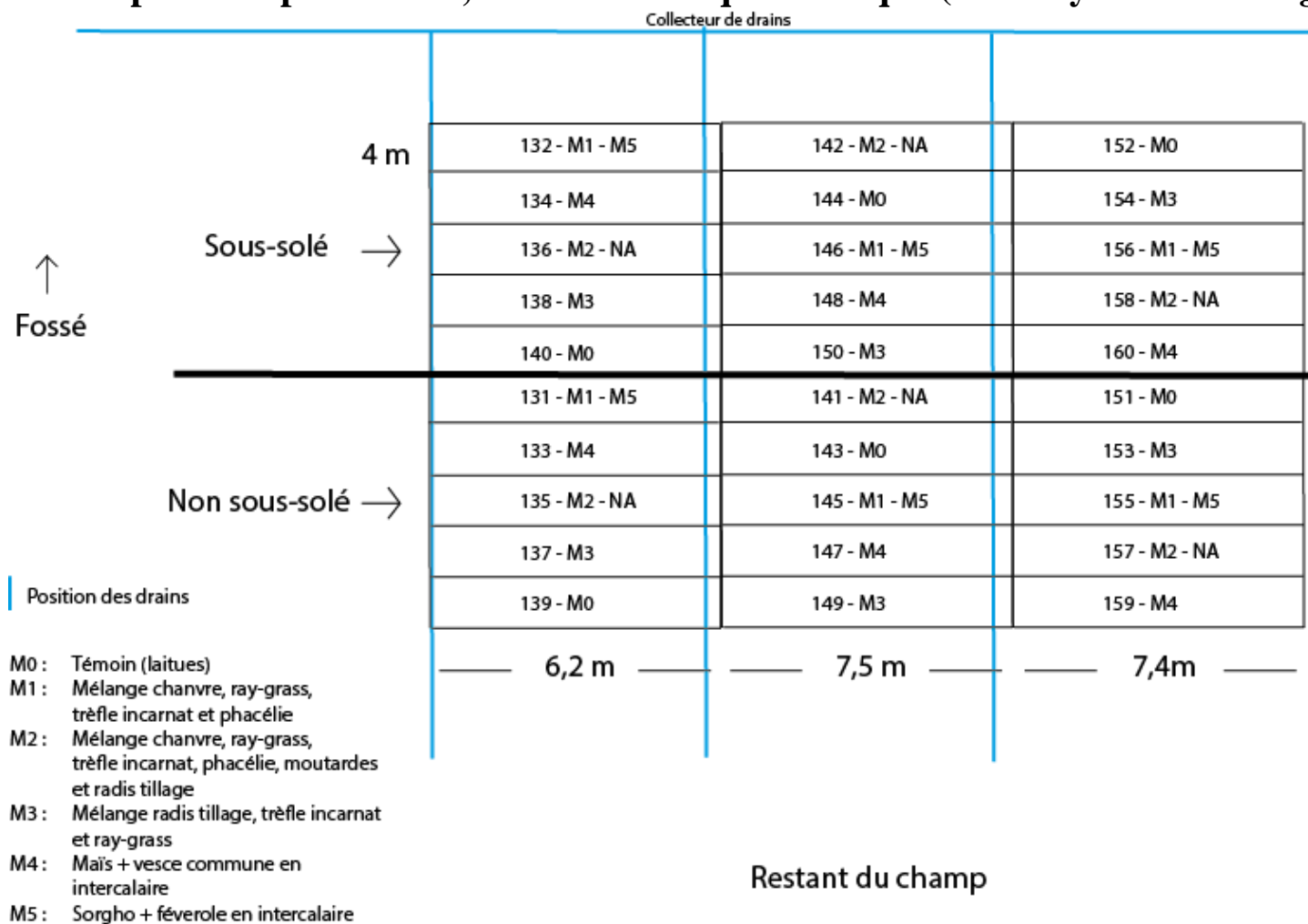
Williams, S.M., & R.R. Weil. 2004. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. *Soil Science Society of America Journal*, 68(4), 1403-1409.

Wösten, J.H.M., A.B. Ismail, & A.L.M. Van Wijk. 1997. Peat subsidence and its practical implications: a case study in Malaysia. *Geoderma*, 78(1), 25-36.

