

## Partie 5

# Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturales Sans Labour (TCSL) en France

## Assessment of the environmental impact of non-inversion tillage methods in France

Impacts des TCSL sur les transferts de Produits Phytosanitaires  
Impacts des TCSL sur la pression parasitaire  
Impacts des TCSL sur les gaz à effet de Serre  
Impacts des TCSL sur les gaz à effet de Serre – Carbone  
Impacts des TCSL sur les gaz à effet de serre – Oxydes  
Impacts des TCSL sur les gaz à effet de serre – Bilans  
Impacts des TCSL sur la qualité des sols et la biodiversité  
Diagnostic appliqué à trois cas d'étude

juillet 2007

Etude réalisée par ARVALIS - Institut du végétal, AREAS, INRA de Dijon, AgroParisTech – INRA de Paris-Grignon

Coordination technique : Christine SCHUBETZER, Guillaume BASTIDE et Isabelle FEIX – Direction Déchets et Sols – ADEME (Angers)



ARVALIS  
Institut du végétal



INRA



CETIOM  
Centre Technique Interprofessionnel  
des Étudiants Agronomes



**Remerciements** : LABREUCHE J - LE SOUDER C - CASTILLON P - REAL B. (ARVALIS), OUVRY J.F.(Institut du végétal), GERMON J.C (AREAS) de TOURDONNET S (INRA de Dijon, AgroParisTech – INRA de Paris-Grignon)

**Référence de l'étude dans un travail bibliographique :**

LABREUCHE J., LE SOUDER C., CASTILLON P., OUVRY J.F., REAL B., GERMON J.C., de TOURDONNET S. (coordinateurs), 2007. Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Cultureles Sans Labour en France. ADEME-ARVALIS Institut du végétal-INRA-APCA-AREAS-ITB-CETIOM-IFVV. 400 p. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51256&p1=00&p2=11&ref=17597>

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

**L'ADEME en bref**

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables, et du ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. Elle participe à la mise en oeuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. L'agence met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public et les aide à financer des projets dans cinq domaines (la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit) et à progresser dans leurs démarches de développement durable.

[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)

Personnes ayant contribué à ces travaux :

Groupe	Animation, Participants
Introduction	Thevenet G. (ARVALIS - Institut du végétal)
Terminologies Pratiques	Labreuche J. (ARVALIS - Institut du végétal), Viloingt T. (ARVALIS - Institut du végétal), Jouy L. (ARVALIS - Institut du végétal), Roger-Estrade J. (AgroParisTech-INRA), Boizard H. (INRA de Laon-Reims-Mons), Daouze J.P. (CA51), Ganteil A. (APCA), Quéré L. (CETIOM), Duval R. (ITB), Caboulet D. (IFVV)
Synthèse par milieu	Labreuche J. (ARVALIS - Institut du végétal), de Tourdonnet S. (AgroParisTech-INRA), Germon J.C. (INRA de Dijon), Ouvry J.F. (AREAS), Le Souder C. (ARVALIS - Institut du végétal), Castillon P. (ARVALIS - Institut du végétal), Réal B. (ARVALIS - Institut du végétal), Félix I. (ARVALIS - Institut du végétal), Duval R. (ITB), Galiene J. (APCA), Quéré L. (Cetiom)
Azote	Le Souder C. (ARVALIS - Institut du végétal), Malaval C. (ARVALIS - Institut du végétal), Laurent F. (ARVALIS - Institut du végétal), Castillon P. (ARVALIS - Institut du végétal), Gillet J.P. (ARVALIS - Institut du végétal), Nicolardot B. (INRA de Laon-Reims-Mons), Genermon S. (INRA de Paris-Grignon), Lebreton J.C. (CA53), Réau R. (CETIOM)
Phosphore	Castillon P. (ARVALIS - Institut du végétal), Malaval C. (ARVALIS - Institut du végétal), Dorioz J.M. (INRA de Thonon), Hanocq D. (CA29)
Erosion	Ouvry J.F. (AREAS), Bonafos A. (AREAS), Labreuche J. (ARVALIS - Institut du végétal), Le Bissonnais Y. (INRA de Montpellier), Martin P. (AgroParisTech-INRA), Darboux F. (INRA d'Orléans), Delaunoy A. (CA81), Heddadj D. (CRA de Bretagne), Luce M. (CA80), Ancelin O. (CA80), Derancourt F. (CA62), Duval R. (ITB), Caboulet D. (IFVV)
Produits phytosanitaires	Réal B. (ARVALIS - Institut du végétal), Malaval C. (ARVALIS - Institut du végétal), Bonin L. (ARVALIS - Institut du végétal), Labreuche J. (ARVALIS - Institut du végétal), Barriuso E. (INRA de Paris-Grignon), Benoit P. (INRA de Paris-Grignon), Bedos C. (INRA de Paris-Grignon), Koller R. (ARAA-CA67), Heddadj D. (CRA de Bretagne), Quéré L. (CETIOM), Cariolle M. (ITB)
Effet de serre	Germon J.C. (INRA de Dijon), Metay A. (ISTOM), Lellahi A. (ARVALIS - Institut du végétal), Félix I. (ARVALIS - Institut du végétal), Labreuche J. (ARVALIS - Institut du végétal), Nicolardot B. (INRA de Laon-Reims-Mons), Gabrielle B. (INRA de Paris-Grignon), Mary B. (INRA de Laon-Reims-Mons), Arrouays D. (INRA d'Orléans), Martin M. (INRA d'Orléans), Ganteil A. (APCA), Deseaux S. (CA45), Réau R. (CETIOM)
Qualité des sols et biodiversité	de Tourdonnet S. (AgroParisTech-INRA), Chenu C. (AgroParisTech-INRA), Straczek A. (AgroParisTech-INRA), Cortet J. (ENSAIA), Félix I. (ARVALIS - Institut du végétal), Gontier L. (IFVV), Heddadj D. (CRA de Bretagne), Labreuche J. (ARVALIS - Institut du végétal), Laval K. (ESITPA), Longueval C. (CRA Midi Pyrénées), Richard G. (INRA d'Orléans), Tessier D. (INRA de Versailles)
Etudes de cas	Labreuche J. (ARVALIS - Institut du végétal), Longueval C. (CRA Midi Pyrénées), Gillet J.P. (ARVALIS - Institut du végétal), Réal B. (ARVALIS - Institut du végétal), Lebreton J.C. (CA53), Germon J.C. (INRA de Dijon), Ouvry J.F. (AREAS), Le Souder C. (ARVALIS - Institut du végétal), Castillon P. (ARVALIS - Institut du végétal), Duval R. (ITB), Galiene J. (APCA), Bastide G. (ADEME), Felix I. (ARVALIS - Institut du végétal), de Tourdonnet S. (AgroParisTech-INRA)
Conclusion	Stengel P. (INRA)

