

Évaluation des effets à long terme  
du semis direct et du labour  
sur les propriétés du sol  
et les rendements des cultures

**Sites de l'Assomption et de Sainte-Anne-de-Bellevue**

Adrien N'Dayegamiye , IRDA  
et  
Guy Mehuys, Collège Macdonald, Université McGill

RAPPORT DE RECHERCHE



**Institut de recherche et de développement en agroenvironnement**

2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8 CANADA

Téléphone : 418 643-2380, télécopieur : 418 644-6855

[www.irda.qc.ca](http://www.irda.qc.ca)

---

**Avril 2008**

## TABLE DES MATIÈRES

<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>4</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>5</b>
<b>2. REVUE DE LITTÉRATURE</b> .....	<b>6</b>
2.1. Évolution des propriétés physiques .....	6
2.1.1. Structure du sol .....	6
2.1.2. Masse volumique apparente.....	6
2.1.3. Porosité.....	7
2.2. Mouvement de l'eau.....	7
2.2.1. Rétention en eau du sol .....	7
2.2.2. Conductivité hydraulique .....	8
2.2.3. Infiltration et ruissellement de l'eau .....	8
2.3. Température du sol.....	8
2.4. Propriétés chimiques et biologiques .....	9
2.4.1. pH du sol .....	9
2.4.2. Teneur du sol en carbone.....	9
2.4.3. Teneur du sol en azote et minéralisation.....	10
2.4.4. Teneur du sol en éléments nutritifs.....	12
2.4.5. Biomasse microbienne .....	12
2.4.6. Populations de vers de terre .....	13
2.4.7. Activité enzymatique du sol .....	13
2.4.8. Mycorhizes .....	14
2.5. Dynamique des parasites et efficacité des pesticides .....	14
2.6. Rendements des cultures .....	15
2.7. Conclusion .....	16
<b>3. OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE</b> .....	<b>20</b>
3.1. Objectif.....	20
3.2. Méthodologie expérimentale .....	20
3.2.1. Description du protocole expérimental.....	20
3.2.2. Analyses physiques .....	22
3.2.3. Analyses chimiques .....	23
3.2.4. Analyses biologiques .....	23
3.2.5. Analyses statistiques .....	23
<b>4. RÉSULTATS</b> .....	<b>24</b>
4.1. Effets des modes de travail de sol et de la rotation sur les propriétés physiques du sol (site du Campus Macdonald).....	24
4.1.1. Masse volumique apparente.....	24
4.1.2. Porosité du sol .....	24
4.1.3. Distribution et taille des agrégats .....	24
4.1.4. pH du sol .....	26
4.1.5. Teneur en azote total.....	27
4.1.6. Teneur en matière organique du sol .....	28
4.1.7. Activités enzymatiques.....	28
4.2. Effet des modes de travail de sol et de la fertilisation azotée sur les propriétés du sol (site de l'Assomption) .....	29

4.2.1. Distribution des agrégats et stabilité structurale du sol .....	29
4.2.2. pH du sol .....	31
4.2.3. Teneur en N total et en C organique.....	31
4.2.5. Activités enzymatiques.....	31
4.3. Effets des modes de travail de sol sur les rendements des cultures.....	33
<b>5. DISCUSSION.....</b>	<b>34</b>
<b>6. CONCLUSION .....</b>	<b>37</b>
<b>RÉFÉRENCES.....</b>	<b>37</b>

## RÉSUMÉ

Afin de diminuer les coûts de production et d'améliorer le rendement économique des cultures, le semis direct (**SD**) est pratiqué de plus en plus au Québec. Cependant peu d'informations sont disponibles sur l'amélioration à long terme de la qualité des sols et l'évolution des rendements suite à l'utilisation de cette pratique culturale sous les conditions du Québec. Une étude visant à étudier les effets à long terme du SD et du labour conventionnel (**LC**) sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques a été conduite par l'IRDA et l'Université McGill entre 1993 et 2004 sur deux sites expérimentaux situés à l'Assomption et à Sainte-Anne-de-Bellevue, Campus Macdonald. Les impacts du SD et du LC ont été comparés à ceux d'une prairie permanente. En plus de l'influence du mode travail de sol, les effets de la fertilisation azotée et de la rotation des cultures ont été évalués.

Après dix années d'essai, les résultats obtenus indiquent une légère augmentation de la masse volumique apparente (MVA) du sol dans la couche de surface en SD. En comparaison avec la couche de surface du sol sous LC, celle des parcelles en SD présentaient aussi une faible porosité totale. Toutefois, la macroporosité était plus élevée dans le SD que dans le LC. De même, les proportions des macro-agrégats stables à l'eau (> 2 mm) étaient plus élevées sous le SD que sous le LC. Par ailleurs, la stabilité structurale du sol, mesurée par le diamètre moyen pondéré (DMP) des agrégats, était plus élevée en SD qu'en LC. La fertilisation azotée a légèrement réduit les proportions de macro-agrégats stables à l'eau et le DMP dans les deux systèmes culturaux.

Le SD a diminué le pH dans la couche de surface du sol, en comparaison avec le LC. De plus, de légères augmentations de la teneur de la couche de 0-20 cm du sol en C organique et de N total ont été observées dans le sol au site du Campus Macdonald en SD. Les activités de la phosphatase alcaline et de l'uréase étaient plus élevées dans le sol sous prairie en comparaison avec celles mesurées en LC ou SD, mais aucune différence significative n'était observée entre les modes de travail de sol.

Dans le système de maïs en continu, les rendements en grain étaient plus faibles en SD qu'en LC malgré les améliorations mesurées dans le SD au niveau de la structure et des augmentations en matière organique et en azote du sol. Cependant, l'intégration d'une rotation de légumineuses dans le SD ou d'une fertilisation azotée complète a permis d'obtenir des rendements en maïs-grain équivalents voire supérieurs à ceux obtenus avec le LC ou le SD sans rotation. Cette étude démontre que les effets du SD sur les rendements dépendent du type de sol et de la rotation des cultures.

## 1. INTRODUCTION

Le travail intensif du sol a été longtemps utilisé pour l'ameublissement de la couche arable, la réduction de la propagation des mauvaises herbes, des parasites et des maladies, l'incorporation des amendements organiques, des herbicides et des fertilisants et la préparation du lit de semences. Au fil du temps, des recherches ont cependant démontré que le labour profond causait une diminution rapide de la matière organique du sol, et en conséquence, la perte de la fertilité des sols et une augmentation de la susceptibilité à l'érosion. Avec le développement des herbicides, la nécessité du labour fréquent a été remise en question et les systèmes dits de conservation des sols ou de travail réduit de sol ont été introduits dans le but de réduire les coûts de production. Ces techniques de travail réduit de sol ont deux caractéristiques: (1) le sol est partiellement ou non labouré et, (2) le sol est toujours complètement ou partiellement couvert de résidus de culture. Ces techniques sont diverses et peuvent toutefois être classées en 4 groupes:

- (i) semis direct: maintien d'un travail mécanique seulement sur la ligne de semis,
- (ii) travail superficiel: maintien d'un travail mécanique en dessous de la zone de semis sur une profondeur limitée selon les conditions du milieu, entre 5 et 10 cm,
- (iii) pseudo-labour: le sol est travaillé au plus sur les 20 premiers cm, c'est-à-dire sur les horizons superficiels, sur l'ensemble de la surface et,
- (iv) décompactage: fissuration du sol sans mélange des couches.

Au cours des trente dernières années, le semis direct a connu un important succès au niveau mondial. En 2001, le SD était la pratique la plus courante sur environ 30 % des terres agricoles cultivées au Canada (Boame 2005). Dans la même période, le Québec n'avait que 5 % de ses terres arables sous SD.

Plusieurs travaux de recherche et de synthèse bibliographique ont relaté les avantages de cette pratique: améliorer la structure du sol, améliorer la fertilité du sol à travers l'augmentation du taux de matière organique et d'azote, stimuler l'activité biologique du sol, réduire les problèmes de battance, de ruissellement et d'érosion, améliorer la capacité de rétention en eau du sol, réduire les gaz à effet de serre, réduire le temps de travail, etc (Oorts 2006; Peigné et al. 2007; Mestalan 2008). Cependant, la pratique à long terme du SD peut se manifester par des couches superficielles du sol se réchauffant plus lentement et présentant une plus forte résistance à la pénétration des racines en comparaison avec des sols travaillés conventionnellement. Ceci peut donner lieu à un ensemble de conditions de croissance défavorables durant la période d'établissement de la culture. D'autres travaux de recherche ont indiqué que l'absence de travail du sol ralentit la décomposition des résidus de récolte, tant à la surface du sol que dans la partie explorée par les racines, ce qui conduirait à une disponibilité moindre de l'azote minéral dans la phase de transition.

Au Québec, on dispose de peu d'informations sur l'impact de la pratique de SD sur les propriétés des sols et le rendement des cultures. À cet effet, un essai de longue durée a été mis en place par l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). Les objectifs de l'étude étaient de déterminer l'évolution des propriétés du sol et des rendements des cultures pour trois systèmes de cultures, soit la prairie, le LC et le SD. Ces modes de régie agricole ont été suivis en grandes parcelles situées à l'Assomption et à Sainte-Anne-de-Bellevue (Campus du Collège Macdonald).

## 2. REVUE DE LITTÉRATURE

### 2.1. Évolution des propriétés physiques

#### 2.1.1. Structure du sol

La structure du sol est le pivot de la productivité des sols et la stabilité des agrégats à l'eau indique la capacité du sol de maintenir l'arrangement des particules solides et les vides à différentes tensions (Kay 1990). Le travail de sol agit sur la structure du sol à différents niveaux (Balesdent et al. 2000). Dans le système de LC, la structure du sol est principalement déterminée par les opérations de travail du sol alors que dans le système de SD, le développement de la structure du sol est régi par les processus biologiques et le climat (Foy 2003). Le travail de sol se traduit par la formation d'une couche travaillée extrêmement hétérogène, qui se compose de matériel fin, de grosses mottes de sol présentant une structure dense ou friable, des faisceaux de résidus de récolte mélangés à la masse et de grands vides (Staricka et al. 1991; Roger-Estrade et al. 2004). Le degré de fragmentation et de tassement de la couche de labour dépendra en grande partie des conditions d'humidité de sol pendant les opérations de récolte et de labour (Roger-Estrade et al. 2004). En SD, la structure de sol est moins hétérogène à cause de l'absence de l'enfouissement des résidus de culture, de déplacement et de la fragmentation du sol. En ce qui concerne les agrégats, le SD augmenterait la quantité d'agrégats stables à l'eau plus grands que 250  $\mu\text{m}$  (Balesdent et al. 2000; Six et al. 2004) et la stabilité des agrégats serait moindre avec le LC qu'avec le SD (Tebrügge et Düring 1999; Liebig et al. 2004; Roldan et al. 2005; Vulliod 2007).

#### 2.1.2. Masse volumique apparente

La masse volumique apparente (**MVA**) du sol traduit globalement l'état de compaction du sol et indirectement la porosité totale. Lorsqu'elle est élevée, le sol ne contient pas les pores nécessaires à la croissance des plantes, les capacités en eau sont réduites et la circulation des fluides est ralentie. Le SD entraîne une diminution de la MVA dans la couche supérieure (0-5 cm) du sol (Carter et Steed 1992; Tebrügge et Düring 1999; Shukla 2003; Zhang et al. 2007). Certains auteurs ne notent pas de différence de MVA dans la couche 0-10 cm (Blevins, et al. 1983; Dao 1993; Kitur et al. 1993; Lal 1999; Anken et al., 2004; Blanco-

Canqui et al. 2004), d'autres identifient une augmentation de la densité dans cette même couche du fait d'un horizon 5-10 cm moins poreux en SD même avec un travail sur cet horizon (Roth et al. 1988; Wu et al. 1992; Hubbard et al. 1994; Maillard et al. 1995; Tebrügge et Düring 1999; Labreuche et Bodet, 2001; Roldan et al. 2005; Vulllioud 2007). La MVA sous le SD tend à demeurer plutôt constante tout au long de l'année. Sous le LC, après que le sol ait été ameubli par le labour, la MVA augmentera par reconsolidation sous le poids de la masse du sol et de la machinerie et en raison de l'impact des gouttes de pluie et des cycles de séchage/mouillage (Kitur et al. 1993; Hubbard et al. 1994; Tebrügge et Düring 1999).

### **2.1.3. Porosité**

La porosité du sol est une caractéristique majeure contrôlant les propriétés hydrodynamiques du sol et le développement racinaire des plantes, mais aussi un indicateur de la qualité physique du sol influencé par les techniques culturales. Le travail du sol affecte la porosité structurale mais non texturale (Guérif et al. 2001). La porosité structurale est le résultat de l'arrangement des mottes et des agrégats tandis que la porosité texturale est principalement déterminée par la texture de sol. La porosité totale dans la couche équivalente de labour est généralement plus faible sous le SD à cause d'une MVA généralement plus élevée (Roth et al. 1988; Shipitalo et al. 2000; Vulllioud 2007). La surface totale des macropores peut être plus grande (Wu et al. 1992), plus petite (Roth et al. 1988) ou identique (Anken et al. 2004) sous le SD en comparaison avec le LC. Cependant, il a été démontré que le SD présente un plus grand nombre de macropores verticaux continus (Wu et al. 1992; Shipitalo et al. 2000; Anken et al. 2004). Le labour périodique détruit la continuité des macropores (canaux de racines, biopores et fissures) et, en conséquence, le taux de formation des biopores est plus grand sous le SD. Selon Labreuche et Bodet (2001), la porosité structurale peut cependant rester non limitante en SD sous l'effet de l'activité structurale des argiles, de l'activité des racines ou des vers de terre qui tendent à l'augmenter.

## **2.2. Mouvement de l'eau**

### **2.2.1. Rétention en eau du sol**

De nombreux auteurs indiquent des teneurs en eau volumétrique plus élevées sous le SD, plus particulièrement dans la couche 0-5 cm du sol (Fortin et al. 1996; Dao 1998; Alvarez et al. 2001; Al-Kaisi et Yin 2005; Chervet et al. 2006; Vulllioud 2007). Cette plus grande teneur en eau sous le SD serait le résultat de l'évaporation réduite et du faible écoulement dus à la présence des résidus de culture à la surface et/ou de la plus grande rétention en eau (Shukla 2003). La plupart des auteurs rapportent un pourcentage plus élevé de pores remplis d'eau en SD qu'en LC (Doran 1987; Kessavalou et al. 1998a,1998b). Toutefois, d'autres études ont observé que le SD n'affectait pas la rétention en eau du sol (Wu et al. 1992; Benjamin 1993; Hubbard et al. 1994; Lal 1999; Blanco-Canqui et al. 2004).