Annexe A : Dispositif expérimental, Fibrisol Limnique (site faiblement dégradé)



Annexe B : Dispositif expérimental, Humisol Mésique Terrique (site moyennement dégradé)



Annexe C : Présentation des dates et taux de semis

Les taux de semis appliqués au champ au courant des trois années et pour les deux sites du scénario en espèces annuelles sont présentés au Tableau 10.

Tableau 10: Taux de semis et dates de plantations ou de semis des espèces du scénario annuel pour les trois années de l'expérience

Culture	Taux de semis	Date de semis ou de plantation	
		Fibrisol Limnique	Humisol Mésique Terrique
2015			
M0	3 rangs de 10 plants aux 30 cm (plantules)		
	1ere plantation	2015-06-01	2015-05-25
	2° plantation	2015-07-14	2015-07-15
M1	50 kg ha ⁻¹	2015-05-14	2015-05-19
M2	50 kg ha ⁻¹	2015-05-14	2015-05-19
M3	50 kg ha ⁻¹	2015-05-14	2015-05-19
M4	Espacement entre rangs : 75 cm Espacement sur rang : 25 cm	2015-05-14	2015-05-19
2016			
M0	4 rangs de 10 plants aux 30 cm (plantules)	2016-06-13	2016-06-14
M3	10 kg ha ⁻¹	2016-06-06 (07)	2016-06-26 (27)
M4 (Maïs)	Espacement entre rangs : 75 cm Espacement sur rang : 25 cm	2016-06-06 (07)	2016-06-26 (27)
(Vesce)	À la volée	Au stade 5 feuilles du maïs	Au stade 5 feuilles du maïs
M5 (Sorgho)	Espacement entre rangs : 75 cm Espacement sur rang : 30 cm	2016-06-06 (07)	2016-06-26 (27)
(Féverole)	Espacement entre rangs : 75 cm Espacement sur rang : 10 cm	2016-06-06 (07)	2016-06-26 (27)
2017			
Laitues	En buttes aux 30 cm, plantées par les producteurs (plantules)	2017-06-23	2017-06-03

Annexe D : Présentation des résultats du scénario vivaces

Matériel et méthodes

Le scénario en mélanges de cultures vivaces a été implanté en 2015 et détruit au printemps 2017 pour mesurer l'effet à long terme, de la même manière que le scénario en cultures annuelles (Chapitre 2). L'essai s'est effectué sur 2 sites ayant des niveaux de dégradation différents: un sol moyennement dégradé (Humisol Mésique Terrique) et un sol ayant une dégradation avancée (Humisol Terrique).

Dispositif expérimental

Sur le site moyennement dégradé, la moitié des parcelles ont reçu un traitement de sous-solage en plus du travail de sol régulier annuel; le site très dégradé n'a eu que du travail du sol régulier. Chaque section contenait trois blocs sur lesquels étaient implantés deux mélanges vivaces et un témoin de laitues, pour un total de 18 unités expérimentales sur le site moyennement dégradé, et de 9 unités expérimentales sur le site très dégradé. Les mélanges ont été semés à la mi-juillet 2015 pour le premier site, et au début-août 2015 pour le deuxième site. Les mélanges M7 et M8 ont été semés à un taux de 50 kg ha⁻¹ et les laitues ont été plantées en rang avec un espacement de 30 cm. Les mélanges de plantes utilisés sont présentés au Tableau 11. Les parcelles ont été détruites au printemps et ont été plantées en laitue, de manière à mesurer les effets à long terme.

Cependant, la définition de l'espace sur le premier site (Humisol Mésique Terrique) ne permet pas de dissocier les effets du sous-solage et du système de drainage. En raison de l'absence de répétition, les résultats de sous-solage ne seront alors pas considérés ici, bien que les statistiques aient été faites en incluant l'aspect sous-solage.

Mesures

Des mesures de résistances à l'enfoncement (SPR) ont été prises à l'aide d'un pénétromètre numérique (Eijkelkamp Soil and Water, Giesbeek, Netherlands) sur une profondeur de 80 cm, en juillet 2016 et juillet 2017, sur chacune des parcelles, à raison de trois prises de mesures par unité expérimentale.