ADEME = Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

AgroParisTech = Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (Engref-Ensia-INA-PG)

APCA = Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture

ARAA-CA67 = Association de la Relance Agronomique en Alsace – Chambre d'Agriculture du Bas-Rhin

AREAS = Association Régionale de l'Etude et de l'Aménagement des Sols

ARVALIS - Institut du végétal

CA 29 = Chambre d'Agriculture du Finistère

CA 45 = Chambre d'Agriculture du Loiret

CA 51 = Chambre d'Agriculture de la Marne

CA 53 = Chambre d'Agriculture de la Mayenne

CA 62 = Chambre d'Agriculture du Pas-de-Calais

CA 80 = Chambre d'Agriculture de la Somme

CA 81 = Chambre d'Agriculture Tarn

CETIOM = Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains

CRA de Bretagne = Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne

CRA Midi Pyrénées = Chambre Régionale d'Agriculture du Midi-Pyrénées

ENSAIA =Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires

ESITPA = Ecole d'Ingénieur en Agriculture

IFVV = Institut Français du Vin et de la Vigne (Ex ITV et ENTAV)

INRA = Institut National de la Recherche Agronomique

ISTOM = Ecole d'Ingénieur d'Agro-développement International

ITB = Institut Technique de la Betterave

## Sommaire

### Impacts des TCSL sur les transferts de produits phytosanitaires

I. Comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement	11
1. Contamination de la ressource en eau par les produits phytosanitaires	11
1.1 Origine des pollutions : pollutions ponctuelles et pollutions diffuses	11
1.2 Contamination des eaux superficielles	11
1.3 Contamination des eaux souterraines	12
2. Comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement	13
2.1 Devenir des produits phytosanitaires dans le sol	13
2.2 Le transfert des produits phytosanitaires	14
II. Analyse bibliographique	16
1. Présentation de la méthode de recherche	16
2. Exemple d'une fiche de lecture	16
2.1 Système étudié	16
2.2 Dispositif expérimental et événements climatiques entourant l'application	17
2.3 Résultats	17
2.4 Remarques et conclusions	18
III. Synthèse sur l'impact du travail du sol sur les transferts	19
1. Quelques études sans effet significatif du travail du sol sur les transferts d'herbicide	19
2. Etudes du travail du sol sur la lixiviation	19
3. Influence du travail du sol sur les transferts par drainage	20
4. Influence du travail du sol sur les transferts par ruissellement hortonien	21
5. Influence du travail du sol sur les transferts par volatilisation	22
6. Conclusion sur les différentes influences de travail du sol sur les transferts	23
IV. Les facteurs explicatifs	23
1. La formation de circuits préférentiels ou continuité porale de surface vers la profondeur	23
2. Les résidus de culture en surface et la matière organique	24
3. Augmentation du taux de matière organique et adsorption	25
4. Matière organique, humidité du sol, activité biologique et dégradation	26
5. Effet des couverts végétaux	26
6. Impact du travail du sol sur la volatilisation	27
7. Conclusion	27
7.1 Impacts positifs et négatifs par rapport aux milieux	27

7.2 Techniques simplifiées et ruissellement.....	28
7.3 Techniques simplifiées et drainage .....	28
7.4 Techniques simplifiées et lixiviation .....	28
Références bibliographiques.....	30