### **2.2.2. Conductivité hydraulique**

La suppression du labour permet l'existence d'un gros volume de pores apparemment sans discontinuité, ce qui peut favoriser les transferts hydriques (Wu et al. 1992; Fuentes et al. 2004). Datiri et Lowery (1991), Wu et al. 1992), Lal (1999) et Blanco-Canqui et al. (2004) n'ont pas observé de différence significative dans la conductivité hydraulique des couches de sol équivalentes entre le LC et le SD pendant que Hubbard et al. (1994) indiquent des valeurs de conductivité hydraulique plus faibles en SD. Pour la couche de surface (0-5 cm) sous le SD, Benjamin (1993) et Shukla (2003) ont observé des valeurs élevées de conductivité hydraulique mais aucune différence entre les deux systèmes n'était visible dans la couche de 10-20 cm de sol.

### **2.2.3. Infiltration et ruissellement de l'eau**

De nombreux auteurs ont noté que le SD réduit les pertes de sol par ruissellement de l'eau (Kitur et al. 1993; Tebrügge et Düring 1999). Ces plus faibles pertes sont principalement le résultat d'une meilleure protection du sol contre l'impact des gouttes de pluie sous le SD et, à un moindre degré, à une faible quantité d'eau de ruissellement sous le SD (Boiffin et Monnier 1991; Tebrügge et Düring 1999). Une plus grande quantité de résidus de culture en surface réduirait à la fois l'impact des gouttes de pluie sur la surface du sol et le tassement de la couche de surface du sol sous SD (Roth et al. 1988; De Vleeschauwer et al. 1980; Shipitalo et al. 2000).

L'infiltration de l'eau est généralement plus grande sous le SD (Kitur et al. 1993; Hubbard et al. 1994; Tebrügge et Düring 1999; Shipitalo et al. 2000; Shukla 2003; Liebigh et al. 2004) en raison du tassement de surface réduit, du nombre plus grand de macropores verticaux continus et/ou de l'absence d'une couche de labour. Cependant, la rugosité de surface est plus petite sous le SD que sous le LC. Par conséquent, moins d'eau sera stockée dans les micro-dépressions présentes à la surface du sol et l'écoulement de l'eau augmentera (Boiffin et Monnier 1991). Dans des situations avec très peu de résidus de récolte, par exemple après la culture de pomme de terre, cette rugosité de surface accrue pourra contrebalancer l'effet positif du SD sur l'écoulement de l'eau et les pertes de sol. L'effet positif du SD sur l'infiltration de l'eau serait plus marqué dans les sols à faible stabilité structurale.

## **2.3. Température du sol**

La température du sol est affectée par la pratique de SD. En effet, l'inertie thermique du sol est accrue par la diminution de la porosité, la présence de résidus de récolte en surface et l'humidité élevée. De ce fait, le sol aura tendance à se réchauffer plus lentement au printemps (Germon et al. 1994; Balesdent et al. 2000). Ainsi, durant l'été la température du sol est généralement plus fraîche sous SD que sous LC (Fortin et al. 1996; Dao 1998;

Kessavalou et al.1998b; Alvarez et al. 2001) alors qu'aucune différence n'est observée pendant la saison froide (Al-Kaisi et Yin 2005).

## **2.4. Propriétés chimiques et biologiques**

### **2.4.1. pH du sol**

Un grand nombre de travaux s'accordent à montrer que la couche de surface du sol en SD présente un pH sensiblement inférieur à celui de la couche correspondante de LC dû à l'application d'engrais azotés qui restent à la surface du sol et à l'effet acidifiant de la nitrification plus prononcée (Blevins et al. 1983; Rasmussen 1999; Tarkalson et al. 2006; Mestelan 2008). En revanche, la couche de surface d'un sol chaulé sous le SD présente des valeurs de pH légèrement plus élevées que celles du LC à cause de l'absence d'incorporation au sol de la chaux (Blevins et al. 1983; Doran 1987).

### **2.4.2. Teneur du sol en carbone**

Les effets du travail de sol sur la dynamique de la MOS ont été étudiés depuis longtemps en raison de leurs impacts sur les propriétés physiques, biologiques et chimiques. Les concentrations en C organique du sol sont fortement stratifiées sous le SD et diminuent rapidement avec la profondeur de sol car les résidus de culture ne sont pas enfouis et se décomposent en surface (Doran 1987; Carter et Rennie 1992; Wander et al. 1998; Tebrügge et Düring 1999; Liebig et al. 2004). Par conséquent, les stocks de C et de N dans la couche de surface 0-5 cm sont généralement plus importants sous le SD que sous le LC (Kristensen et al. 2000; Deneff et al. 2004; Dou et al. 2008). Paustian et al. (1997) mettent ainsi en évidence une relation linéaire entre le stock de C organique du sol et la biomasse des résidus de culture. Cette augmentation du stock de C est également attribuée au ralentissement de la vitesse de minéralisation et à la diminution des pertes par érosion (Six et al. 2002; Tebrügge et Düring, 1999; West et Post 2002). Néanmoins, quelques auteurs rapportent des différences minimes entre le SD et le LC (Anken et al. 2004). La capacité de stockage de C organique sous SD varie fortement selon les caractéristiques du sol (texture, pente), les conditions climatiques, le stock de C initial et l'historique cultural (Doran 1987; Balesdent et al. 2000).

De nombreux travaux tendent à montrer des taux de minéralisation nette de C dans la couche 0-5 cm du sol plus élevés dans le SD que dans le LC (Beare et al. 1994; Kandeler et al. 1999; Kristensen et al. 2000; Carpenter-Boggs et al. 2003; Green et al. 2007). Cependant, dans l'ensemble de la couche de labour, la plupart des auteurs n'ont observé aucune différence significative entre le LC et le SD dans la minéralisation nette du C et de N ou dans la quantité de N minéralisable (Doran 1987; Beare et al. 1994). Ce manque de concordance entre les études est expliqué par les changements dans les propriétés du sol induits par le SD.

Les températures de sol plus faibles parfois observées en SD notamment au printemps peuvent également expliquer les faibles taux de minéralisation de C (Hay et al. 1978; Chassot et al. 2001). Le SD modifie l'accessibilité de la MOS aux micro-organismes responsables de sa minéralisation. En effet, le travail du sol conduit à diluer les matières organiques sur la couche travaillée, et donc à réduire la stabilité structurale de la couche de surface, comparativement à un sol sous SD. Chaque année, de nouvelles fractions du sol sont exposées à l'action déstructurante du climat. Cette protection physique de la MOS contre la décomposition est davantage prononcée dans le SD que dans le LC en raison d'une plus grande proportion d'agrégats stables à l'eau et d'une stabilité plus importante de ces agrégats (Balesdent et al. 2000). En fait, l'agrégation diminue le taux de décomposition de la MOS liée à la matière minérale dans les agrégats (Wander et al. 1998; Christensen 2001). De même, la porosité du sol peut limiter la décomposition de la MOS par la localisation de celle-ci dans les pores non accessibles aux micro-organismes (Elliott et Coleman 1988; Hassink 1992; Ladd et al. 1993; Strong et al. 2004).

Le taux d'humification serait également affecté par l'abandon du labour. Les travaux réalisés en Amérique ont montré un net enrichissement du sol en humus (Reicosky et Saxton 2007). Les essais de longue durée en Suisse n'ont pas montré d'accumulation d'humus dans le système du SD comparé à celui du LC mais plutôt des différences dans la répartition dans le profil du sol (Anken et al. 2004; Müller et al. 2008). En effet, ces travaux mettent en évidence une nette augmentation de teneurs en humus dans les 10 à 20 cm supérieurs après plusieurs années de SD; mais dans le sol labouré, l'humus se trouve en quantités plus importantes dans les couches profondes. Au vu des changements physiques, biologiques, chimiques et climatiques créés par le SD, des différences dans la qualité d'humus formé sont possibles entre les deux systèmes (Müller et al. 2008).

### **2.4.3. Teneur du sol en azote et minéralisation**

La suppression du labour entraîne une accumulation de la MOS en surface et induit un enrichissement en azote dans les premiers centimètres du profil du sol. Selon les travaux d'Oorts (2006), le SD peut présenter des stocks d'azote 3 à 10 supérieurs à ceux mesurés pour le LC. Comme le SD tend à diminuer la vitesse de décomposition des matières organiques dans le sol, la minéralisation de N semble plus lente lors de l'adoption de SD. Les éléments nutritifs, comme l'azote, sont donc «potentiellement» moins disponibles. Mais, après quelques années, le renouvellement de la MOS atteint un nouvel équilibre et le pool d'azote potentiellement minéralisable augmente, résultant en une plus grande disponibilité de l'azote minéral à la plante (Liebig et al. 2004). Cette période de transition peut durer plusieurs années, au cours desquelles le placement en bande des éléments nutritifs au-dessous de la surface couverte de résidus devient très important.

Le labour est généralement considéré comme stimulant la minéralisation de l'azote organique du sol par un effet direct sur l'oxygénation du sol qui accélère la minéralisation et par un effet indirect sur la diminution de la stabilité des agrégats et la déprotection des MOS au sein des agrégats (Balesdent et al. 2000). La conversion au SD permet alors de reconstruire un pool de N organique labile qui était rapidement minéralisé en LC. La réduction du renouvellement du N organique n'est cependant pas le seul processus mis en jeu dans le stockage de N minéralisable en SD. La biomasse microbienne est également un pool de N labile accru en SD. Le type de rotation détermine aussi le stock de N minéralisable. Les résidus riches en N, mais pauvres en lignine et polyphénols, augmentent le pool de N minéralisable. L'augmentation du pool de N minéralisable en SD peut alors à long terme, compenser la plus grande protection de N organique du sol et mener à des quantités de N minéralisées identiques voire supérieures à celles observées en LC (Doran 1987).

Il existe une grande variabilité temporelle de la minéralisation de N en SD bien que la décomposition sur toute la saison de végétation puisse être comparable. Langlet et Rémy (1976) n'ont pas observé de différence entre le LC et le SD dans la quantité de N inorganique dans le profil de sol de 0-90 cm. Zhang et al. (2007) rapportent des quantités plus élevées de N inorganique en SD en comparaison avec le LC. Germon et al. (1994) ont conclu à une plus grande minéralisation de N au printemps sous le LC; toutefois, la minéralisation annuelle de N dans les deux systèmes était similaire. Oorts et al. (2007) rapportent également une minéralisation de l'azote similaire entre le SD et le LC. Les faibles taux de minéralisation de N au printemps ont été attribués au ralentissement de la nitrification dû à l'acidification, la diminution de la température et la moins bonne aération du sol.

Selon plusieurs chercheurs, en constituant un puits de C, le système SD aurait pour effet de ralentir la libération de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère. Le système SD diminue en aussi les rejets de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère grâce à la consommation réduite de carburant (Oorts 2006). Cependant, certains travaux de recherche indiquent que l'absence de travail de sol induit une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O, un gaz dont le pouvoir d'effet de serre est supérieur à celui du CO<sub>2</sub> (MacKenzie et al. 1998; Vinten et al. 2002; Baggs et al. 2003; Oorts 2006). En effet, la présence d'un couvert végétal en SD affecte la dénitrification en modulant l'accessibilité des microorganismes au C organique et N minéral, et en favorisant l'apparition de microsites anaérobiques du fait d'une humidité du sol accrue. Toutefois, Kessavalou et al. (1998b) et Choudhary et al. (2002) ont mesuré des émissions de N<sub>2</sub>O semblables dans le SD et le LC.

Les émissions d'ammoniac par volatilisation se produisent principalement dans les jours qui suivent les apports azotés et sont très dépendantes du mode d'épandage des fertilisants. Sous SD, l'épandage des engrais minéraux est principalement réalisé en surface, ce qui favorise la volatilisation.

Avec le SD, en améliorant l'infiltration de l'eau dans le sol et en induisant des flux d'eau préférentiels, on s'attendrait à une forte lixiviation des nitrates. Diverses sources bibliographiques montrent que les risques de transferts de nitrates vers les nappes sont réduits en SD en comparaison au LC (Anken et al. 2003, 2005; Oorts 2006; Zihlmann et al. 2006).

#### **2.4.4. Teneur du sol en éléments nutritifs**

La distribution des éléments nutritifs dans le profil cultural est modifiée par les systèmes de travail de sol. Selon Johnston (2002), l'absence de travail de sol aurait peu d'impact sur les concentrations des éléments mobiles comme le N et le S. Par contre, la stratification des éléments moins mobiles (P et K) se produirait à long terme dans les systèmes de SD (Maillard et al. 1994; Johnston 2002; Karamanos 2005; Zhang et al. 2007; Mestelan 2008; Wang et al. 2008). Cette stratification serait attribuable au fait que la culture puise les éléments nutritifs plus profondément dans le profil du sol et au manque d'incorporation des résidus organiques. La stratification apparaît après trois à cinq ans de pratique de SD. Cependant, lorsque les engrais sont appliqués adéquatement, la stratification des éléments nutritifs ne devrait pas affecter le rendement. Pour remédier à la stratification, il faut appliquer en bandes au moins une partie du P et du K requis dans la ligne de semis ou à proximité.

Les conditions créées par le SD favorisent la croissance des mycorhizes, qui aident les racines des plantes à absorber les éléments nutritifs comme le P, présents dans le sol en augmentant la zone explorée par les racines (Jansa 2002; McGonigle et al. 2004; Kabir 2005). Daroub et al. (2000) et Bravo et al. (2006) ont étudié l'effet du mode de travail de sol sur la dynamique du P dans la couche de 0-6 cm du sol. Ces auteurs ont observé que le SD résultait en une accumulation de P organique. L'impact du mode de travail de sol sur les autres éléments nutritifs n'a reçu que peu d'attention.

#### **2.4.5. Biomasse microbienne**

L'accumulation de résidus organique et les changements de température et d'humidité résultent en un accroissement de l'activité et de la biomasse microbienne près de la surface du sol (Doran, 1987; Carter et Rennie 1992; Kessavalou et al. 1998b; Liebig et al. 2004). Certaines études rapportent une augmentation de la biomasse microbienne variant entre 30 et 100 % (Hoffmann et al. 1996; Dilly et al. 2003; Friedel et al. 1996; Balabane et al. 2005; Wang et al. 2008). En revanche, la biomasse microbienne est distribuée de façon homogène dans toute la couche de labour sous LC (Doran 1987; Kessavalou et al. 1998b; Kristensen et al. 2000; Dilly et al. 2003). Considérant la profondeur équivalente de la couche de labour, Carter et Rennie (1992) et Kessavalou et al. (1998b) n'ont observé aucune différence majeure dans les quantités de C et de N de la biomasse microbienne entre le LC et le SD. Cependant, les quantités de C et de N de la biomasse microbienne dans la couche de surface sous le SD étaient significativement plus élevées que sous le LC.

La composition de la communauté microbienne est également affectée par la mode de gestion du sol. De nombreuses études s'accordent pour montrer qu'en SD, les champignons sont dominants dans les cinq premiers centimètres de sol alors qu'en situation de LC, cette zone est dominée par les bactéries (Holland et Coleman 1987; Frey et al. 1999; Six et al. 2002).