Des mesures de conductivité hydrauliques saturées (K_s) ont également été prises *in situ*, en juillet 2016 et en juillet 2017, à l'aide d'infiltromètres à pression (Banton et al, 1991). Les mesures ont

été prises à raison de trois échantillons en surface et trois échantillons dans la couche compacte (30 cm de profondeur) sur chaque unité expérimentale, avec la méthode décrite au Chapitre 2.

Tableau 11: Mélanges de plantes utilisées pour le scénario en cultures vivaces.

Numéro de mélange	Culture	Nom latin
<i>M0</i>	<i>Témoin laitue</i>	<i>Lactuca sativa</i>
Mélange 7		
<i>M7</i>	Seigle d'hiver	<i>Secale cereale</i>
	Raygrass	<i>Lolium perenne</i>
	Trèfle hybride	<i>Trifolium hybridum</i>
	Trèfle rouge	<i>Trifolium rubens</i>
	Mélilot	<i>Melilotus officinalis</i>
<i>M8</i>	Chicorée	<i>Cichorium intybus</i>
	Mélange 8	
	Raygrass	<i>Lolium perenne</i>
	Trèfle hybride	<i>Trifolium hybridum</i>
	Trèfle rouge	<i>Trifolium rubens</i>
	Mélilot	<i>Melilotus officinalis</i>

Analyses

Les résultats de SPR et de K_s ont été analysés avec la procédure «mixed» de SAS. Les résultats de résistances à l'enfoncement ont été traitées en mesures répétées. Les données ont reçu une transformation logarithmique ou racine carrée lorsque nécessaire. Les résultats significatifs ont été comparés avec un test de Fisher LSD protégé (Carmer & Swanson, 1973).

Résultats

Puisque les mesures de résistance à l'enfoncement subissent la même variation annuelle que dans le scénario présenté au Chapitre 2, et que des travaux sont encore nécessaires pour comprendre les phénomènes, les résultats de résistance à l'enfoncement pour le scénario vivace ne seront pas présentés.

Les résultats obtenus des conductivités hydrauliques sont semblables pour les deux sites, en faisant abstraction du sous-solage. En effet, aucun résultat significatif des traitements de rotations n'a été trouvé, aussi bien sur les deux sites qu'au cours des deux années de prise de mesures. Il n'y a donc

aucun effet d'amélioration de la conductivité hydraulique saturée provenant des cultures vivaces utilisées, en comparaison avec la culture maraîchère témoin. Les résultats des moyennes et écarts moyens de l'erreur sont présentés au Tableau 12.

Tableau 12: Résultats des conductivités hydrauliques saturées des mélanges vivaces pour les deux profondeurs, les deux années et les deux sites de prise de mesures.

Mélange	Site			
	Humisol Mesique Terrique		Humisol Terrique	
	Moyenne	Écart moyen	Moyenne	Écart moyen
2016 (culture vivace présente)				
<i>Surface du sol</i>				
M0	1,69 E ⁻² cm s ⁻¹	3,49 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,46 E ⁻² cm s ⁻¹	3,56 E ⁻³ cm s ⁻¹
M7	1,40 E ⁻² cm s ⁻¹	3,49 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,38 E ⁻² cm s ⁻¹	3,56 E ⁻³ cm s ⁻¹
M8	1,68 E ⁻² cm s ⁻¹	3,49 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,65 E ⁻² cm s ⁻¹	3,56 E ⁻³ cm s ⁻¹
<i>Couche compacte (30 cm de profondeur)</i>				
M0	1,64 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,59 E ⁻³ cm s ⁻¹	2,29 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	1,94 E ⁻⁴ cm s ⁻¹
M7	2,38 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,59 E ⁻³ cm s ⁻¹	5,30 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	1,94 E ⁻⁴ cm s ⁻¹
M8	6,66 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,59 E ⁻³ cm s ⁻¹	5,82 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	2,05 E ⁻⁴ cm s ⁻¹
2017 (effet à long terme, culture de laitues présente)				
<i>Surface du sol</i>				
M0	1,14 E ⁻² cm s ⁻¹	1,4 E ⁻³ cm s ⁻¹	3,23 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,59 E ⁻³ cm s ⁻¹
M7	1,02 E ⁻² cm s ⁻¹	1,4 E ⁻³ cm s ⁻¹	4,80 E ⁻³ cm s ⁻¹	2,29 E ⁻³ cm s ⁻¹
M8	1,23 E ⁻² cm s ⁻¹	1,4 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,97 E ⁻³ cm s ⁻¹	1,20 E ⁻³ cm s ⁻¹
<i>Couche compacte (30 cm de profondeur)</i>				
M0	1,00 E ⁻³ cm s ⁻¹	4,39 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	1,43 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	5,12 E ⁻⁴ cm s ⁻¹
M7	8,03 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	4,39 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	1,77 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	5,12 E ⁻⁴ cm s ⁻¹
M8	1,94 E ⁻³ cm s ⁻¹	4,39 E ⁻⁴ cm s ⁻¹	1,07 E ⁻³ cm s ⁻¹	5,12 E ⁻⁴ cm s ⁻¹