## **Impacts des TCSL sur la pression parasitaire**

I. Introduction.....	33
II. Les techniques culturales sans labour et le désherbage.....	33
1. Les techniques culturales sans labour et les mauvaises herbes .....	33
2. Les techniques culturales sans labour et le désherbage .....	34
2.1 Les techniques culturales sans labour et les pratiques de désherbage .....	34
2.2 Les techniques culturales sans labour et l'efficacité du désherbage .....	36
III. Les techniques culturales sans labour et les phénomènes de résistance .....	37
IV. Les techniques culturales sans labour et le coût du désherbage .....	38
V. Les techniques culturales sans labour et les maladies.....	38
VI. Les techniques culturales sans labour et insectes ravageurs.....	40
VII. Conclusion.....	41
Références bibliographiques .....	42

## **Impacts des TCSL sur les gaz à effet de Serre**

I. L'effet de serre et ses différentes composantes .....	44
II. Les poids respectifs des émissions de gaz carbonique, de méthane et d'oxydes d'azote dans l'effet de serre .....	45
III. Les TCSL et le bilan « effet de serre » des systèmes de production agricole .....	47
Références bibliographiques .....	48

## **Impacts des TCSL sur les gaz à effet de Serre - Carbone**

I. Concepts et définitions .....	49
1. Le stockage de carbone : équivalent aux flux de C-CO <sub>2</sub> dans le bilan Gaz à Effet de Serre (GES).....	49
2. Localisation du C, formes et devenir dans le sol.....	50
3. Origine du stockage et mécanismes mis en jeu.....	50
3.1 Effet du non-labour.....	50
3.2 Effet des résidus organiques (résidus de cultures après récolte et résidus de cultures intermédiaires)..	51
4. Durabilité du stockage de C.....	52

5. Importance des pratiques culturales sur le cycle du carbone dans le système sol-plante-atmosphère.....	<b>53</b>
6. Méthodologie d'évaluation du stockage : mesures à partir des « stocks de carbone » du système sol-plante.....	<b>54</b>
6.1 Estimation des teneurs en carbone et des densités apparentes .....	54
6.2 Profondeur du travail et masse de sol équivalente .....	54
6.3 Pas de temps : approches synchronique et diachronique et période de prélèvement .....	55
II. Estimation du potentiel de stockage de carbone par les TCSL .....	<b>56</b>
1. Estimation du potentiel de stockage dans la littérature internationale .....	<b>56</b>
2. Synthèse des résultats disponibles au niveau du territoire français .....	<b>57</b>
2.1 En approche diachronique .....	58
2.2 En approche synchronique.....	59
III. Discussion sur le potentiel de stockage de carbone des TCSL.....	<b>63</b>
1. D'où vient le carbone nouvellement stocké ?.....	<b>63</b>
2. Quel devenir pour ce carbone nouvellement stocké et quel potentiel de stockage ?....	<b>63</b>
3. Apports de la modélisation.....	<b>64</b>
IV. Conclusion et perspectives.....	<b>66</b>
Références bibliographiques .....	<b>67</b>

## **Impacts des TCSL sur les gaz à effet de serre - Oxydes**

I. Les mécanismes de production de méthane et d'oxydes d'azote par le sol et leur régulation .....	<b>78</b>
II. L'effet du mode de travail du sol sur les émissions de méthane et d'oxydes d'azote...	<b>79</b>
1. Les émissions de méthane .....	<b>79</b>
2. Les émissions de protoxyde d'azote.....	<b>81</b>
3. Les émissions de monoxyde et dioxyde d'azote (NOx) .....	<b>84</b>
III. Conclusion.....	<b>85</b>
Références bibliographiques .....	<b>86</b>

## **Impacts des TCSL sur les gaz à effet de serre - Bilans**

I. Les bilans énergétiques et de gaz à effet de serre.....	<b>89</b>
1. Le bilan énergétique .....	<b>89</b>
2. Le bilan des émissions de gaz à effet de serre.....	<b>89</b>
II. Impact des TCSL sur la consommation de carburant.....	<b>90</b>
III. Calcul de l'impact des TCSL sur les bilans énergétiques et de gaz à effet de serre ....	<b>91</b>

1. Itinéraires mis en oeuvre.....	92
2. Stockage de carbone dans les sols .....	92
3. Emissions de N <sub>2</sub> O.....	92
4. Emissions de CH <sub>4</sub> .....	92
5. Bilan au niveau du sol.....	93
6. Consommation de carburant.....	94
7. Bilan énergétique.....	94
8. Bilan de gaz à effet de serre .....	95
IV. Impact du décompactage sur les bilans énergétiques et de GES .....	96
V. Impact des cultures intermédiaires sur les bilans énergétiques et de GES.....	97
VI. Conclusion.....	99
Références bibliographiques .....	102