#### **2.4.6. Populations de vers de terre**

La macrofaune du sol constitue un autre acteur de l'état structural du sol. Les vers de terre, qui constituent la part la plus importante de la biomasse du sol, agissent sur l'agrégation et la structuration des sols .. De nombreuses recherches montrent que le SD et le travail réduit du sol augmentent l'abondance et la diversité de vers de terre (Elliott et Coleman 1988; Rasmussen 1999; Tebrügge et Düring 1999; Anken et al. 2004; Balabane et al. 2005, Chan et Heenan 2006; Maurer-Troxler et al. 2006). De Vleeschauwer et al. (1980) ont observé que l'activité des vers de terre augmentait avec la quantité de résidus de récolte. Une des conséquences de l'augmentation des populations de vers de terre consiste en la création d'un plus grand nombre de biopores.

Les vers de terre ingèrent des quantités importantes de sol et de débris organiques et les mélangent ensemble. En produisant des déjections dans leurs galeries, ils provoquent donc une bioturbation favorisant la création d'une porosité d'assemblage lâche, comparable à la porosité inter-agrégats d'un assemblage de terre fine :.La structuration d'origine biologique a ici le même effet qu'un émiettement mécanique (Hallaire et al. 2004). L'activité structurante des vers de terres ne se limite donc pas à la création de galeries, elle provoque un remaniement pouvant affecter l'ensemble d'un horizon. Les vers de terre contribuent d'une façon importante à l'accroissement de la macroporosité du sol, par conséquent, améliorent l'infiltration de l'eau et la circulation de l'air dans le sol (Pulleman et al. 2005).

#### **2.4.7. Activité enzymatique du sol**

Les mesures des activités enzymatiques fournissent une première indication de l'évolution de la fertilité des sols, car elles sont liées aux cycles biogéochimiques des éléments nutritifs tels que N, P, S et C. Les différentes sources bibliographiques et expérimentales montrent que le mode de gestion du sol a un impact sur l'activité enzymatique du sol suite aux changements dans la quantité et la qualité des résidus de culture (Kandeler et al. 1999). L'accumulation de résidus en surface des sols s'accompagne souvent d'une augmentation de fractions de matière organique facilement minéralisable et des teneurs élevées en polysaccharides (Salinas García et al. 2002; Liebig et al. 2004). De nombreux auteurs montrent une augmentation de la respiration du sol et de différentes activités enzymatiques: phosphatase (Dick 1984; Piovaneli et al. 1998; Carpenter-Boggs et al. 2003; Roldan et al. 2005; Green et al. 2007),  $\beta$ -glucosidase (Friedel et al. 1996), deshydrogénase (Friedel et al. 1996; Roldan et al. 2005; Mijangos et al. 2006), uréase (Roldan et al. 2005), arylamidase

(Green et al. 2007) et protéase (Friedel et al. 1996). Cette augmentation d'activité microbienne n'est cependant pas systématique (Dilly et al. 2003; Maurer-Troxler et al. 2006).

#### **2.4.8. Mycorhizes**

Les mycorhizes à arbuscules sont des champignons omniprésents dans les sols agricoles. Ces champignons jouent un rôle important pour la nutrition des plantes et la conservation du sol. Les hyphes fongiques peuvent former un véritable réseau de liens capables de maintenir mécaniquement les agrégats entre eux et l'agrégation tend à augmenter avec la densité des hyphes (Oades 1993; Roper et Gupta 1995; Haynes et Beare 1997). Plusieurs travaux indiquent que le travail réduit de sol, plus particulièrement le SD, favorise la prolifération et la survie des mycorhizes (Evans et Miller 1990, McGonigle et Miller 1993; Jansa 2002; Carpenter-Boggs et al. 2003; Anken et al. 2004; Kabir 2005). Des études récentes rapportent des quantités plus importantes de glomalin, glucoprotéine qui agit comme un agent liant pour stabiliser les agrégats, sous le SD en comparaison avec le LC (Wright et Anderson 2000; Roldan et al. 2005).

#### **2.5. Dynamique des parasites et efficacité des pesticides**

L'abandon du labour, en favorisant l'activité biologique et la diversité favorise également certaines populations nuisibles telles les limaces. La présence de couvert végétal mort ou vivant et l'absence de travail de sol favorisent le maintien de la population de limaces. Si le climat est propice au maintien et à la reproduction, les limaces peuvent devenir un problème. En absence de destruction de leur biotope, les populations d'acariens, de pucerons, de noctuelles et de petits mammifères tels que les taupes, mulots, musaraignes auront tendance à augmenter dans le SD.

Le SD augmente la quantité de résidus organiques laissés à la surface du sol, où ils prennent plus de temps à se décomposer que s'ils étaient enfouis. Ceci risque de conduire à une aggravation des maladies des cultures. De plus, le travail réduit augmente l'humidité et la teneur en matière organique du sol et en abaisse la température. Ces changements du microenvironnement risquent d'influer sur les populations de microorganismes du sol (Bockus et Shroyer 1998; Gilbert 2004). La rotation combinée au travail réduit du sol permet de prévenir les dommages causés par les pathogènes (Peters et al. 2004).

L'intérêt premier du labour est le désherbage et l'enfouissement des graines adventices en profondeur. Par contre, des labours annuels auront tendance à ramener à la surface du sol des semences présentant un pouvoir germinatif important. Les techniques simplifiées (réduite de travail de sol) vont permettre l'étalement des semences sur une plus grande surface, cette répartition favorisera la prolifération des adventices de petite taille (Debaeke et Orlando 1994). La diminution de l'intensité de travail de sol et le non retournement de la couche de labour sont favorables à la prolifération d'adventices vivaces

(Soltner 2000; Peigné et al. 2007). Une étude réalisée en Alaska sur 10 ans indique que le SD accroît la banque de semences de mauvaises herbes (Andersen 2003; Torresen et al. 2003; Conn 2006).

Le SD est susceptible de modifier la rétention des produits phytosanitaires dans le sol à travers les modifications du milieu qu'il induit. La présence de résidus en surface d'abord peut intercepter jusqu'à 80 % des produits appliqués (Dao 1998; Streit et al. 2002). Ensuite, l'augmentation de la teneur en matière organique dans les horizons superficiels en SD favorise l'adsorption des produits (Sadeghi et al. 1998; Gaston et al. 2003; Zablotowicz et al. 2000; Conn 2006). L'acidification de la couche de surface en SD accroît la dégradation chimique et l'adsorption de certains pesticides, car l'acidification favorise le développement des champignons qui sont plus efficaces dans la dégradation des pesticides et présentent une grande capacité de bioaccumulation (Andersen 2003). Enfin, l'augmentation de l'activité microbienne en TCSL permet une dégradation plus rapide des produits appliqués (Sadeghi et al. 1998; Gaston et al. 2003). Toutefois, l'adsorption des produits sur la matière organique peut dans certains cas les préserver d'une biodégradation (Zablotowicz et al. 2000). D'une manière générale, l'augmentation de la rétention des polluants sur la phase solide du sol diminue les risques de dispersion du polluant, mais peut rendre difficile sa complète élimination et diminuer l'efficacité du produit (Barriuso et al. 1996). Le SD semble avoir un effet variable sur les transferts par lixiviation (favorable pour les applications de printemps-été mais défavorable pour les applications d'automne-hiver) et plutôt positif sur le transfert de produits phytosanitaires par ruissellement grâce à la baisse des volumes ruisselés.

## **2.6. Rendements des cultures**

De nombreux travaux de recherches ont été réalisés sur le SD, menant à différentes conclusions concernant le rendement des cultures. Christian et Bacon (1990), ont démontré que le LC et le SD donnaient tous des rendements similaires. En France, un essai de longue durée installé à Boigneville en 1970, comparant le SD et le LC dans une rotation blé-maïs, aboutit à des constatations similaires (Labreuche, 2002; Tiers 2002). En Suisse, après trente-quatre ans d'évaluation continue de trois techniques de culture sans labour et le labour classique sur le même site, Vullioud et Mercier (2004) concluent que le travail minimum ou le SD donnent en moyenne des rendements équivalents à ceux du labour classique.

En Suisse, les rendements obtenus avec un travail minimum du sol ou un SD sur un sol moyennement lourd et bien drainé étaient très proches de ceux du labour classique (Anken et al. 1997). Par contre, sur un sol lourd et peu perméable, les rendements de la culture sans labour étaient significativement plus faibles qu'avec le labour.

Hargrove (1985) a noté que de meilleurs rendements en maïs étaient obtenus sous le SD comparativement au LC. Des résultats semblables ont été observés par Dick et Van Doren (1985), qui ont obtenu de meilleurs rendements en SD qu'avec le labour dans un sol en pente

bien drainé, le contraire dans un sol mal drainé et des résultats variables dans un sol avec des conditions de drainage moyennes. Pour Arshad et al. (1999), les rendements en blé avaient tendance à être meilleurs avec un SD qu'avec un LC dans les années à faibles précipitations. Les résultats de Zhang et al. (2007) montrent une augmentation de rendement d'orge sous SD par rapport au LC mais variable d'année en année.

Cette variabilité des rendements est fonction de nombreux facteurs, dont le travail du sol n'est qu'un des aspects. Toutefois, il semble que les rendements soient fortement corrélés à l'amélioration ou à la dégradation de l'infiltration de l'eau et du tassement dû aux SD (Anken et al. 2004). Par exemple, dans des systèmes présentant avec une faible infiltration d'eau, la pratique de SD tend à réduire les rendements. Inversement, dans des systèmes où l'eau s'infiltré facilement et présente même un caractère limitant, le SD présente de meilleurs rendements. Dans leur analyse bibliographique, Germon et al. (1994) ont constaté que les rendements étaient déterminés par l'interaction entre la disponibilité de N du sol et les conditions physiques et climatiques pour la croissance de récolte. Dans certains cas, les rendements en SD et en LC étaient semblables indépendamment du niveau de fertilisation azotée. Dans la plupart des cas, les rendements étaient inférieurs en SD à de faibles doses de fertilisants et comparables dans les deux systèmes à des taux élevés d'engrais. Les faibles rendements en SD découlent probablement d'insuffisance en N pendant les premiers stades de croissance de la culture due à une minéralisation retardée de N au printemps. En d'autres cas, des rendements semblables ont été obtenus avec des apports supplémentaires de 10-40 kg N ha<sup>-1</sup> dans le SD. Enfin, l'acidification de la couche de surface du sol découlant de la fertilisation en SD peut également causer des réductions de rendement en comparaison avec le LC (Blevins et al. 1983).

## **2.7. Conclusion**

Le système SD a de multiples répercussions sur le sol tant au niveau de ses propriétés physiques, chimiques, hydriques que biologiques. Le tableau 1 résume les effets agronomiques, environnementaux et économiques de la pratique de SD. Comme toute pratique agricole, le SD présente des avantages et des inconvénients qu'il faut comparer pour chaque situation concrète afin d'apporter la meilleure solution à chaque problème.

Dans le système de SD, l'absence de travail de sol et le maintien d'une couverture de résidus qui protège physiquement la surface du sol accroissent la stabilité structurale du sol. Le nombre et la continuité des macropores formés par les racines et les vers de terre sont préservés, le nombre et la stabilité des macro-agrégats accrus et les risques de battance réduits. En SD, la MVA du sol tend à diminuer dans les 5 premiers centimètres où sont concentrées la matière organique et l'activité biologique mais augmente sous cette zone. La porosité totale et la macroporosité diminuent en SD. Mais cette porosité se rétablissait après quelques années. En

effet, la porosité auparavant créée par le labour est remplacée progressivement et partiellement par une porosité biologique (systèmes racinaires, faune).

L'humidité du sol est en général accrue sous SD suite à la réduction de l'évaporation et du ruissellement et à une plus grande capacité de rétention d'eau. Par ailleurs, le paillis végétal amortit les amplitudes thermiques dans le sol. Ainsi le sol sous SD se réchauffe plus lentement au printemps et, durant l'été, la température est plus fraîche en comparaison avec le SD. Ces effets sur la température et l'humidité du sol ont des répercussions sur l'activité de la biomasse microbienne et par conséquent sur la vitesse de transformation de C et de N.

Le système SD limite les pertes en eau, permettant ainsi une meilleure alimentation hydrique des cultures. Le ruissellement est réduit suite à une meilleure protection de la surface du sol contre la battance, au stockage dans les résidus de culture d'une partie de l'eau de pluie et à la constitution par les résidus d'un obstacle physique à l'écoulement. Un état de surface moins fermé et l'augmentation de la macroporosité, permettent alors d'accroître l'infiltration de l'eau dans le sol, ce qui contribue aussi à limiter le ruissellement. La présence du paillis végétal réduit également les échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère, diminuant ainsi l'évaporation. Une meilleure infiltration et une réduction de l'évaporation et du ruissellement se traduisent par une meilleure recharge en eau du sol et une augmentation du drainage profond par rapport au LC.

Le SD entraîne une accumulation des résidus en surface donc des éléments P, K et de la MOS. Les processus de transformation de cette matière organique engendrent une acidification de la couche de surface du sol. Les modifications de ces propriétés chimiques du sol sont cependant d'une amplitude relativement modeste. Elles n'ont en tout cas pas eu de répercussions négatives sur le rendement des cultures.

Le SD permet d'augmenter significativement les stocks de C et N organiques du sol par rapport au système LC. Cette augmentation est attribuée à l'accumulation des résidus de culture et à la diminution des pertes de C et de N par érosion et par minéralisation. De plus, le SD, de par sa capacité à stocker le C organique dans le sol, peut participer positivement à la réduction des émissions de gaz à effet de serre sous forme de CO<sub>2</sub>. Cependant, les bénéfices du SD sur le stockage de C peuvent être annulés par l'augmentation d'émission de N<sub>2</sub>O issu de la dénitrification qui intervient en cas de forte baisse de la porosité en anaérobie.

En créant un climat sol/paillis plus frais et plus humide, favorable au développement d'organismes vivants et en mettant à disposition une grande quantité de ressources, le système de SD stimule l'activité biologique du sol. Les activités enzymatiques et le développement des mycorhizes sont accrus. La localisation en surface des résidus de culture affecte également la biodiversité microbienne. Ainsi la proportion de champignons

par rapport aux bactéries est généralement plus élevée sous le SD. Le SD contribue à augmenter de façon importante les populations de vers de terre, qui accroissent encore davantage la macroporosité du sol sous ces systèmes en créant de nouveaux biopores et participe à la dynamique de la MOS.

Le SD induit un changement de flore suite au non-enfouissement profond des semences et des rhizomes, qui crée par ailleurs des conditions favorables à la germination et à la levée. Les densités et le nombre de plantes pérennes tendent à augmenter ainsi que le nombre de graminées annuelles. La couverture importante du sol par le paillis et l'accroissement de la biomasse microbienne, ont pour conséquence une diminution de la disponibilité et donc de l'efficacité des herbicides sous les systèmes de SD. Pour ces raisons, le SD est souvent perçu comme un système plus consommateur en herbicides et à ce titre plus polluants.