Annexe E : Données de conductivité hydraulique saturée de l'expérience annuelle (mesures prises *in situ*)

Table 13: K_s and Standard Error of mean for three years, two sites and two depths for crop treatments.

Crop mix	Limnic Fibrisol				Terric Mesic Humisol			
	Soil Surface		30-cm depth		Soil Surface		30-cm depth	
	Mean K_s cm s ⁻¹	SE mean cm s ⁻¹	Mean K_s cm s ⁻¹	SE mean cm s ⁻¹	Mean K_s cm s ⁻¹	SE mean cm s ⁻¹	Mean K_s cm s ⁻¹	SE mean cm s ⁻¹
2015								
M0	9.76 E ⁻³	4.25 E ⁻³	4.74 E ⁻⁴	7.79 E ⁻⁵	4.86 E ⁻³	9.36 E ⁻⁴	6.42 E ⁻⁴	8.51 E ⁻⁴
M1	1.14 E ⁻²	4.25 E ⁻³	1.03 E ⁻³	8.52 E ⁻⁴	1.13 E ⁻²	5.83 E ⁻³	7.40 E ⁻⁴	8.51 E ⁻⁴
M2	8.06 E ⁻³	4.25 E ⁻³	1.48 E ⁻³	8.10 E ⁻⁴	1.29 E ⁻²	5.01 E ⁻³	1.25 E ⁻³	8.51 E ⁻⁴
M3	1.79 E ⁻²	4.25 E ⁻³	7.70 E ⁻⁴	2.50 E ⁻⁴	7.28 E ⁻³	2.39 E ⁻³	3.29 E ⁻³	8.51 E ⁻⁴
M4	1.24 E ⁻²	4.25 E ⁻³	7.65 E ⁻⁴	3.80 E ⁻⁴	1.61 E ⁻²	4.87 E ⁻³	8.26 E ⁻⁴	8.51 E ⁻⁴
2016								
M0	1.55 E ⁻²	4.82 E ⁻³	1.66 E ⁻⁴	2.36 E ⁻⁴	1.64 E ⁻²	9.04 E ⁻³	8.77 E ⁻⁴	1.63 E ⁻³
M3	4.21 E ⁻²	4.82 E ⁻³	2.29 E ⁻⁴	2.36 E ⁻⁴	4.81 E ⁻²	9.04 E ⁻³	6.09 E ⁻³	1.63 E ⁻³
M4	1.70 E ⁻²	4.82 E ⁻³	5.41 E ⁻⁴	2.36 E ⁻⁴	2.92 E ⁻²	9.04 E ⁻³	3.01 E ⁻³	1.63 E ⁻³
M5	1.53 E ⁻²	4.82 E ⁻³	4.59 E ⁻⁴	2.52 E ⁻⁴	4.10 E ⁻²	9.04 E ⁻³	3.21 E ⁻³	1.63 E ⁻³
2017								
M0	1.92 E ⁻²	3.09 E ⁻³	8.67 E ⁻⁵	7.39 E ⁻⁵	2.55 E ⁻²	5.90 E ⁻³	3.97 E ⁻⁴	9.73 E ⁻⁵
M3	1.60 E ⁻²	3.09 E ⁻³	2.25 E ⁻⁴	7.39 E ⁻⁵	3.04 E ⁻²	5.90 E ⁻³	3.45 E ⁻⁴	9.73 E ⁻⁵
M4	1.57 E ⁻²	3.18 E ⁻³	1.36 E ⁻⁴	7.39 E ⁻⁵	2.45 E ⁻²	5.90 E ⁻³	1.46 E ⁻⁴	9.73 E ⁻⁵
M5	2.17 E ⁻²	3.09 E ⁻³	1.39 E ⁻⁴	7.39 E ⁻⁵	2.40 E ⁻²	5.90 E ⁻³	2.75 E ⁻⁴	9.73 E ⁻⁵

Table 14: K_s and Standard Error of mean for Limnic Fibrisol for three years and two depths for subsoiled and non-subsoiled treatments.