## **Impacts des TCSL sur la qualité des sols et la biodiversité**

I. Introduction : objectifs et méthodes.....	103
II. Impact des TCSL sur le fonctionnement du sol.....	105
1. Interactions entre processus, propriétés et constituants du sol sous l'effet des TCSL	105
2. Impact des TCSL sur la matière organique du sol.....	107
3. Impact des TCSL sur la structure du sol.....	107
4. Impact des TCSL sur les flux dans le sol.....	107
5. Impact des TCSL sur les propriétés physico-chimiques du sol.....	108
6. Impact des TCSL sur la biocénose .....	108
III. Impact des TCSL sur les indicateurs de qualité du sol.....	110
1. Constituants organiques .....	110
1.1 Teneur en matière organique (cf annexe 1).....	110
1.2 Stratification de la matière organique (cf annexe 1).....	112
1.3 Qualité de la matière organique (cf annexe 2) .....	112
2. Propriétés physiques .....	113
2.1 Etat structural .....	113
2.2 Comportement physique des sols .....	118
2.3 Flux d'eau (cf annexe 8).....	120
2.4 Flux d'air (cf annexe 8).....	121
2.5 Flux de chaleur .....	121
3. Propriétés physico chimiques .....	121
3.1 pH .....	121



3.2 CEC et taux de saturation du complexe d'échange ..... 122

3.3 Teneur en macroéléments ..... 122

3.4 Teneur en oligo-éléments et métaux..... 123

4. Constituants biologiques.....124

4.1 Flore ..... 124

4.2 Faune ..... 124

4.3 Microorganismes ..... 126

IV. Conclusion.....128

Références bibliographiques ..... 131

## **Diagnostic appliqué à trois cas d'étude**

I. Objectifs et méthode.....	145
II. Exemple d'une exploitation des Pays de la Loire .....	145
1. Présentation du contexte local.....	145
2. Impacts environnementaux des TCSL.....	147
3. Conclusion.....	152
III. Exemple d'une exploitation de Champagne Berrichonne.....	153
1. Présentation du contexte local.....	153
2. Impacts environnementaux des TCSL.....	154
3. Conclusion.....	159
IV. Exemple d'une exploitation de Midi-Pyrénées.....	160
1. Présentation du contexte local.....	160
2. Impacts environnementaux des TCSL .....	161
3. Conclusion.....	165
V. Conclusion et perspectives.....	166
<b>Conclusion de l'étude.....</b>	<b>166</b>

# Impacts des TCSL sur les transferts de Produits Phytosanitaires

## I. Comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement

### 1. Contamination de la ressource en eau par les produits phytosanitaires

Les produits phytosanitaires, tout comme d'autres substances (métaux lourds, nitrates ...) ne sont pas « neutres » vis à vis de la santé humaine et de l'environnement. Les pouvoirs publics ont, en conséquence, établi une réglementation stricte destinée à garantir l'efficacité des produits tout en préservant l'environnement. Car, le risque de pollution existe tout au long de la manipulation des produits et peut entraîner une contamination des eaux superficielles et souterraines, de l'air ou une accumulation dans le sol..

#### 1.1 Origine des pollutions : pollutions ponctuelles et pollutions diffuses

On distingue deux types de contamination des eaux par les produits phytosanitaires :

- ◆ Les pollutions ponctuelles (ou accidentelles)

Ces pollutions sont le plus souvent générées par des erreurs de manipulation ou une utilisation maladroite des composés, dont les effets toxiques ne sont pas suffisamment connus par les utilisateurs (Belamie *et al.*, 1997). Elles se caractérisent par des concentrations élevées atteignant plusieurs milligrammes par litre. Les effets sont facilement identifiables et sont révélés par la mortalité brutale d'organismes aquatiques, la formation de mousse, un changement de couleur de l'eau ou encore la diffusion d'odeurs nauséabondes.

Les études réalisées au cours de ces dernières années montrent que les pollutions ponctuelles sont importantes. Ainsi, entre 1980 et 1990, une enquête menée par l'Agence de l'Eau Seine Normandie a répertorié 331 incidents de contamination. Il apparaît que dans 60 % des cas les pollutions sont dues à une mauvaise utilisation du pulvérisateur pendant le remplissage et à des rejets de fonds de cuve et d'eaux de rinçage..

- ◆ Les pollutions diffuses

Elles font suite à une application phytosanitaire sur une culture ou un espace non cultivé. La pollution va ensuite dépendre de la combinaison de facteurs complexes tels que les propriétés du produit (dose appliquée, paramètres physico-chimiques...), le type de milieu (type de sol, activités microbienne, drainage...), le climat mais aussi la période d'application. Ainsi, il est très difficile de quantifier de manière générale l'importance de chaque facteur dans l'étude d'une pollution diffuse par un produit phytosanitaire. C'est pourquoi, ces pollutions n'ont pas en général des effets visibles (mortalité) et ne sont mises en évidence que par un suivi régulier de la qualité de l'eau ou de l'air. De manière générale, il apparaît, contrairement aux pollutions ponctuelles, que les concentrations sont faibles mais réparties sur de grandes surfaces (nappes...).

Des résultats expérimentaux existent concernant les ordres de grandeur et l'amplitude des pertes dans des conditions variées de culture, de sol et de climat. Une étude réalisée sur la station Arvalis de la Jaillière (44) a permis d'évaluer la contamination d'une rivière par un herbicide racinaire. Si l'on se place dans les pires cas possibles de transfert (parcelle drainée, proximité d'un cours d'eau,...) et si l'on considère la dose appliquée.