Les résultats de nombreux travaux effectués en Amérique du Nord et en Europe montrent que, dans différentes conditions pédoclimatiques, le SD est une pratique culturale possible sans incidence négative sur le rendement des cultures. En général, les rendements en SD sont plus bas dans les premières années de SD mais retrouvent leur niveau après 3-4 années de transition.

Le fait de réduire les travaux du sol permet une économie de temps et de combustible. De même, la machinerie étant très peu utilisée, son usure est bien moindre.

Globalement, le SD favorise un grand nombre de paramètres du sol mais peut aussi provoquer des problèmes de tassement, d'engorgement des sols et de minéralisation de N par exemple. Un certain nombre d'incertitudes demeurent, principalement dues à la forte variabilité de type de sols et de rotation et donc de réponses possibles, et au facteur temps puisque le nombre d'années en SD modifie l'impact de ces techniques sur le sol.

Tableau 1. Résumé des effets de la pratique de semis direct sur les propriétés du sol, l'environnement et l'économie.

Effets positifs	Effets variables	Effet négatifs
<b>Propriétés du sol</b>		
<p><b>Stabilité structurale</b> de l'horizon de surface  <b>Portance</b>  <b>Capacité de rétention en eau</b>  <b>Conductivité hydraulique</b>  <b>Matière organique</b> dans l'horizon de surface  <b>N total</b> dans l'horizon de surface  <b>Minéralisation</b>: pas de pics de minéralisation, quantités minéralisées équivalentes à moyen  <b>Vers de terre</b> (la porosité)  <b>Activité biologique</b> en surface</p>	<p><b>Porosité</b> variable selon la profondeur de mesure et de travail, les conditions de l'année, le type de pores.</p>	<p><b>Rétention en eau</b>: ressuyage plus lent du profil au printemps  <b>Température du sol</b>: basse, démarrage des cultures plus lent et baisse possible de l'aération  <b>pH du sol</b>: acidification de surface  <b>Stratification de P et K</b>  <b>Minéralisation</b> à court terme moins forte au printemps (sol plus froid et plus humide)  <b>Réorganisation et dénitrification</b> plus fortes</p>
<b>Environnement</b>		
<p><b>Réduction du ruissellement</b> (printemps)  <b>Prévention de l'érosion</b> dans tous les cas  <b>Réduction des transferts de pesticides</b> par ruissellement de printemps en année à pluviométrie normale  <b>Réduction des transferts de N</b> en hiver par diminution des quantités N minéral rendues disponibles suite à un labour précoce</p>	<p><b>Transfert d'azote</b> par lessivage au printemps et par ruissellement en hiver selon les années  <b>Transferts pesticides</b> par lessivage: risques plus forts au printemps en SD du fait de la continuité de la porosité  <b>Gaz à effet de serre</b>: séquestration de CO<sub>2</sub> mais émission possible de N<sub>2</sub>O en SD sur sol lourd à caractère hydromorphe</p>	<p><b>Transferts de phosphore</b> par ruissellement</p>
<b>Économie</b>		
<p><b>Rendement équivalents</b> au LC après une baisse les 3 à 5 premières années de SD; amélioration dans les situations d'érosion ou de sécheresse  <b>Diminution du temps de travail</b>  <b>Diminution à long terme du stock de semences</b> de mauvaises herbes.</p>	<p><b>Mauvaises herbes</b> et utilisation de produits phytosanitaires selon la qualité du désherbage, la rotation  <b>apports azotés</b> pour compenser les moindres quantités d'azote disponible au début de printemps à cause du sol plus froid selon les années et la culture.</p>	<p><b>Implantations et levées</b>: irrégularité,  <b>Mauvaises herbes</b>: développement de graminées et de vivaces  <b>Maladies</b>: renforcement du risque  <b>Ravageurs</b>: beaucoup d'insectes  <b>Rendement</b> affecté au cours des premières années; sur sols à caractère hydromorphe ou sols fortement tassés sans travail profond.</p>

## 3. OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE

### 3.1. Objectif

Deux systèmes culturaux (le semis direct et le labour conventionnel) ont été soumis à divers modes de fertilisation et de rotation pendant 12 ans. Le but visé de cette étude était d'évaluer les effets à long terme de ces systèmes agricoles sur les propriétés du sol et les niveaux de rendements.

### 3.2. Méthodologie expérimentale

#### 3.2.1. Description du protocole expérimental

Cette étude a été réalisée dans le cadre de l'Observatoire de la qualité des sols du Québec, initiée en 1993 sur deux sites expérimentaux situés à la station agricole de l'Assomption (série Soulanges et Saint-Damase) et à Sainte-Anne-de-Bellevue (station du Campus Macdonald, série Saint-Bernard et Chateauguay). Au site de l'Assomption, dans un système de rotation de six ans (maïs-grain, maïs-grain, orge, blé d'automne et soya), le SD et le LC (labour à l'automne et préparation du lit de semence au printemps) ont été comparés à une prairie renouvelée tous les six ans. Les engrais azotés étaient apportés en dose complète ou réduite de 25 %. Ces doses variaient de 130 à 180 kg N/ha selon les années pour le maïs, de 50 à 75 kg N/ha pour l'orge et de 0 à 30 kg N/ha pour le soya (Tableau 2). Les doses de phosphore et de potassium étaient établies chaque année selon les besoins des différentes cultures et les analyses de sol. Pour la prairie, la fertilisation était déterminée selon le guide de référence du CRAAQ.

Au site du Collège Macdonald, l'effet d'une monoculture de maïs-grain dans des conditions de LD et de SD a été comparé à celui d'une rotation courte maïs-soya, réalisées sous semis direct (Tableau 3). Ces systèmes de cultures ont été également comparés à une prairie renouvelée tous les quatre ans. Pour la culture de maïs en continu (site du Campus Macdonald) sous labour conventionnel et semis direct, la fertilisation était appliquée sous forme de lisier de bovins à la dose de 30 à 58 m<sup>3</sup>/ha selon les années et complétée par des apports d'engrais azotés. Dans la rotation maïs-grain-soya et dans la prairie, la fertilisation du maïs était sous forme d'engrais minéral, appliquée en quantités équivalentes à celles apportées par le lisier. Les doses d'engrais minéral pour le soya étaient déterminées selon les besoins de la culture et les analyses de sol.

Tableau 2. Description des traitements et séquence des cultures au site de l'Assomption

Cycle	Année	Prairie	SD		LC	
			N réduit	N recommandé	N réduit	N recommandé
I	1993	Luzerne-mil			Maïs-grain	
			140 N	180 N	140 N	180 N
	1994	Luzerne-mil			Maïs-grain	
			140 N	180 N	140 N	180 N
	1995	Luzerne-mil			Orge var. Chapais	
			50 N	75 N	50 N	75 N
	1996	Luzerne-mil			Blé d'automne var. Augusta	
			120 N	120 N	120 N	120 N
	1997	Luzerne-mil			Soja var. 0066NK 2600 UTM	
			0 N	30 N	0 N	30 N
II	1998	Luzerne-mil			Maïs-grain var. Pionner 3921 2650 UTM	
			130 N	170 N	130 N	170 N
	1999	Luzerne-mil			Maïs-grain var. Pionner 3921 2650 UTM	
			130 N	170 N	130 N	170 N
	2000	Luzerne-mil			Orge var. Maskot	
			70 N	100 N	70 N	100 N
	2001	Luzerne-mil			Soja var. Korada 2500 UTM	
			0 N	30 N	0 N	30 N

Tableau 3. Description des traitements et séquence des cultures au site du Campus Macdonald

Cycle	Année	Prairie	Traitements		
			LC	SD	SD-rotation
I	1993	Luzerne-mil		Maïs-grain	
	1994	Luzerne-mil		Maïs-grain Funk 4120	Soja Maple Glen
	1995	Luzerne-mil		Maïs-grain Funk 4120	
II	1996	Luzerne-mil		Maïs-grain	Soja
	1997	Luzerne-mil		Maïs-grain Cargill 2827	
	1998	Luzerne-mil		Maïs-grain Cargill 2827	Soja Bayfield
	1999	Luzerne-mil		Maïs-grain Cargill 2777	
	2000	Luzerne-mil		Maïs-grain Cargill 2610	Soja Cargill A0868
	2001	Luzerne-mil		Maïs-grain	
III	2002	Luzerne-mil		Maïs-grain Mycogen 2610	Soja Mycogen A0868
	2003	Luzerne-mil		Maïs-grain Mycogen 2610	
	2004	Luzerne-mil		Maïs-grain	Soja

Les dimensions des parcelles étaient de 22.5 x 112.5 m à l'Assomption et de 24 x 75 m au site du Collège Macdonald.

Les fertilisations organique et minérale NPK ont été calculées selon les besoins des cultures en tenant compte des analyses de sol. Les engrais organiques ont été appliqués au printemps de chaque année. Les engrais minéraux prévus pour chaque traitement ont été appliqués à la volée et incorporés en même temps que les engrais organiques.

En prévision des échantillonnages de sols, quatre places-échantillons ont été identifiées dans chaque parcelle. Les places-échantillons étaient distantes d'au moins 20m, ce qui permettait de les considérer comme des répétitions, c'est-à-dire des données spatialement indépendantes les unes des autres. Une zone tampon de 5 m séparait les parcelles pour éviter l'effet de bordure des traitements.

L'échantillonnage de sol a été effectué à l'initiation du projet et après chaque cycle de rotation de 4 ans, afin de suivre l'évolution des propriétés du sol. Les mesures de rendement ont été effectuées aux mêmes places-échantillons.

### **3.2.2. Analyses physiques**

La MVA des sols a été mesurée par la méthode des cylindres. La microporosité (pores de diamètre inférieur à 100  $\mu\text{m}$ ) a été mesurée par la méthode de Skidmore et al. (1986). La macroporosité a été obtenue par la différence entre la porosité totale et la microporosité.

La distribution de la taille des agrégats a été déterminée selon la technique de tamisage sous l'eau (Kemper et Roseneau 1986). Brièvement, 50 g d'agrégats secs de 5 à 8 mm de diamètre ont été déposés sur une série de tamis de 5, 2, 1 et 0.25 mm immergés dans l'eau distillée et agités verticalement pendant 10 minutes. Le sol restant sur les tamis représentait les macro-agrégats stables à l'eau tandis que le sol ayant traversé les 4 tamis constituait la fraction des micro-agrégats (< 0,25 mm). Un seul échantillon était tamisé à la fois, et les micro-agrégats étaient récupérés par centrifugation de l'eau ayant servi au tamisage à 3 000 g pendant 10 minutes. Les cinq fractions d'agrégats ont été recueillies dans des bécards et séchées dans une étuve à 50 °C jusqu'à poids constant et pesées. Le poids des agrégats a été corrigé pour les teneurs en sables (Elliott et al. 1991). La stabilité structurale du sol a été estimée par le diamètre moyen pondéré (DMP) des agrégats stables à l'eau qui est la somme des produits du poids des agrégats retenus sur chaque tamis et du diamètre moyen entre les tamis. Les résultats étaient des moyennes de deux mesures.

### **3.2.3. Analyses chimiques**

Le pH du sol a été déterminé à partir d'un rapport sol:eau de 1:1. Les teneurs en C et N total des sols ont été analysées respectivement avec les techniques de Walkley- Black (Allison, 1965) et par la digestion Kjeldahl (Bremner et Mulvaney 1982). L'extraction des éléments (P, K, Ca, Mg, B, Cu, Fe, Mn et Zn) totaux a été effectuée par digestion humide ( $H_2O_2$  et  $H_2SO_4$ ) tandis que celle des formes assimilables a été réalisée à l'aide de la méthode Mehlich III; leur dosage a ensuite été effectué sur un spectromètre d'émission dans le plasma.

### **3.2.4. Analyses biologiques**

L'activité des phosphatases a été évaluée selon la méthode d'hydrolyse d'une solution de paranitrophénylphosphate tamponnée au pH 6.5 pour la phosphatase acide et au pH 11 pour la phosphatase alcaline (Tabatabai 1982). L'analyse de l'uréase a été déterminée par incubation des sols en présence d'une solution d'urée à une température de 37 °C pendant 2 heures (Tabatabai 1982) et le dosage de  $NH_4^+$  a été effectué en colorimétrie sur l'auto-analyseur Technicon.

Le pouvoir de minéralisation de l'azote a été déterminé suite à une incubation de 20 jours à 25 °C de 150 g de sol placés dans un contenant de 500 ml. Pour déterminer la quantité d'azote minéralisé, une extraction avec une solution de 2M KCl a été effectuée sur les sols incubés et sur des échantillons non incubés. L'azote minéral ( $N-NO_3$ ) a été dosé sur l'auto-analyseur Technicon. Le potentiel de minéralisation représente la différence entre les quantités de  $NO_3-N$  de la fin et du début d'incubation.

### **3.2.5. Analyses statistiques**

Les données obtenues ont été soumises à l'analyse de variance selon un dispositif en blocs aléatoires complets. Les traitements statistiques ont été effectués à l'aide de la procédure GLM de SAS (SAS Institute Inc. 1985). La comparaison des moyennes a été faite à l'aide de la plus petite différence significative au seuil de 5 %.

## 4. RÉSULTATS

### 4.1. Effets des modes de travail de sol et de la rotation sur les propriétés physiques du sol (site du Campus Macdonald).

#### 4.1.1. Masse volumique apparente

Les valeurs de masse volumique apparente (MVA) sont présentées dans le tableau 4. La MVA a évolué de la même façon pour tous les traitements. On observe une augmentation de la MVA entre 1993 et 2000 suivie d'une baisse en 2004 pour tomber en dessous des valeurs mesurées en 1993. D'une manière générale, les traitements n'ont pas affecté de façon significative la MVA. Cependant, en 1993, la MVA en SD tendait à être plus élevée de 2 à 5 % par rapport à celle mesurée en LC. La même tendance a été observée après 10 ans d'expérimentation. Dans les systèmes LC et prairie, la MVA tendait à augmenter avec la profondeur alors qu'elle restait constante dans tout le profil de sol en SD (données non montrées).

#### 4.1.2. Porosité du sol

Des variations temporelles significatives de la porosité totale ont été observées dans tous les traitements (Tableau 4). Excepté en 2000, la porosité totale était légèrement plus élevée sous LC. Toutefois, elle ne différait pas statistiquement des valeurs obtenues en SD ou en prairie. Le fait d'intégrer une rotation de légumineuse dans le SD a résulté en une légère augmentation de la porosité totale en comparaison avec une culture continue de maïs en SD. Les traitements ont affecté de façon importante la microporosité. Elle était plus élevée en LC qu'en prairie et en SD.

#### 4.1.3. Distribution et taille des agrégats

Les effets des pratiques culturales étudiées sur la distribution des agrégats et la stabilité structurale mesurée par le DMP sont présentés dans le tableau 5. Malgré la variation avec les années, les proportions de macro-agrégats stables à l'eau ont diminué avec le LC. En 1997, quatre années après la mise en place des traitements, la proportion de macro-agrégats stables (supérieurs à 0.25 mm) représentait en moyenne 90 % en SD et en prairie comparativement à 70 % en LC. Il est à noter que la proportion de macro-agrégats supérieurs à 5 mm représentait environs 70 % des agrégats du sol des parcelles de prairie et de SD. Après dix ans, les valeurs les plus élevées (74 %) de macro-agrégats stables ont été mesurées en SD.