Limnic Fibrisol				
Subsoiling	Soil Surface		30-cm depth	
	Mean K_s cm s ⁻¹	SE mean cm s ⁻¹	Mean K_s cm s ⁻¹	SE mean cm s ⁻¹
2015				
Subsoiled	1.04 E ⁻²	2.69 E ⁻³	7.98 E ⁻⁴	3.57 E ⁻⁴
Non-subsoiled	1.34 E ⁻²	2.69 E ⁻³	1.01 E ⁻³	3.57 E ⁻⁴
2016				
Subsoiled	1.97 E ⁻²	3.41 E ⁻³	5.62 E ⁻⁴	1.87 E ⁻⁴
Non-subsoiled	2.52 E ⁻²	3.41 E ⁻³	1.36 E ⁻⁴	1.92 E ⁻⁴
2017				
Subsoiled	1.98 E ⁻²	2.43 E ⁻³	1.61 E ⁻⁴	5.28 E ⁻⁵
Non-subsoiled	1.65 E ⁻²	2.40 E ⁻³	1.33 E ⁻⁴	5.28 E ⁻⁵

Annexe F : Modélisation des paramètres hydraulique et du drainage

Method

Hydrus-1D was used to generate a curve for the matric potential difference at the 15 and 35-cm depth, using the difference between measured field K_s . First, data from retention curves and unsaturated hydraulic conductivity (K_{ns}) curves measured previously *in situ* (2007-2009) on the same site (unpublished data, internal report) were used to obtain realistic parameters of VanGenuchten-Mualem hydraulic model using RETC (Version 6.02, PC-Progress, Prague, Czech Republic) (Table 15). Only retention and K_{ns} curves taken at soil surface and at 30-cm depth, and consistent with observations made in this project were selected.

The optimized curve parameters, obtained with RETC, were then used in Hydrus-1D (Version 4.16, PC-Progress, Prague, Czech Republic) to generate the drainage curves. The profile was divided into three layers; 0-30 cm, 30-50 cm, 50-100 cm with parameters shown in Table 15. Initial pressure head condition was applied linearly, from top to bottom, from -80 to 40 cm through the 100-cm profile and were matched with conditions commonly observed early in the season and at late fall. To generate the different curves, the means of measured saturated hydraulic conductivity of 2016 for the different crops of non-subsoiled part of the Limnic Fibrisol site were used for the first and second layers (Table 16). Data for the third layer, were obtained from a companion study (Guedessou, unpublished) and remained unchanged in all cases. The curves were generated for 10-days following a 30-mm rainfall in five hours and provided a general behavior consistent with commonly made field observations.

Water Table Drawdown: Model Prediction

The coherency between water table, soil matric potential and saturated hydraulic conductivity measurements were checked using model prediction, as described above. The time evolution of soil matric potential was generated using Hydrus-1D with soil parameters for a profile with an improvement of K_s following a corn crop (M4), compared to the control treatment (M0). The results presented in Figure 13, show that the difference between the soil matric potential drop for both crops is negligible, despite a 1.7 times increase of K_s at the soil surface and a 5.8 times increase at the 30-cm depth for the M4 treatment compared to M0. This is consistent with the water table field observations on the experimental sites reported.

Tables and figures

Table 15: Optimized parameters for the Limnic Fibrisol obtained with RETC from Kns and retention curves.

Layer (from soil surface)	Q_r ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	Q_s ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	Alpha ($\text{cm}^{1/n}$)	n	K_s (cm min^{-1})	l	R^2
0-30 cm	0,05	0,7	0,01168	1,7167	0,72	0,0001	0.83
30-50 cm	0,05	0,65	0,00307	2,20228	0,011	-1,34976	0.64
50-100 cm	0,05	0,65	0,00307	2,20228	0,0005	-1,34976	NA

Table 16 : Saturated hydraulic conductivity (cm min^{-1}) of 2016 for the different crops and for non-subsoiled treatment.