- ◆ 4% pourrait atteindre par dérive de pulvérisation un cours d'eau situé à 1 m de la parcelle traitée au premier passage du pulvérisateur (en considérant de bons réglages, un temps calme et des buses classiques) ;
- ◆ 0,5% par drainage ;
- ◆ 0,5% par ruissellement.

#### 1.2 Contamination des eaux superficielles

Les produits phytosanitaires peuvent être entraînés de deux manières de la parcelle vers les eaux de surface, sans considérer la contamination directe (pollutions ponctuelles). Il s'agit du ruissellement et de l'infiltration aboutissant au réseau de drainage.

Les molécules le plus souvent détectées sont les herbicides. Leur concentration dans les eaux est très souvent supérieure aux normes en vigueur pour la potabilisation et dépasse, parfois, les teneurs relevées dans les eaux souterraines (Patty, 1997).

Les périodes de forte contamination des eaux superficielles correspondent au moment où les traitements sont les plus pratiqués (printemps, été, automne). Les pics de concentration apparaissent alors à la suite

d'épisodes pluvieux survenus après le traitement. En revanche, en fin d'automne et en hiver, les teneurs en produits phytosanitaires sont relativement faibles. Cette période de l'année est généralement très pluvieuse et entraîne un effet de dilution, ajouté à l'éloignement de la date d'application. Cependant, ce constat n'est pas représentatif de la diversité des produits retrouvés dans les eaux de surface. Certains d'entre eux sont justement retrouvés à leur plus forte teneur dans les périodes hivernales. C'est le cas de l'atrazine.

De nombreux suivis de la qualité des eaux de surface sont entrepris dans les régions françaises depuis quelques années. En région Centre, de 1992 à 1996, 53 points de prélèvements ont été répartis sur 43 rivières. Les résultats montrent que 54% des analyses ont des teneurs supérieures à 0,5µg/l, toutes matières actives confondues. La Bretagne n'est pas épargnée par les concentrations élevées en produits phytosanitaires dans les rivières. L'atrazine et ses métabolites, ainsi que l'isoproturon, sont les principaux herbicides retrouvés dans les rivières bretonnes. Au-delà des pics de concentration détectés à certaines périodes de l'année (printemps pour les triazines et hiver pour les urées), un bruit de fond plus ou moins élevé en triazine est observé dans ces rivières. Cela montre le caractère chronique de cette pollution et les difficultés techniques et économiques importantes occasionnées pour la production d'eau potable.

Remarque : une concentration de 0,1 µg/l retrouvée dans une rivière revient à retrouver un gramme de matière active dans 10000 m<sup>3</sup> d'eau, ce qui représente un étang d'une surface d'un hectare et d'un mètre de profondeur.

### 1.3 Contamination des eaux souterraines

La pollution des eaux souterraines est fonction du transfert des produits phytosanitaires par infiltration au travers du sol et du sous-sol. La rapidité du transfert va dépendre du type de nappe (libre ou captive) et du mode de circulation de l'eau dans l'aquifère. En effet, les polluants transportés par les eaux d'infiltration doivent franchir de nombreux obstacles qui participent à leur dégradation : le sol, la zone non saturée, la zone saturée. Mais, ils vont être également favorisés par de nombreux aménagements et pratiques : forages, gravières, mauvaise imperméabilisation des surfaces, remembrement,...

Ainsi, les résultats d'études réalisées en France sur différents points de captage montrent que les produits phytosanitaires peuvent être régulièrement retrouvés dans les eaux souterraines. Sur le bassin Loire Bretagne, les substances les plus fréquemment rencontrées sont des herbicides qui appartiennent aux familles des triazines et des urées substituées. Les niveaux de contamination sont moins élevés que les eaux superficielles, les valeurs étant souvent comprises entre 0,1 et 0,5 µg/l (Dubois de la Sablonnière, 2000).