La stabilité structurale, mesurée par le DMP, a été affectée par les traitements. Les valeurs de DMP variaient entre 2.0 et 2.9 pour le LC et entre 2.5 et 5.0 pour les autres traitements. Par rapport au LC, le SD a entraîné une augmentation variant entre 24 et 71 % dans le DMP. Le DMP en SD avec rotation était légèrement inférieur à celui mesuré en SD.

Tableau 4. Effet des pratiques culturales sur la masse volumique apparente et la porosité du sol au site du Campus Macdonald

Pratiques culturales	Année	MVA (g/cc)	Porosité	
			Totale	<100 mm
			----- ( % ) -----	
<b>Prairie</b>	1993	1,53	42,4	20,5
	1997	1,65	45,9	12,0
	2000	1,66	42,7	12,0
	2004	1,48	56,1	23,6
	<i>Valeur de P</i>	<i>1,0000</i>	<i>0,0001</i>	<i>0,9956</i>
<b>LC Maïs</b>	1993	1,50	43,5	21,8
	1997	1,56	49,3	17,0
	2000	1,63	39,8	9,0
	2004	1,38	60,0	31,0
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,7121</i>	<i>&lt;0,0001</i>	<i>0,0504</i>
<b>SD Maïs</b>	1993	1,53	42,4	20,5
	1997	1,63	45,0	13,1
	2000	1,60	39,0	6,0
	2004	1,48	57,3	25,9
	<i>Valeur de P</i>	<i>1,0000</i>	<i>&lt;0,0001</i>	<i>0,7096</i>
<b>SD Maïs/Soya</b>	1993	1,57	40,8	20,6
	1997	1,61	43,3	11,8
	2000	1,50	41,9	10,3
	2004	1,54	59,2	26,9
	<i>Valeur de P</i>	<i>1,0000</i>	<i>&lt;0,0001</i>	<i>0,4876</i>

Tableau 5. Effet des pratiques culturales sur la distribution des agrégats et le DMP au site du Campus MacDonald

Traitement	Année	Taille					DMP
		5 mm	2-5 mm	1-2 mm	0,25-1 mm	<0,25 mm	
		------( % )-----					(mm)
<b>Prairie</b>	1993	67,21	11,41	5,28	5,62	10,48	4,88
	1997	21,71	29,75	5,55	4,74	38,25	2,56
	2000	32,98	28,30	7,43	4,64	26,65	3,27
	2004	15,60	24,79	11,61	9,87	38,13	2,11
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,0949</i>	<i>0,2323</i>	<i>0,5295</i>	<i>0,9925</i>	<i>0,087</i>	<i>0,1142</i>
<b>LC Maïs</b>	1993	35,07	11,98	8,77	13,68	30,50	2,91
	1997	17,71	22,13	3,34	4,40	52,42	2,00
	2000	20,58	24,64	6,77	6,58	41,43	2,34
	2004	30,38	16,95	4,33	9,59	38,75	2,69
	<i>Valeur de P</i>	<i>1,0000</i>	<i>0,9988</i>	<i>0,9294</i>	<i>0,9949</i>	<i>0,2041</i>	<i>1,0000</i>
<b>SD Maïs</b>	1993	70,21	9,60	4,12	5,12	10,95	4,99
	1997	21,51	27,27	5,84	6,84	38,54	2,48
	2000	43,54	20,56	3,32	3,95	28,63	3,43
	2004	50,32	14,94	3,70	4,97	26,07	3,50
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,9928</i>	<i>0,9974</i>	<i>1,0000</i>	<i>1,0000</i>	<i>0,1514</i>	<i>0,9030</i>
<b>SD Maïs/Soya</b>	1993	70,66	9,24	5,22	5,62	9,26	5,03
	1997	33,13	27,46	6,71	7,45	25,25	3,26
	2000	24,05	29,02	9,05	7,12	30,76	2,76
	2004	31,40	25,17	5,42	6,56	31,45	3,04
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,4363</i>	<i>0,0737</i>	<i>1,0000</i>	<i>1,0000</i>	<i>0,378</i>	<i>0,5682</i>

DMP: diamètre moyen pondéré

#### 4.1.4. pH du sol

Dans les premières années, le pH du sol a été influencé par les traitements (Tableau 6). Dans les quatre premières années, les valeurs de pH les plus élevées ont été observées sous la prairie par rapport au LC et SD. En 2000 et 2004, ces deux traitements avaient des valeurs de pH presque identiques. De façon générale, les valeurs de pH en SD étaient légèrement inférieures à celles mesurées en LC (baisse de 2 à 6 %).

#### 4.1.5. Teneur en azote total

Les résultats obtenus montrent un enrichissement du sol en azote total avec les années pour tous les traitements (Tableau 6). De façon générale, les augmentations en azote total les plus élevées ont été mesurées en SD. Par exemple, en 2004, la concentration d'azote total était de 0.133 % pour la prairie et le LC et de 0.144 % pour le SD ou le SD combiné à une rotation. On observe ainsi que le SD et la rotation ont permis une accumulation plus élevée d'azote dans le sol.

Tableau 6. Effet des pratiques culturales sur l'évolution du pH et des concentrations de matière organique du sol (MOS) et de N total dans la couche de sol de 0-20 cm au site de Campus Macdonald

Pratique culturale		pH eau	MOS	N total
			------(%)-----	
<b>Prairie</b>	1993	6,17	2,32	0,105
	1997	6,19	2,24	0,117
	2000	6,09	2,65	0,116
	2004	6,30	2,68	0,133
	<i>Valeur de P</i>	<i>1,0000</i>	<i>0,2836</i>	<i>0,0089</i>
<b>LC Maïs-grain</b>	1993	5,50	2,10	0,101
	1997	5,76	2,42	0,127
	2000	6,06	2,31	0,117
	2004	6,37	2,65	0,131
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,0005</i>	<i>0,0080</i>	<i>0,0033</i>
<b>SD Maïs-grain</b>	1993	5,35	2,36	0,111
	1997	5,41	2,49	0,120
	2000	5,95	2,71	0,133
	2004	6,05	3,00	0,144
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,0091</i>	<i>0,0010</i>	<i>0,0011</i>
<b>SD Maïs-grain/soja</b>	1993	5,76	2,71	0,124
	1997	5,55	2,64	0,134
	2000	5,86	2,76	0,135
	2004	6,07	3,06	0,144
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,8365</i>	<i>0,3254</i>	<i>0,2080</i>

#### **4.1.6. Teneur en matière organique du sol**

La teneur en matière organique dans la couche 0-20 cm du sol a varié avec les traitements et les années (Tableau 6). Comme pour l'azote total, les teneurs en matière organique les plus élevées ont été observées en SD. Une année après l'application des traitements (1993), les teneurs en matière organique étaient respectivement de 2.32, 2.10 et 2.36 % dans la prairie, le LC et le SD. Les teneurs correspondantes en 2004 étaient de 2.68, 2.65 et 3 %, ce qui représente des augmentations respectives de 16, 26 et 30 % par rapport aux teneurs mesurées en 1993. On constate également que la rotation maïs/soya en SD a résulté en une augmentation de la teneur en matière organique en comparaison avec la monoculture de maïs en SD.

#### **4.1.7. Activités enzymatiques**

Les effets du mode de travail de sol et de la rotation sur les activités enzymatiques et le potentiel de minéralisation de l'azote sont présentés au tableau 7. L'activité de la phosphatase acide variait en fonction des années, mais n'était pas significativement différente entre les traitements. Tout au cours de l'étude, l'activité de la phosphatase alcaline a été maximale sous la prairie. Le passage de la prairie au LC ou au SD a été suivi d'une baisse de l'activité de cette enzyme. Excepté en 1997, l'activité de la phosphatase alcaline en SD était supérieure à celle mesurée en LC (augmentation comprise entre 10 et 38 %). La rotation maïs/soya en SD a permis d'améliorer l'activité de la phosphatase alcaline en comparaison avec la monoculture de maïs en SD.

L'activité de l'uréase était variable selon les traitements. Dans les 4 premières années de l'expérimentation, l'activité de l'uréase a diminué dans les parcelles de LC et de SD en comparaison avec celle mesurée dans le sol sous prairie où l'activité a augmenté continuellement. En 1993 et 1997, l'activité de l'uréase en SD était inférieure à celle mesurée en LC. L'effet opposé a été observé en 2000 et 2004.

Le potentiel de minéralisation de l'azote (PMN) a varié avec les traitements et les années. Pour tous les traitements, il y a une diminution progressive du PMN. De façon générale, le PMN était plus faible en prairie en comparaison avec les autres traitements. Le PMN en SD était comparable à celui mesuré en LC. En 1993 et 1997, le PMN a été plus élevé en SD avec rotation maïs/soya qu'en SD et LC. Par contre, la tendance inverse a été observée en 2000 et 2004.

Tableau 7. Influence des pratiques culturales sur le potentiel de minéralisation de l'azote (PMN) et l'activité des phosphatases et de l'uréase au site du Campus Macdonald

Pratique culturale	Année	Phosphatase		PMN (mg N-NO <sub>3</sub> kg sol)	Uréease (µg N-NH <sub>4</sub> /g sol)
		acide -- (µg PNP/g sol)-	alcaline -		
<b>Prairie</b>	1993	321	194	36,2	31,86
	1997	243	155	8,2	30,41
	2000	458	162	7,7	36,47
	2004	502	253	6,5	68,64
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,0053</i>	<i>0,9607</i>	<i>0,0019</i>	<i>0,0014</i>
<b>LC Maïs-grain</b>	1993	353	68	39,9	29,32
	1997	244	106	12,3	23,68
	2000	458	117	10,9	29,51
	2004	459	147	17,0	40,54
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,3527</i>	<i>0,9921</i>	<i>0,0345</i>	<i>0,9581</i>
<b>SD Maïs-grain</b>	1993	408	75	40,6	24,89
	1997	231	47	11,7	13,53
	2000	520	162	9,8	42,46
	2004	458	169	14,7	47,58
	<i>Valeur de P</i>	<i>0,9937</i>	<i>0,4928</i>	<i>0,0094</i>	<i>0,1573</i>
<b>SD Maïs-grain/soja</b>	1993	375	152	49,0	32,68
	1997	242	79	34,6	16,10
	2000	449	188	7,8	35,62
	2004	395	198	12,0	41,46
	<i>Valeur de P</i>	<i>1,0000</i>	<i>0,9964</i>	<i>&lt;0,0001</i>	<i>0,9952</i>

#### 4.2. Effet des modes de travail de sol et de la fertilisation azotée sur les propriétés du sol (site de l'Assomption)

##### 4.2.1. Distribution des agrégats et stabilité structurale du sol

La distribution des agrégats a été influencée par le mode de travail de sol et la fertilisation azotée (Tableau 8). Les proportions des macro-agrégats stables à l'eau ont été plus faibles dans les parcelles de LC que dans les parcelles de SD et la prairie. En moyenne, les proportions de macro-agrégats stables représentaient respectivement 49, 68 et 71 % des agrégats des parcelles de LC, de prairie et de SD en 1998. En 2001, les proportions correspondantes étaient de 53, 66 et 62 %. Les plus grandes différences ont été observées dans les macro-agrégats supérieurs à 2 mm.

La fertilisation azotée a réduit les proportions des macro-agrégats stables à l'eau. Dans les parcelles de LC, la dose de 170 kg N/ha a ainsi causé une baisse de 27 % en 1998 et de 7 % en 2001 en comparaison avec la dose réduite. Les parcelles de SD affichaient des baisses respectives de 4 et 16 %.

La stabilité structurale du sol a été également affectée par les pratiques culturales et la fertilisation azotée. Les valeurs moyennes de DMP des agrégats stables à l'eau étaient de 1.27 pour le LC et de 2.67 pour le SD en 1998. En 2001, le DMP des agrégats stables à l'eau dans les parcelles de SD était comparable à celui des LC. Dans la prairie, le DMP des agrégats était respectivement de 2.45 et 3.21 en 1998 et 2001. L'effet de la fertilisation azotée sur la stabilité structurale a varié avec le mode travail de sol et les années. En 1998, la stabilité structurale (DMP) des sols en LC a été réduite de 43 % lorsque la dose d'azote a passé de 140 à 170 kg N/ha. Une baisse de stabilité structurale a été aussi observée en 2001 dans les sols en SD ayant reçu la plus forte dose d'azote.

Tableau 8. Effet du mode de travail de sol et de la fertilisation azotée sur la distribution des classes d'agrégats et la stabilité structurale (DMP) au site de l'Assomption

Année	Traitement	Distribution des agrégats					D.M.P. (mm)
		> 5 mm	2-5 mm	1-2 mm	0,25-1 mm	< 0,25 mm	
		----- ( %) -----					
1998	Prairie	19,19	27,87	11,12	10,10	31,73	2,45
	SD 140 kg N/ha	19,61	32,73	10,53	9,49	27,64	2,64
	SD 170 kg N/ha	22,50	30,00	9,04	7,95	30,52	2,70
	LC 140 kg N/ha	17,19	26,55	6,18	6,90	43,18	2,18
	LC 170 kg N /ha	4,99	22,40	6,68	7,34	58,60	1,25
	PPDS (P<0,05)	9,65	5,41	3,35	3,73	9,18	0,66
2001	Prairie	39,42	15,35	5,06	5,94	34,22	3,21
	SD1 40 kg N/ha	26,05	22,98	8,99	9,06	32,92	2,69
	SD 170 kg N/ha	17,22	24,13	5,51	9,16	43,96	2,15
	LC 140 kg N/ha	27,52	14,20	5,50	7,78	45,01	2,41
	LC 170 kg N /ha	21,22	18,40	4,34	7,08	48,95	2,44
	PPDS(P<0,05)	7,80	6,94	3,14	1,96	8,91	0,48

#### 4.2.2. pH du sol

Le **pH du sol** a été influencé de façon significative par le mode de travail de sol et la fertilisation azotée (Tableau 9). En 1998, le pH moyen du sol était de 5.92, 6.39 et 6.52 en SD, prairie et LC, respectivement. Cette tendance persiste en 2001. L'augmentation de la dose d'azote a entraîné une baisse de pH, l'effet ayant été plus important dans le LC avec une baisse de 0.5 unité de pH.

#### 4.2.3. Teneur en N total et en C organique

Entre 1998 et 2001, la teneur en azote total dans le sol a varié entre 0.086 et 0.117 % (Tableau 9) et aucune différence entre le SD et le LC n'était mesurée. Le mode de travail de sol et la fertilisation azotée n'ont pas eu d'impact significatif sur la concentration en C dans le sol (Tableau 9).