	K_s (cm min^{-1})	
	Soil surface	30 cm-depth
M0	0.720	0.011
M3	2.063	0.013
M4	1.235	0.064
M5	0.652	0.054

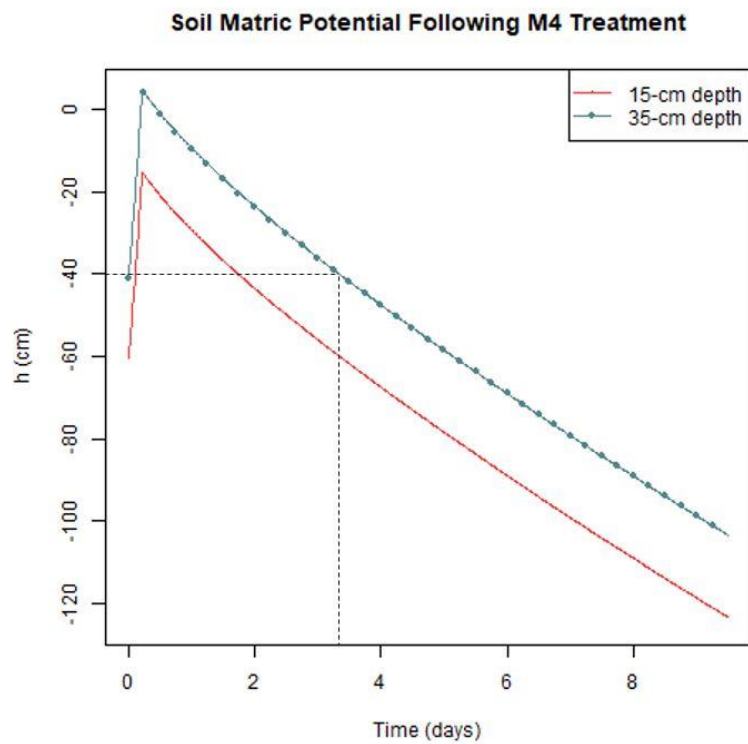
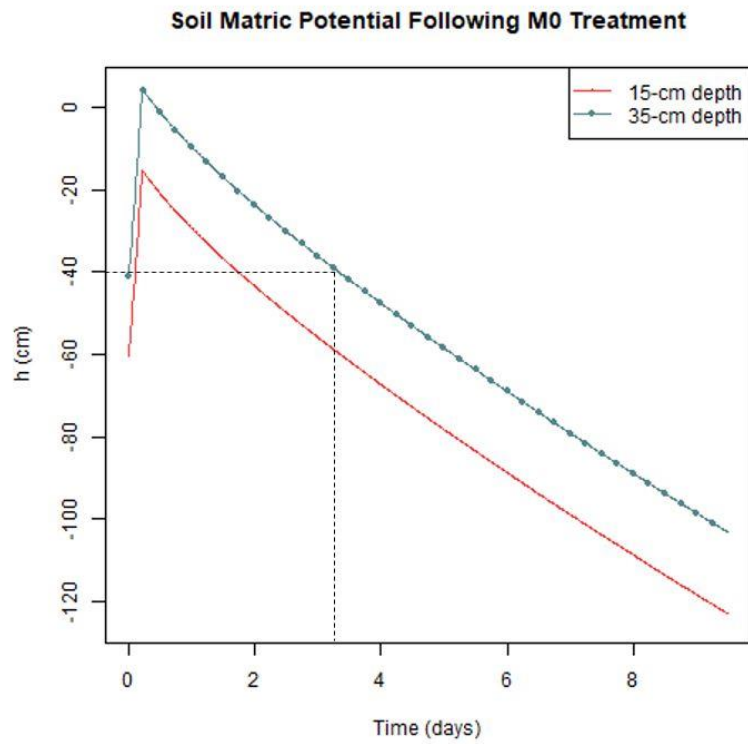


Figure 13: Matric potential as a function of time, following a 30-cm rainfall. The dash line is a reference to compare the two graphics.