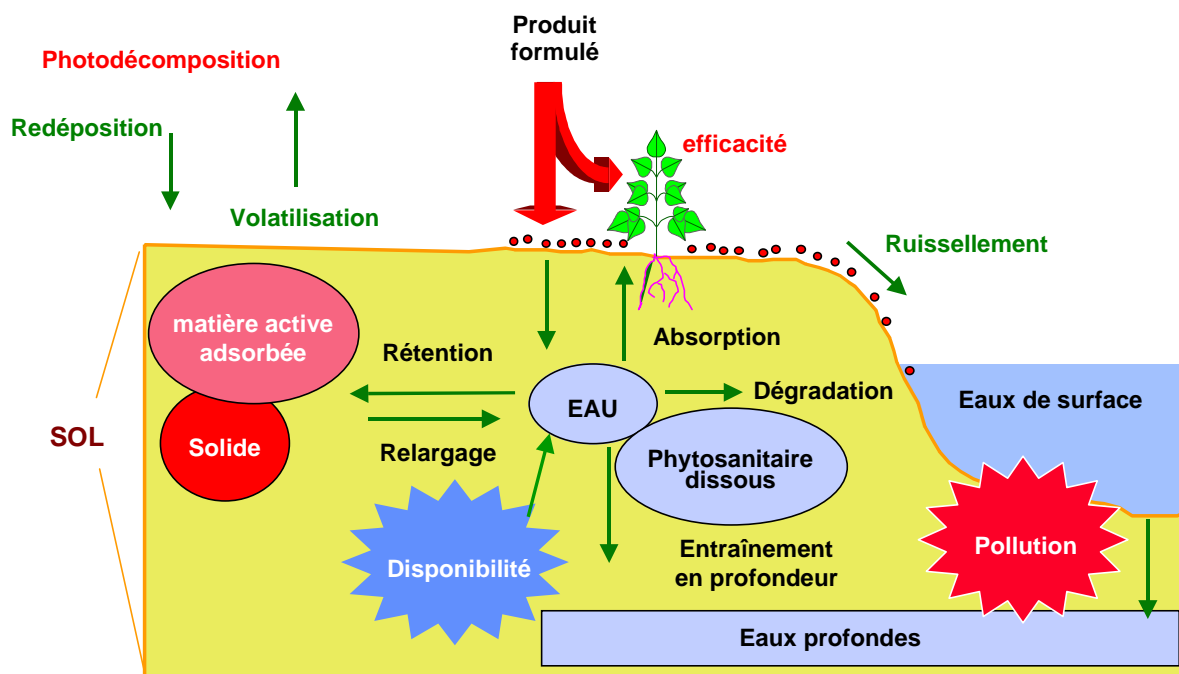
Sur le bassin parisien, la nappe de la craie apparaît faiblement contaminée mais la présence de substances est largement représentée. Sur la période 1990-1995, 16% des captages exploitant la nappe ont connu des dépassements de la norme pour l'atrazine. Le rapport IFEN 2003 -2004 paru en août 2006 indique que des détections de pesticide ont été réalisées dans 61 % des points interprétables du réseau de suivi de la qualité des eaux souterraines et dans 96 % des points du réseau eaux superficielles.

Par ailleurs, de nombreuses études expérimentales, dans la Beauce et la Marne entre autre, montrent que les pollutions ponctuelles (rejets de fonds de cuve, nettoyage des pulvérisateurs, traitement à proximité des captages...) sont susceptibles de jouer un rôle important dans la contamination des nappes.

Il est important également de rappeler le lien étroit qu'il peut y avoir entre les nappes et les eaux de surface. En effet, les relations nappe-rivière sont à prendre en compte car elles jouent un rôle majeur dans les concentrations observées dans les eaux superficielles, en dehors des périodes d'application des phytosanitaires (Mouvet, 2000).

## 2. Comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement

Figure 1 : Représentation schématique des processus impliqués dans le devenir des produits phytosanitaires dans les sols (Barriuso et al., 1996)



Les produits phytosanitaires, une fois appliqués sur la culture, vont être soumis à divers phénomènes de dégradation et de dissémination dans l'environnement : volatilisation, transferts associés à la circulation de l'eau (ruissellement, infiltration...), rétention dans la phase solide du sol, transformation biologique et chimique (cf. figure n°1 : Représentation schématique des processus impliqués dans le devenir des produits phytosanitaires dans les sols – Barriuso et al., 1996).

### 2.1 Devenir des produits phytosanitaires dans le sol

Les matières actives vont subir des processus d'immobilisation (rétention) ou de transformation (dégradation) suite à leur application. De manière générale, ce sont les herbicides, et particulièrement ceux de pré-levée, qui sont retrouvés dans les sols car là est leur domaine d'action. Les fongicides et insecticides sont généralement appliqués sur le végétal, mais on estime que 40 à 60 % des quantités de substances actives appliquées en végétation rejoignent le sol.

#### 2.1.1 Rétention des composés dans le sol

Ce processus représente le transfert d'un composé de la phase liquide ou gazeuse vers la phase solide, dû à des phénomènes réversibles (adsorption - désorption) ou irréversibles (Belamie *et al.*, 1997). L'affinité de la substance pour le sol va dépendre de nombreux facteurs tels que les caractéristiques physico-chimiques de la molécule, celles du sol (taux d'argiles, oxydes, constituants organiques, pH...) et du climat (températures, teneur en eau du sol...).

L'adsorption est définie comme la fixation, par des interactions physico-chimiques, des molécules en solution sur la surface des solides. Les constituants du sol possédant une haute capacité d'adsorption sont les composés minéraux (oxydes, hydroxydes, argiles) et organiques (matière organique en voie de décomposition...).

La désorption correspond à la remise en solution des substances adsorbées. Elle peut être très lente, le processus va dépendre du temps passé au contact de l'agrégat et de la nature de ce dernier. Les molécules désorbées vont être à nouveau disponibles pour les plantes ou dégradées, transportées et même ré-adsorbées sur d'autres constituants.

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 (Barriuso *et al.*, 1997).