Tableau 9. Effet du mode de travail de sol et de la fertilisation azotée sur le pH et les teneurs du sol en azote et en carbone au site de l'Assomption

Année	Traitement	pH	N total		C
			-----( % )-----		
1998	Prairie	6,4	0,09	-	1,7
	SD 140 kg N/ha	5,9	0,12	-	2,2
	SD 170 kg N/ha	5,9	0,11	-	1,7
	LC 140 kg N/ha	6,7	0,11	-	2,1
	LC 170 kg N /ha	6,3	0,11	-	2,1
	PPDS (P<0,05)	0,5	0,02	-	0,5
2001	Prairie	6,3	0,09	-	1,7
	SD 140 kg N/ha	6,0	0,11	-	2,3
	SD 170 kg N/ha	5,9	0,09	-	1,9
	LC 140 kg N/ha	6,6	0,10	-	2,2
	LC 170 kg N /ha	6,2	0,10	-	2,1
	PPDS (P<0,05)	0,4	0,01	-	0,4

#### 4.2.5. Activités enzymatiques

L'activité de la phosphatase acide a été influencée par les traitements. Toutefois, les différences significatives sont seulement obtenues en 2001 (Tableau 10). L'activité de la phosphatase acide la plus faible a été mesurée dans la prairie. Les mesures effectuées en

2001 indiquent que la fertilisation azotée diminue l'activité de la phosphatase acide, la baisse significative étant visible en LC. On note également une réduction de l'activité de phosphatase alcaline suite au passage de la prairie au SD et au LC. En 1998, l'activité de la phosphatase alcaline était de 121 µg PNP/g sol en SD contre 173 µg PNP/g sol en LC. Par contre, en 2001, le SD semble présenter plus de phosphatase alcaline par rapport au LC. En LC, l'activité de la phosphatase alcaline diminue avec la dose de l'engrais azoté. L'effet de la fertilisation azotée sur l'activité de la phosphatase alcaline est très variable en SD.

Les analyses de sol en 1998 indiquent une baisse de l'activité de l'uréase dans les parcelles de SD et de LC par rapport à la prairie (Tableau 10). Aucun effet des traitements sur l'uréase n'a été noté en 2001.

Les mesures effectuées en 1998 montrent que le PMN diffère significativement entre les traitements (Tableau 10). Le PMN le plus élevé a été observé en SD (18,61 mg N-NO<sub>3</sub>/kg sol) et le plus faible en prairie (4,85 mg N-NO<sub>3</sub>/kg sol). En SD, l'apport de 170 kg N/ha a diminué le PMN en comparaison avec la dose de 140 kg N/ha. L'effet de la fertilisation azote en LC était négligeable. Ces effets du mode de travail du sol et de la fertilisation azotée sur le PMN étaient faibles en 2001.

Tableau 10. Effet du mode de travail du sol et de la fertilisation azotée sur l'activité des phosphatases et de l'uréase et le potentiel de minéralisation de l'azote (PMN) au site de l'Assomption

Année	Traitement	Phosphatase		Alcaline/ acide	Uréase (µg N-NH <sub>4</sub> / g sol)	PMN (mg N-NO <sub>3</sub> /kg sol)
		acide --(µg P.N.P./ g sol)--	alcaline			
1998	Prairie	290	191	0,66	40,03	4,85
	SD 140 kg N/ha	303	128	0,42	27,23	18,61
	SD 170 kg N/ha	293	114	0,39	25,97	12,78
	LC 140 kg N/ha	297	198	0,66	22,46	12,82
	LC 170 kg N /ha	302	149	0,49	21,33	11,16
	PPDS (P<0,05)	10	97	0,32	14,10	5,70
2001	Prairie	427	204	0,48	29,6	13,50
	SD 140 kg N/ha	479	116	0,25	25,8	9,30
	SD 170 kg N/ha	413	147	0,35	30,0	10,70
	LC 140 kg N/ha	546	148	0,27	30,2	12,30
	LC 170 kg N /ha	442	100	0,23	22,6	10,10
	PPDS (P<0,05)	78	93	0,21	11,7	8,80

### 4.3. Effets des modes de travail de sol sur les rendements des cultures

L'évolution des rendements de maïs-grain et de soja dans les différents traitements étudiés au site du Campus Macdonald est présentée dans le tableau 11. Au cours des six premières années, les rendements de maïs-grain en SD étaient inférieurs à ceux obtenus en LC (baisse variant entre 1 et 40 %). Par contre, entre 1999 et 2003, on observe un effet inverse avec une augmentation de 4 à 22 % en SD par rapport au LC. En 2004, les rendements de maïs en continu sous SD ont été plus faibles que ceux mesurés en LC. Il est à noter qu'en tout temps, les rendements en SD avec rotation ont été nettement supérieurs à ceux du SD sans rotation ou du LC.

Tableau 11. Effet du travail de sol et de la rotation de culture sur les rendements des cultures au site du Campus Macdonald

Année	Prairie +Lisier	LC + Lisier	SD + Lisier	SD & Rotation +NPK	
		Maïs-grain	Maïs-grain	Soya	Maïs-grain
----- (tonnes/ha) -----					
1993	10,21	6,83	6,77	2,38	
1994	8,28	8,50	5,08	3,16	
1995	7,46	7,58	5,90		9,60
1996	3,68	7,88	6,45	1,96	
1997	6,71	7,40	7,15		8,03
1998	5,66	9,05	7,43	2,38	
1999	11,65	10,08	10,93		11,00
2000	7,88	8,66	9,96	2,58	
2001	6,91	5,38	6,35		8,93
2002	9,70	6,70	8,20	1,40	
2003	4,26	6,70	6,98		9,38
2004	9,07	10,85	9,10	2,26	

Les effets du mode de travail de sol et de la fertilisation azotée au site de l'Assomption ont varié selon les cultures et les années (Tableau 12). Les rendements en maïs-grain étaient plus élevés en LC qu'en SD. Pour les années 1998 et 1999, le rendement moyen de maïs-grain était de 6665 kg ha<sup>-1</sup> en SD et de 7740 kg ha<sup>-1</sup> en LC. En 1998, le rendement de maïs-grain s'est accru avec l'augmentation de la dose d'azote dans les deux systèmes de travail de sol. Pour le blé d'automne et le soja, les rendements ont été plus faibles en SD qu'en LC. Le mode de travail de sol et la fertilisation azotée ont eu peu d'impact sur les rendements d'orge. Il ressort que les rendements de maïs, de blé et de soja étaient plus élevés dans les sols sous labour en comparaison avec ceux en SD.

Tableau 12. Effet du travail de sol et de la fertilisation azotée sur les rendements des cultures au site de l'Assomption

Année	Culture	SD		LC	
		N réduit	N recommandé	N réduit	N recommandé
		----- (kg/ha) -----			
		--			
1995	Orge	1654	1482	1653	1557
1996	Blé d'automne	3572	3638	4157	4042
1997	Soya	1419	1389	2029	1898
1998	Maïs-grain	5360	6348	6055	7220
1999	Maïs-grain	6530	8420	8510	7740
2000	Orge	3970	4010	3800	4020
2001	Soya	2560	2500	3666	3420

## 5. DISCUSSION

De nombreux travaux de recherches ont été réalisés sur le système de SD, menant à différentes conclusions concernant les propriétés de sol et les rendements des cultures. Une portion importante de ces études a été consacrée à la transition du système LC au système SD. Les interactions entre le SD, la rotation et la fertilisation azotée ont aussi fait l'objet de plusieurs études.

Dans cette présente étude, le pH du sol en SD était légèrement inférieur à celui des sols en LC, ce qui est en accord avec les observations faites dans d'autres recherches qui démontraient que le pH du sol est le paramètre chimique le plus rapidement affecté par le SD (Hickman 2002; Motta et al. 2002; Limousin et Tessier 2007). Cette acidification est attribuable en général à la minéralisation de la MOS, à l'effet acidifiant de la nitrification des engrais ammoniacaux et à l'exudation racinaire (Limousin et Tessier 2007). Un chaulage adéquat pourrait être nécessaire pour corriger le pH des sols en SD (Motta et al. 2002). Un labour occasionnel, par exemple, tous les 5 ans, pourrait être également une mesure envisageable pour ralentir l'acidification des couches de surface dans le système SD (Maillard et al. 1994).

Plusieurs études ont rapporté l'accroissement du niveau de carbone suite au passage du LC au SD (Guzman et al. 2006, Sparrow et al. 2006). Dans la présente étude, une légère augmentation des teneurs du sol en C a été observée au site du Campus Macdonald. Généralement, les accumulations importantes de C sont rapportées dans les études qui échantillonnent à des profondeurs inférieures à 10 cm. Nos mesures ont été effectuées sur la couche de 0-20 cm, ce qui expliquerait l'effet faible voire absent en SD dans la présente étude.

Également un nombre important d'études ont montré de grandes différences au niveau des paramètres microbiologiques (respiration, biomasse microbienne, minéralisation et activités enzymatiques) entre le SD et le LC (Carpenter-Boggs et al. 2003). Cependant, les données disponibles proviennent d'études effectuées dans des conditions souvent très différentes de celles du Québec. Dans le présent essai, les effets découlant du LC et du SD sur les activités de la phosphatase et de l'uréase ont varié peu selon les systèmes de travail de sol, mais plutôt en fonction des années, de la fertilisation azotée et de la rotation. Aucune tendance claire liée au mode de travail de sol ne peut être dégagée à partir de ces données. Des travaux effectués sur deux sites au Manitoba indiquent une plus grande activité enzymatique (déshydrogénase, uréase, phosphatase, arylsulfatase, glucosidase et glutaminase) dans le SD et mais seulement pour un seul site (Bergstrom et al. 1998).

Les changements au niveau des propriétés chimiques et microbiologiques suite à l'adoption du SD sont souvent associés à un changement direct ou indirect de propriétés physiques. La MVA est un indicateur important de la compaction du sol. Les données obtenues indiquent une augmentation de ce paramètre dans la couche de surface du système SD. Ces résultats rejoignent ceux de la littérature (Francis et al. 1987; Taser et Metinoglu 2005; Guzman et al. 2006). L'augmentation de la MVA sous la couche de labour dans le système LC a été observée par Rasmussen (1999). D'autres études rapportent une diminution de ce paramètre en SD (Overstreet et al. 2004; Sparrow et al. 2006). Ces effets contradictoires peuvent être attribués à la texture du sol, au contenu en MO et au type d'équipement de labour utilisé. Les résultats de la présente étude indiquent une légère baisse de la porosité totale et une augmentation de la macroporosité dans le système SD. Cependant, sous la couche de travail de sol, le LC affichait des valeurs de porosité plus faibles que le SD. La porosité plus élevée dans le système SD que dans le système LC a été rapportée dans la littérature et est attribuée à l'accroissement de la population et de l'activité de vers de terre (Francis et al. 1988; Hermawan et Cameron 1993; Overstreet et al. 2004). La MVA élevée et la porosité totale réduite ne sont pas limitantes en absence de travail de sol à cause de l'effet de l'activité des racines ou de vers de terre (galeries) qui tendent à augmenter sous SD (Labreuche et Bodet 2001).

Le SD a généralement des effets positifs sur la structure de sol. Les données de cette étude indiquent une plus grande proportion d'agrégats (<2.5 mm) stables à l'eau et une meilleure stabilité des agrégats (DMP) en SD en comparaison au LC. L'absence ou la réduction du travail de sol permettrait d'augmenter la MOS et la biomasse microbienne à la surface du sol, ce qui favoriserait les facteurs d'agrégation biologiques et chimiques (polysaccharides, sucres aminés, lipides, substances humiques, etc). Le SD induirait une augmentation de la quantité et de la diversité des populations fongiques (Jansa 2002). Les mycéliums des champignons consolident directement la structure du sol par enchevêtrement mécanique des particules minérales entre les hyphes et/ou par la résistance mécanique des filaments fongiques aux contraintes physiques (Degens 1997).

Malgré les changements positifs observés dans le SD sur les propriétés du sol les rendements en maïs-grain en SD ont été inférieurs à ceux mesurés en LC dans les 7 premières années. Après cette période de transition, le SD se compare bien au LC. Ces résultats concordent avec ceux de Sturny et al. (2007) qui ont démontré que les rendements en SD dépassent ceux du système LC après sept années d'adaptation. D'autres travaux ont mis en évidence une baisse de rendement au cours des premières années de la pratique de SD (Pedersen et Lauer 2003; Grandy et al. 2006a; Halvorson et al. 2006; Kwaw-Mensah et Al-Kaisi 2006; Malhi et al. 2006; Sparrow et al. 2006). Les plus faibles rendements mesurés en SD seraient associés au ralentissement de la croissance des plantes en début de saison en raison des températures plus froides du sol (Halvorson et al. 2006). Par contre, d'autres études rapportent des effets positifs du SD sur les rendements (Pedersen et Lauer 2003; Temperly et Borges 2006). Cette disparité peut être expliquée par les différences climatiques entre les sites, les espèces végétales et l'utilisation de rotation. Nos résultats indiquent que l'inclusion de soya comme culture de rotation dans le SD permet d'obtenir des rendements supérieurs à ceux de la monoculture de maïs-grain en LC ou en SD.

Les résultats obtenus dans ces essais tendent aussi à montrer que des changements dans les stratégies de fertilisation devraient être opérés lorsqu'une transition au SD s'amorce. En SD, il est nécessaire de tenir compte du type de culture, des éléments nutritifs et de l'historique cultural. En ce qui concerne la fertilisation azotée, à une même dose d'azote, les rendements de maïs-grain, de blé d'automne et de soya ont été plus élevés en LC qu'en SD. L'ensemble des chercheurs s'accordent sur le fait que les processus de minéralisation sont ralentis voire inexistantes au cours de la première partie du printemps en système de SD (Grandy et al. 2006b). La croissance des plantes est donc imputable à la fertilisation azotée de démarrage. Pour le maïs-grain, par exemple, les recommandations actuelles d'engrais azoté en LC basées sur l'obtention de rendement, devront être modifiées en SD pour prendre en compte le plus faible potentiel de rendement et les besoins en N légèrement plus élevés. La forme et le mode d'application de l'engrais azoté sont aussi très importants en SD (Vetsch et Randall 2000). Il existe un risque de perte de N par volatilisation lorsque les engrais comme l'urée ne sont pas incorporés dans le sol. Par ailleurs, les apports de P et de K doivent être repensés après plusieurs années de SD compte tenu de la stratification de ces éléments dans la couche de surface. Une rotation avec des cultures exigeantes en ces éléments pourrait être envisagée pour contrer leur stratification. Un labour occasionnel permettrait également une distribution verticale des éléments nutritifs dans le sol (Omonode et al. 2006).