### 2.1.2 Dégradation des molécules

La dégradation dans les sols est liée à de nombreux facteurs physico-chimiques et biologiques. S'agissant des produits phytosanitaires, la biodégradation est le processus de transformation majoritaire. Dans tous les cas, elle aboutit à la libération de composés minéraux (H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>...) lorsqu'elle est totale et, à la formation de métabolites quand elle est partielle. Les métabolites ont une modification de leur structure chimique par rapport aux molécules mères, avec différentes propriétés physico-chimiques et pouvant dans certains cas être plus toxiques que les composés parentaux.

*La dégradation physico-chimique* est régie principalement par deux types de réactions : les réactions photochimiques (photodégradation) et l'hydrolyse. La photodécomposition par les ultraviolets affecte les molécules situées à la surface du sol, de l'eau, des végétaux ou dans les premiers centimètres de sol. Elle aboutit à une dégradation irréversible des molécules grâce à des réactions induites par l'énergie lumineuse.

Les réactions d'hydrolyse et d'oxydation sont des dégradations catalytiques qui ont lieu à la surface des argiles et de la matière organique.

*La dégradation biologique*, à travers l'action des micro-organismes, est complémentaire de l'action physico-chimique. Certains micro-organismes dégradent totalement les matières actives pour leur croissance, ce sont des métabolisants. D'autres ne dégradent pas complètement les molécules et ont besoin d'un autre substrat pour leur développement, ce sont des co-métabolisants. Ils possèdent une grande capacité d'adaptation et de mutation qui leur permet d'agir dans des conditions variées et sur un large spectre de produits.

## 2.2 Le transfert des produits phytosanitaires

Les principales voies de dissipation des produits phytosanitaires hors de la parcelle sont la volatilisation, le ruissellement et la lixiviation (infiltration). L'entraînement des matières actives peut se réaliser sous forme gazeuse (volatilisation), solide (érosion) ou liquide (ruissellement et infiltration).

### 2.2.1 Le transfert par volatilisation

Les pertes par volatilisation sont difficilement évaluables et très variables selon les spécialités commerciales. Ces pertes ont lieu pendant la pulvérisation mais aussi après le traitement, une fois que les produits se sont déposés sur le sol et les plantes. Elles peuvent constituer pour certains produits un mode de transfert important dans l'environnement. D'après Barriuso *et al.* (1996), la volatilisation est de l'ordre de 1% pour l'atrazine et peut atteindre 90% pour certains produits phytosanitaires (organochlorés...) dans des conditions particulières.

### 2.2.2 Le transfert par infiltration

L'infiltration vers les eaux souterraines représente près de 23% des eaux de pluie pour une année moyenne, en France. L'infiltration correspond à la pénétration de l'eau dans les différents horizons du sol pour atteindre les nappes d'eaux souterraines.

L'eau est avant tout stockée dans les microporosités du sol qui constitue la réserve en eau « utile », que la végétation va pouvoir utiliser. L'autre partie de l'eau, soumise aux forces de gravité, transite dans le sol par les macropores. La capacité d'infiltration du sol va ensuite dépendre de ses propriétés physiques (texture et densité), de la nature et de la densité du couvert végétal, des précipitations. Ainsi, plus un sol sera argileux, plus sa capacité à stocker de l'eau sera importante (forte porosité), mais moins il permettra l'infiltration (faible perméabilité).

D'autre part, les propriétés de la roche mère vont avoir un rôle déterminant dans le cheminement de l'eau. Selon Le Bissonnais et Papy (1997), s'agissant des phénomènes érosifs, les aquifères sensibles à la turbidité sont ceux dans lesquels s'est développé un réseau de drains (bétoires...) en relation avec la surface, permettant la circulation rapide des eaux en périodes de crue. C'est le cas des aquifères fissurés et karstiques.

Ainsi, la mobilité des produits phytosanitaires est déterminée par la conjugaison des propriétés du sol, du sous-sol et des molécules. Ce sont les molécules solubles dans l'eau ou très faiblement adsorbées qui sont essentiellement transportées.

### 2.2.3 Le transfert par ruissellement

Même si les pertes par ruissellement sont moins importantes en volume que l'infiltration, les transferts de produits phytosanitaires peuvent être bien plus importants. En effet, lors d'un ruissellement :

- ♦ le temps de transfert est court car la vitesse des écoulements est supérieure à celle de l'infiltration de l'eau ;

- ♦ les produits appliqués en surface sont en contact immédiat avec l'eau qui ruisselle (CORPEN, 1999).