## 6. CONCLUSION

Cette recherche a montré que le LC et le SD ont des effets différents sur la formation des agrégats et les agrégats stables à l'eau, ainsi que sur la porosité du sol. Même si le SD a amélioré l'agrégation du sol et la stabilité des agrégats de la couche superficielle du sol (0-20 cm) en comparaison avec le LC, la porosité totale était plus faible en SD. Cependant, la macroporosité tendait à être plus importante en SD. Le SD tendait à augmenter les teneurs en C et en N du sol en comparaison avec le LC. Le SD a exercé des effets variables sur les paramètres biologiques du sol. Les niveaux de rendements de maïs-grain, de blé et de soya étaient beaucoup plus élevés en LC qu'en SD dans les premières années. Mais à moyen terme (après 7 ans), les rendements en SD sont équivalents voire supérieurs à ceux du LC. En SD, les rendements de maïs-grain ont répondu positivement à la fertilisation azotée, ce qui suggère qu'un ajustement des apports d'azote serait nécessaire sous ce système. Les résultats obtenus indiquent également que l'intégration d'une légumineuse dans la rotation en SD permettrait des gains substantiels au niveau des rendements de maïs-grain par rapport à une culture continue de maïs en SD.

## RÉFÉRENCES

- Al-Kaisi, M.M. and X. Yin. 2005. Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. *J. Environ. Qual.* 34:437-445.
- Allison, L.E., W.B. Bollen and C.D. Moddie. 1965. Total carbon. Pages 1346-1365 in C. A. Black et al., eds., *Methods of soil analysis*. Agronomy no 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Alvarez, R., C.R. Alvarez and G. Lorenzo. 2001. Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *Eur. J. Soil Biol.* 37:161-166.
- Andersen, A. 2003. Long-term experiments with reduced tillage in spring cereals. II. Effects on pests and beneficial insects. *Crop Protection* 22:147-152.
- Anken, T., J. Heusser, P. Weisskopf, U. Zihlmann, H.-R. Forrer, C. Högger, C. Scherrer, A. Mozafar et W.G. Sturny. 1997. Systèmes de travail du sol - Le semis direct impose des contraintes élevées. *Rapports FAT 501*. 12 p.
- Anken, T., E. Irla, J. Heusser, H. Ammann, W. Richner, U. Walther, P. Weisskopf, J. Nievergelt, P. Stamp, O. Schmid et P. Mäder. 2003. Influence du travail du sol sur la lixiviation des nitrates. *Rapports FAT No 598*. 7p.
- Anken, T., P. Weisskopf, U. Zihlmann, H. Forrer, J. Jansa and K. Perhacova. 2004. Long-term tillage system effects under moist cool conditions in Switzerland. *Soil Tillage Res.* 78:171-183.
- Anken, T., E. Irla, J. Heusser, O. Schmid, P. Mäder, W. Richner, U. Walther, E. Brack et C. Scherrer. 2005. Mise en place et fumure azotée dans les systèmes de cultures biologiques et intégrés. Le sarclage permet de réduire le labour. *Rapports FAT No 639*. 8p.

- Arshad, M.A., A.J. Franzluebbers and R.H Azooz. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in Northwestern Canada. *Soil and Tillage Research* 53:41-47.
- Baggs, E.M., M. Stevensot, M. Pihlatie, A. Regal, H. Cookand G. Cadish. 2003. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil* 254:361-370.
- Balabane, M., C. Chenu, M. Akpa, D. Arrouays, S. Barcay, M. Bertrand, J. Bodet, Y. Brygoo, F. Bureau, D. Cluzeau, T. Decaens, L. Guichard, M. Hedde, S. Houot, J. Labreuche, K. Laval, Y. Le Bissonnais, B. Pawlak, D. Picard, P. Puget, et P. Saulas. 2005. Restauration de fonctions et propriétés des sols de grande culture intensive. Effets de systèmes de culture alternatifs sur les matières organiques et la structure des sols limoneux, et approche du rôle fonctionnel de la diversité biologique des sols. Rapport final du projet Dmostra. Programme GESSOL no A01494, Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Paris
- Balesdent. J., C. Chenu, et M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res.* 53:215-230.
- Beare, M.H., M.L. Cabrera, P.F. Hendrix, and D.C. Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:787-795.
- Barriuso, E., R. Calvet, M. Schiavon et G. Soulas. 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols: transformations et dissipation. *Etude et Gestion des Sols* 3/4:279-296.
- Benjamin, J.G. 1993. Tillage effects on near-surface soil hydraulic properties. *Soil Tillage Res.* 26:277-288.
- Bergstrom, D.W., C.M. Monreal and D.J. King. 1998. Sensitivity of soil enzyme activities to conservation practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1286.1295.
- Blanco-Canqui, H., C.J. Gantzer, S.H. Anderson and B.E. Alberts. 2004. Tillage and crop influences on physical properties for an Epiaqualf. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:567-576.
- Blevins, R.L., G.W. Thomas, M.S. Smith, W.W. Frye and P.L. Cornelius. 1983. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil Till. Res.* 3:135-146.
- Boame, A.K. 2005. Le semis direct: une pratique verte dans les fermes canadiennes. *Statistiques Canada*, No 21-004-XIF, Ottawa. 11 pages.
- Bockus W.W. and J.P. Shroyer. 1998. The impact of reduced tillage on soilborne plant pathogens. *Ann. Rev. Phytopathol.* 3:485–500.
- Boiffin, J. and G. Monnier. 1991. Simplification du travail du sol et érosion hydrique. *Perspectives Agricoles* 162:24-30.

- Bravo, C., J. Torrent, J.V. Giráldez, P. González and R. Ordóñez. 2006. Long-term effect of tillage on phosphorus forms and sorption in a Vertisol of southern Spain. *European Journal of Agronomy* 25:264-269.
- Bremner, J.M. and C.S. Mulvaney. 1982. Total nitrogen. Pages 595-622 in A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney, eds. *Methods of soil analysis*. 2nd ed. Agronomy no 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Carpenter-Boggs, L., P.D. Stahl, M.J. Lindstrom and T.E. Schumacher. 2003. Soil microbial properties under permanent grass, conventional tillage, and no-till management in South Dakota. *Soil and Tillage Research* 71:15-23.
- Carter, M.R. and D.A. Rennie. 1992. Changes in soil quality under zero tillage farming systems: Distribution of microbial biomass and mineralizable C and N potentials. *Can. J. Soil Sci.* 62:581-597.
- Carter, M.R., and G.R. Steed. 1992. The effects of direct-drilling and stubble retention on hydraulic properties at the surface of duplex soils in North-Eastern Victoria. *Australian Journal of Soil Research* 30:505-516.
- Chan K.Y. and D.P. Heenan. 2006. Earthworm population dynamics under conservation tillage systems in south-eastern Australia. *Australian Journal of Soil Research* 44:425-431.
- Chassot A, Stamp P, Richner W (2001) Root distribution and morphology of maize seedlings as affected by tillage and fertilizer placement. *Plant and Soil* 231:123-135.
- Chervet, A., L. Ramseier, W.G. Sturny, P. Weisskopf, U. Zihlmann, M.D. Müller et R. Schafflützel. 2006. Humidité du sol en semis direct et sous labour. *Revue suisse Agric.* 38:185-192.
- Choudhary, M.A., A. Akramkhanov and S. Saggar. 2002. Nitrous oxide emissions from a New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability *Agric. Ecosyst. Environ.* 93:33-43.
- Christensen, B.T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52:345-353.
- Christian, D.G. et T.G. Bacon. 1990. A long-term comparison of ploughing, tine cultivation and direct drilling on the growth and yield of winter cereals and oilseed rape on clayey and silty soils. *Soil and Tillage Research* 18:311-331.
- Conn, J.S. 2006. Weed seed bank affected by tillage intensity for barley in Alaska. *Soil Tillage Res.* 90:156-161.
- Dao, T.H., 1993. Tillage and winter wheat residue management effects on soil water infiltration and storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1586-1595.
- Dao, T.H. 1998. Tillage and crop residue effects on carbon dioxide evolution and carbon storage in a Paleustoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:250-256.

- Daroub, S.H., F.J. Pierce and B.J. and Ellis. 2000. Phosphorus fractions and fate of phosphorus-33 in soils under plowing and no-tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 170-176.
- Datiri, B.C. and B. Lowery. 1991. Effects of conservation tillage on hydraulic properties of a Griswold silt loam soil. *Soil Tillage Res.* 21:257-271.
- Debaeke, P. et D. Orlando. 1994. Simplification du travail du sol et évolution de la flore adventice: conséquences pour le désherbage à l'échelle de la rotation. Pages 35-62 In *Simplification du travail du sol* (eds. G. Monnier, G. Thevenet & B. Lesaffre), Edition INRA, Paris.
- Degens, B.P. 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. *Aust. J. Soil. Res.*, 35: 431-459.
- De Vleeschauwer, D., R. Lal and R. Malafa. 1980. Effects of amounts of surface mulch on physical and chemical properties of an Alfisol from Nigeria. *J. Sci. Food Agric.* 31:730-738.
- Denef, K., J. Six, R. Merckx and K. Paustian. 2004. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:1935-1944.
- Dick, W.A. 1984. Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. *Soil Science Society of America Journal* 48:3:569-574.
- Dick, W.A. and D.M. Jr. Van Doren. 1985. Continuous tillage and rotation combination effect on corn, soybean and oat yields. *Agronomy Journal* 77:459-465.
- Dilly, O, H.-P. Blume and J.C. Munch. 2003. Soil microbial activities in Luvisols and Anthrosols during 9 years of region-typical tillage and fertilisation practices in northern Germany. *Biogeochemistry* 65:319-339.
- Doran, J.W. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils. *Biol. Fertil. Soils* 5: 68-75.
- Dou, F. A. L. Wright and F. M. Hons. 2008. Dissolved and soil organic carbon after long-term conventional and no-tillage sorghum cropping. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39:667-679.
- Evans, D. G. and M.H. Miller. 1990. The role of the external mycelial network in the effect of soil disturbance upon vesicular-arbuscular mycorrhizal colonization of maize. *New Phytologist* 114:65-71.
- Elliott, E.T. and D.C. Coleman. 1988. Let the soil work for us. *Ecol. Bull.* 39:23-32.
- Elliott, E.T., C.A. Palm, D.E. Reuss and C.A. Monz. 1991. Organic matter contained in soil aggregates from a tropical chronosequence: correction for sand and light fraction. *Agric. Ecosyst. Environ.* 34:443-451.
- Fortin, M.-C., P. Rochette and E. Pattey. 1996. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1541-1547.

- Foy, N. 2003. Effet des systèmes de culture sur l'évolution de la structure d'un sol limoneux. Ph.D thesis. Ecole Nationale d'Ingénieur des Travaux Agricoles de Bordeaux, 62p.
- Francis, G.S., K.C. Cameron and R.S. Swift. 1987. Soil physical conditions after six years of direct drilling or conventional cultivation on a silt loam soil in New Zealand. *Aust. J. Soil Res.* 25:517-529.
- Francis, G.S., K.C. Cameron and R.A. Kemp. 1988. A comparison of soil porosity and solute leaching after six years of direct drilling or conventional cultivation. *Aust. J. Soil Res.* 26:637-649.
- Frey S.D., E.T. Elliott and K. Paustian. 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol. Biochem.* 31:573-595.
- Friedel, J.K., J.C. Munch and W.R. Fischer. 1996. Soil microbial properties and the assessment of available soil organic matter in a Haplic Luvisol after several years of different cultivation and crop rotation. *Soil Biology & Biochemistry* 28:479-488.
- Fuentes J.P, M. Flury and D.F. Bezdicek. 2004. Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:1679-1689.
- Gaston, L.A., D.J. Boquet and M.A. Bosch. 2003. Fluometuron sorption and degradation in cores of silt loam soil from different tillage and cover crop systems. *Soil Science Society of America Journal* 67:747-755.
- Germon, J.C., J.C.Taureau and J.M. Thomas. 1994. Effets des méthodes simplifiées de travail du sol sur les transformations de l'azote et leurs conséquences sur le lessivage des nitrates Pages 125-154 In INRA (Ed.) *Simplification du travail du sol*. Paris.
- Gilbert, J. 2004. Crop diseases and reduced tillage. In *Direct Seeding Advantage 2004 Proceedings*, Alberta.
- Grandy, A.S., T.D. Loecke, S. Parr and G.P. Robertson. 2006a. Long-term trends in nitrous oxide emissions, soil nitrogen, and crop yields of till and no-till cropping systems. *J. Environ. Qual.* 35:1487-1495.
- Grandy, A.S., G.P. Robertson and K.D. Thelen. 2006b. Do productivity and environmental trade-offs justify periodically cultivating no-till cropping systems? *Agron. J.* 98:1377-1383.
- Green, V.S., D.E. Stott, J.C. Cruz, N. Curi. 2007. Tillage impacts on soil biological activity and aggregation in a Brazilian Cerrado Oxisol. *Soil & Tillage Research* 92:114121.
- Guérif, J., G. Richard, C. Dürr, J.M. Machet, S. Recous and J.Roger-Estrade. 2001. A review of tillage effects on crop residue management, seedbed conditions and seedling establishment. *Soil Tillage Res.* 61:13-32.

- Guzman, J.G., C.B. Godsey, G.M. Pierzynski, D.A. Whitney and R.E. Lamond. 2006. Effects of tillage and nitrogen management on soil chemical and physical properties after 23 years of continuous sorghum. *Soil & Tillage Research* 91:199-206.
- Hallaire, V., M. Lamandé et D. Heddadj. 2004. Effet de l'activité biologique sur la structure de sols soumis à différentes pratiques culturales. Impact sur leurs propriétés de transfert. *Étude et Gestion des Sols* 11:47-58.
- Halvorson, A.D., A.R. Mosier, C.A. Reule and W.C. Bausch. 2006. Nitrogen and tillage effects on irrigated continuous corn yields. *Agron. J.* 98:63-71.
- Hargrove, W.L. 1985. Influence of tillage on nutrient uptake and yield of corn. *Agron. J.* 77:763-768.
- Hassink, J. 1992. Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. *Biol. Fertil. Soils* 14:126-134.
- Hay, R.K., J.C. Holmes and E.A. Hunter. 1978. The effects of tillage, direct drilling and nitrogen fertiliser on soil temperature under barley crop. *European Journal of Soil Science* 29:174-183.
- Haynes, R. J. & Beare, M. H. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. *Soil Biology & Biochemistry* 29:1647-1653.
- Hermawan, B. and K.C. Cameron. 1993. Structural changes in a silt loam under long-term conventional or minimum tillage. *Soil & Tillage Res.* 26:139-150.
- Hickman, M.V. 2002. Long-term tillage and crop rotation effects on soil chemical and mineral properties. *Journal of Plant Nutrition* 25:1457-1470.
- Hoffmann, C., S. Linden and H.J. Koch. 1996. Influence of soil tillage on net N-mineralization under sugar beet. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159:79-85.
- Holland, E.A. and D.C. Coleman. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology* 68:425-433.
- Hubbard, R.K., W.L. Hargrove, R.R. Lowrance, R.G. Williams and B.G. Mullinix. 1994. Physical properties of a clayey coastal plain soil as affected by tillage. *J. Soil Water Conserv.* 49:27 6-283.
- Jansa, J. 2002. Effect of soil tillage on arbuscular mycorrhizal fungi and on their role in nutrient uptake by crop. Diss. ETH Nr. 14633, Zürich. 198 p.
- Johnston, A. 2002. Fertility issues and long-term no-till. In *Direct seeding Advantage 2002 – Reduced Tillage Linkages*, Alberta.
- Kabir, Z. 2005. Tillage or no-tillage: Impact on mycorrhizae. *Can. J. Plant Sci.* 85: 23-29.
- Kandeler, E., D. Tscherko and H. Spiegel. 1999. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biol. Fertil. Soils* 28:343-351.

- Karamanos, R.E. 2005. Crop Nutrition and Soil Quality Changes in Direct Seeding. In Direct Seeding Advantage November 22-23, Nisku, Alberta.
- Kay, B.D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Adv. Soil Sci.* 12: 1-52.
- Kemper, W.O. and R.C. Roseneau. 1986. Aggregate stability. Pages 511-519 In C.A. Black et al., eds. *Methods of soil analysis*. Agronomy no. 9, Part. 1. American Society of Agronomy Inc., Madison, WI.
- Kessavalou, A., J.W. Doran, A.R. Mosier and R.A. Drijber. 1998a. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat–fallow cropping system. *J. Environ. Qual.* 27:1105-1116.
- Kessavalou, A., A.R. Mosier, J.W. Doran, R.A. Drijber, D.J. Lyon and O. Heinemeyer. 1998b Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *J. Environ. Qual.* 27:1094-1104.
- Kitur, B.K., K.R. Olson, J.C. Siemens and S.R. Philips. 1993. Tillage effects on selected physical properties of Grantsburg silt loam. *Comm. Soil Sci. Plant Analysis* 24:1509-1527.
- Kristensen, H.L., G.W. McCarty and J.J. Meisinger. 2000. Effects of soil structure disturbance on mineralization of organic soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:371-378.
- Kwaw-Mensah, D. and M. Al-Kaisi. 2006. Tillage and nitrogen source and rate effects on corn response in corn–soybean rotation. *Agron. J.* 98:507–513.
- Labreuche, J. et J.M. Bodet. 2001. Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés. Conséquences des techniques de travail du sol. *Perspectives Agricoles* 272:54-57.
- Labreuche, J. 2002. Améliorer les techniques d’implantation. Rapport d’activité. ITCF 2001-2002, 26-27.
- Ladd, J.N., R.C. Foster and J.O. Skjemstad. 1993. Soil structure: carbon and nitrogen metabolism. *Geoderma* 56:401-434.
- Lal, R. 1999. Soil compaction and tillage effects on soil physical properties of a Mollic Ochraqualf in northwest Ohio. *J. Sustain. Agric.* 14:53-65.
- Langlet, B. et J.C.Rémy. 1976. Incidence de la simplification du travail du sol sur la dynamique de l’azote. Pages 189-204 In ITCF (Ed.), *Simplification du travail du sol en production céréalière*, Paris.
- Liebig, M.A., D.L. Tanaka and B.J. Wienhold. 2004. Tillage and cropping effects on soil quality indicators in the northern Great Plains. *Soil & Tillage Research* 78:131-141.
- Limousin, G. et D. Tessier. 2007. Effects of no-tillage on chemical gradients and topsoil acidification. *Soil & Tillage Research* 92:167–174.

- MacKenzie, A.F., M.X. Fan and F. Cadrin. 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.* 27:698-703.
- Maillard, A., J.A. Neyroud et A. Vez, A. 1995. Results of a no-tillage experiment over more than 20 years at Changins. III. Physical properties. *Revue Suisse d'Agriculture* 27:5-10.
- Maillard, A., A. Vez et J.P. Ryser. 1994. Résultats d'un essai de culture sans labour depuis plus de 20 ans à Changins. II. Propriétés chimique du sol. *Revue Suisse Agric.* 26:133-139.
- Malhi, S.S., R. Lemke, Z.H. Wang and B.S. Chhabra. 2006. Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions. *Soil and Tillage Res.* 90:171-183.
- Maurer-Troxler, C., A. Chervet, L. Ramseier, W.G. Sturny and H.-R. Oberholzer. 2006. Biologie du sol après 10 ans de semis direct ou de labour. *Revue suisse Agric.* 38:89-94.
- McGonigle, T.P. and M.H. Miller. 1993. Responses of mycorrhizae and shoot phosphorus of maize to the frequency and timing of soil disturbance. *Mycorrhiza* 4:63-68.
- McGonigle, T.P., M.H. Miller and D. Young. 2004. Mycorrhizae, crop growth, and crop phosphorus nutrition in maize-soybean rotations given various tillage treatments. *Plant and Soil* 210: 210.
- Mestalan, S.A. 2008. Impact of long-term no till and plow on soil properties and soil nutrient cycling. PhD thesis. The Ohio State University.
- Mijangos, I., R. Pérez, I. Albizu and C. Garbisu. 2006. Effects of fertilization and tillage on soil biological parameters. *Enzyme and Microbial Technology* 40:100-106.
- Motta, A.C.V.; D.W. Reeves and J.T. Touchton. 2002. Tillage intensity effects on chemical indicators of soil quality in two coastal plain soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 33:913-932.
- Müller, M.R. Schafflützel, A. Chervet, W. G. Sturny, U. Zihlmann et P. Weiskopf. 2008. Teneurs en humus après onze ans de semis direct ou de labour. *Revue suisse Agric.* 40:5–10.
- Oades, J. M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56:377-400.
- Omonode, R.A., A. Gal, D.E. Stott, T.S. Abney and T.J. Vyn. 2006. Short-term versus continuous chisel and no-till effects on soil carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:419–425.
- Oorts, K. 2006. Effect of tillage systems on soil organic matter stocks and C and N fluxes in cereals cropping systems on a silt loam soil in Northern France, KUL Leuven- INA-PG Paris, 178 p.
- Oorts, K., F. Laurent, B. Mary, P. Thiébeau, J. Labreuche and B. Nicolardot. 2007. Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in northern France. *Soil and Tillage Research* 94: 441-456.

- Overstreet, L.F., G. Hoyt, W. Shi, and M. Wagger. 2004. Comparing biological and structural features of soils under conventional and conservation tillage. Pages 126-134 in D.L. Jordan and D.F. Caldwell, eds. Proceedings of the 26th Southern Conservation Tillage Conference for Sustainable Agriculture. June 8-9, 2004, Raleigh, North Carolina. North Carolina Agricultural Research Service Technical Bulletin No. TB-321.
- Paustian, K., H.P. Collins and E.A. Paul. 1997. Management controls in soil carbon. In Soil Organic Matter in Temperate Ecosystems: Long Term Experiments in North America; Paul, E.A. et al. (eds.), CRC Press: Boca Rotan, Florida, 15-49.
- Pedersen, P. and J.G. Lauer. 2003. Corn and soybean response to rotation sequence, row spacing, and tillage system. *Agron. J.* 95:965-971.
- Peigné, J., B.C. Ball, J. Roger-Estrade and C. david. 2007. Is conservation tillage suitable for organic farming? A review. *Soil Use and Management* 23:129-144.
- Peters, R.D., A.V. Sturz, M.R. Carter and J.B. Sanderson. 2004. Influence of crop rotation and conservation tillage practices on the severity of soil-borne potato diseases in temperate humid agriculture. *Can. J. Soil Sci.* 84:397-402.
- Piovanelli, C., C. Gamba, G. Brandi, S. Simonini and E. Batistoni. 2006. Tillage choices affect biochemical properties in the soil profile. *Soil Tillage Res.*90: 84-92.
- Pulleman, M.M., J. Six, A. Uyl, J.C.Y. Marinissen and A.G. Jongmans. 2005. Earthworms and management affect organic matter incorporation and microaggregate formation in agricultural soils. *Appl. Soil Ecol.* 29:1-15.
- Rasmussen, K.J. 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: a Scandinavian review. *Soil Till. Res.*53:3-14.
- Reicosky D. C. and K.R. Saxton. 2007. Reduced environmental emissions and carbon sequestration. Pages 257-267. In: No-tillage Seeding in Conservation Agriculture. Baker, C. J. and K.E. Saxton (eds.), 2nd edn. FAO and CAB International, Rome.
- Roger-Estrade, J., G. Richard, J. Caneill, H. Boizard, Y. Coquet, P. Defossez and H. Manichon. 2004. Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil Tillage Res.* 79:33-49.
- Roldan, A., J.R. Salinas-Garcia, M.M. Alguacil and F. Caravaca. 2005. Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. *Applied Soil Ecology* 30:11-20.
- Roper, M. M. & Gupta, V. V. S. R. 1995. Management practices and soil biota. *Australian Journal of Soil Research* 33:321-339.
- Roth, C.H., B. Meyer, H.G. Frede and R. Derpsch. 1988. Effect of mulch rates and tillage systems on infiltrability and other soil physical properties of an Oxisol in Parana, Brazil. *Soil Tillage Res.* 11:81-91.

- Sadeghi, A.M., A.R. Isensee and D.R. Shelton. 1998. Effect of tillage age on herbicide dissipation: a side by side comparaison using microplots. *Soil Science*. 163:883-890.
- Salinas-García, J.R., J.J. Velázquez-García, M. Gallardo-Valdez, P. Díaz-Mederos, F. Caballero-Hernández, L.M. Tapia-Vargas and E. Rosales-Robles. 2002. Tillage effects on microbial biomass and nutrient distribution in soils under rain-fed corn production in central-western Mexico, *Soil Till. Res.* 66:143-152.
- SAS Institute, 2001. SAS for windows version 8.02. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- Shipitalo, M.J., W.A. Dick and W.M. Edwards. 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil Tillage. Res.* 53:167-193.
- Shukla, M.K. 2003. Tillage-effects on physical and hydrological properties of a Typic Argiaquoil in Central Ohio. *Soil Sci.* 168:802-811.
- Six, J., H. Bossuyt, S. Degryze and K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates and no-tillage systems. *Soil Tillage Res.* 79:7-31.
- Six, J., C. Feller, K. Denef, S.M. Ogle, J.C.M. Sa and A. Albrecht. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie* 22:755-775.
- Skimore, E.L., J.B. Layton, D.V. Armbrust and M.L. Hooker. 1986. Soil physical properties as influenced by cropping and residue management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 415-419.
- Soltner D. 2000. *Les Techniques Culturelles Simplifiées, Guide d'Agriculture Intégrée*, STA, Sainte-Gemme-sur-Loire, 25p.
- Sparrow, S.D., C.E. Lewis and C.W. Knight. 2006. Soil quality response to tillage and crop residue removal under subarctic conditions. *Soil and Tillage Research* 91:15-21.
- Staricka, J.A., R.R. Allmaras and W.V. Nelson. 1991. Spatial variation of crop residue incorporated by tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:1668-1674.
- Streit, B., S. Rieger, P. Stamp and W. Richter. 2002. The effect of tillage intensity and time of herbicide application on weed communities and populations in maize in central Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92:211-224.
- Strong, D.T., H. De Wever, R. Merckx and S. Recous. 2004. Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system. *Eur. J. Soil Sci.* 55:739-750.
- Sturny, W. G., A. Chervet, C. Maurer-Troxler, L. Ramseier, M. Müller, R. Schafflützel, W. Richner, B. Streit, P. Weisskopf et U. Zihlmann. 2007. Comparaison du semis direct et du labour: une synthèse. *Revue suisse Agric.* 39: 249-254.
- Tabatabai, M. A. 1982. Soil enzymes. Pages 903-947 in A. L. Page, R.H. Miller et D.R. Keeney, eds. *Methods of soil analysis*. Agronomy no 9. ASA, Madison, WI.

- Tarkalson, D.D., G.W. Hergert and G. Cassman. 2006. Long-term effects of tillage on soil chemical properties and grain yields of a dryland winter wheat-sorghum/corn-fallow rotation in the Great Plains. *Agron. J.* 98:26-33.
- Taser, O.F. and F. Metinoglu. 2005. Physical and mechanical properties of a clayey soil as affected by tillage systems for wheat growth. *Acta Agriculturae Scandinavica, B-Soil and Plant Science* 55:186-191.
- Tebrügge, F. and R.A. Düring. 1999. Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Tillage Res.* 53:15-28.
- Temperly, R.J. and R. Borges. 2006. Tillage and crop rotation impact on soybean grain yield and composition. *Agron. J.* 98: 999-1004.
- Tiers, N. 2002. TCS et fonctionnement du sol et des cultures: l'ITCF donne sa version du non-labour. *Cultivar* 543:24-25.
- Torresen, K.S., R. Skuterud, H.J. Tandsaether and M.B. Hagemo. 2003. Long-term experiments with reduced tillage in spring cereals. I. Effects on weed flora, weed seedbank and grain yield. *Crop Protection* 22:185-200.
- Vetsch, J.A. and G.W. Randall. 2000. Enhancing no-tillage systems for corn with starter fertilizers, row cleaners, and nitrogen placement methods. *Agron. J.* 92:309–315.
- Vinten, A.J.A, B.C. Ball, M.F. O'Sullivan, R. Howard, F. Wright, R. Ritchie and J.K. Henshall. 2002. The effects of cultivation method and timing, previous sward and fertilizer level on subsequent crop yields and nitrate leaching following cultivation of long term grazed grass and grass-clover swards. *Journal of Agricultural Science* 139:231-243.
- Vullioud, P. et E. Mercier. 2004. Résultats de 34 ans de culture sans labour à Changins. I. Évolution des rendements. *Revue Suisse Agric.* 36:201-212.
- Vullioud, P. 2007. Rotations des cultures chargées en blé: est-il possible d'en diminuer les inconvénients? *Revue Suisse Agric* 39:15–23.
- Wander, M.M., M.G. Bidart and S. Aref. 1998. Tillage impacts on depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1704-1711.
- Wang, Q., Y. Bai, H. Gao, J. He, H. Chen, R.C. Chesney, N.J. Kuhn and H. Li. 2008. Soil chemical properties and microbial biomass after 16 years of no-tillage farming on the Loess Plateau, China. *Geoderma* 144:502-508.
- West, T.O. and W.M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66:1930-1946.
- Wright, S.F. and R.L. Anderson. 2000. Aggregate stability and glomalin in alternative crop rotations for the central Great Plains, *Biol. Fertil. Soils* 31:249-253.

- Wu, L., J.B.Swan, W.H. Paulson and G.W. Randall. 1992. Tillage effects on measured soil hydraulic properties. *Soil Tillage Res.* 25:17-33.
- Zablotowicz, R.M., M.A. Locke, L.A. Gaston and C.T. Bryson. 2000. Interactions of tillage and soil depth on fluometuron degradation in a Dundee silt loam soil. *Soil & Tillage Research* 57:61-68.
- Zhang, M., S. Sparrow, C. Lewis and C. Knight. 2007. Soil properties and barley yield under a twenty-years experiment of tillage, straw management and nitrogen application rate in the sub-arctic area of Alaska. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 57:374-382.
- Zihlmann, U, P. Weisskopf, M.D. Müller, R. Schafflützel, A. Chervet et W.G. Sturny. 2006. Dynamique de l'azote dans les sols sous semis direct ou sans labour. *Revue suisse Agric.* 38:262-268.