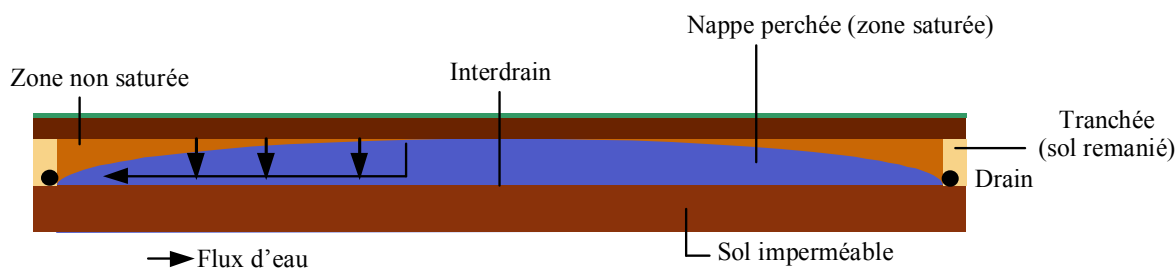
Le processus de ruissellement va être favorisé par deux sortes de mécanismes, au détriment de l'infiltration. Dans un premier cas, la capacité d'infiltration de la surface du sol est inférieure à l'intensité de la pluie, après un orage par exemple. De plus, la structure de surface du sol peut évoluer au cours de l'épisode pluvieux par fermeture de la porosité et disparition de la rugosité. Il se crée alors une croûte de battance, qui est un obstacle important à l'infiltration (cas des sols limoneux). On parle alors de **ruissellement de surface ou hortonien**.

Dans l'autre cas, l'eau infiltrée peut arriver à saturation dans le sol lorsque son volume excède la capacité de stockage (Le Bissonais et Papy, 1997). Le ruissellement est alors déclenché car la réserve en eau du sol est insuffisante et l'eau non infiltrée n'est plus stockée dans les dépressions à la surface du sol. On parle de **ruissellement par saturation**.

Un autre type de ruissellement est susceptible d'apparaître dans certaines conditions, lorsque le sol présente une rupture de perméabilité due à un horizon sous-jacent plus argileux, une semelle de labour... **un ruissellement hypodermique ou de sub-surface** peut alors se produire au niveau de l'horizon imperméable et se déverser dans un chenal d'écoulement ou réapparaître en surface, à la faveur d'un changement de pente.

Remarque : certains types de sols nécessitent l'installation d'un réseau de drainage pour être cultivés. Ce sont des sols hydromorphes où la saturation en eau est liée à la présence d'un horizon imperméable à faible profondeur. Le drainage a lieu essentiellement en période hivernale quand la pluviométrie est forte et l'évaporation faible (cf. figure n° 2 : Profil de sol avec nappe drainée : échelle du transect drain/interdrain – Arlot, 1999). La conséquence est une accélération de l'infiltration dans le sol par rabattement de la nappe perchée et transfert rapide vers les eaux superficielles ou souterraines (cas de la Beauce).

Figure 2 : Profil de sol avec nappe drainée : échelle du transect drain/interdrain (d'après Arlot, 1999)



Les produits phytosanitaires et leurs métabolites, présents à la surface du sol, peuvent être transportés sous forme particulaire ou sous forme soluble, le transport préférentiel étant déterminé par la solubilité du produit et sa capacité d'adsorption sur les sédiments. Mais, d'autres paramètres peuvent jouer un rôle important dans le risque de transfert, ce sont par exemple le temps écoulé entre l'application et l'événement pluvieux, la pente, le volume de ruissellement, l'intensité des précipitations...

## II. Analyse bibliographique

### 1. Présentation de la méthode de recherche

La recherche bibliographique a été réalisée par consultation d'études françaises publiées ou non et par interrogation des banques de données bibliographiques suivantes sur l'ensemble des années disponibles :

AGRICOLA 1970-2006 CSA Life Sciences Abstracts 1966-2005 - SciSearch(R) Cited Ref Sci 1990-2006 CAB Abstracts 1972-2005 - Environmental Engineering Abstracts 1966-2006 - General Sci Abs/Full-Text 1984-2004 - Water Resources Abstracts 1966-2005 - Biol. & Agric. Index 1983-2006 - Pascal 1973-2006 AGRIS 1974-2006 - SciSearch(R) Cited Ref Sci 1974-1989

Pour les interrogations, les mots clés et les requêtes utilisés ont été les suivants : <soil tillage or no till or plough or conservation tillage> et <pesticide or herbicide or insecticide or fungicide>. Les résultats de cette recherche ont abouti à trouver :

- 184 résultats sur la dégradation ou la dissipation des produits phytosanitaires ainsi que sur l'adsorption et la désorption,
- 58 résultats sur les transferts par ruissellement par saturation, par ruissellement érosif, par lixiviation, par circuit préférentiel,
- 6 résultats où la volatilisation était abordée, souvent plus comme méthodologie d'étude (bilan de dissipation) que pour l'étude en soi de l'impact du travail du sol sur la volatilisation,
- 34 résultats sur la double influence du travail du sol et de la période d'application.

Sur la base du modèle des fiches de lecture décidé par le comité de pilotage, 34 fiches de synthèse bibliographiques ont été rédigées.

La plupart de ces fiches concernent des études réalisées aux Etats-Unis. Dix neuf d'entre elles se sont intéressées aux transferts de produits phytosanitaires, 7 aux transferts par ruissellement, 4 aux transferts par réseau de drainage ; 8 aux phénomènes d'adsorption et de désorption, 9 à la persistance et à la dégradation des produits phytosanitaires, 3 à la biodisponibilité des produits, 4 à la minéralisation et à l'activité des micro-organismes, 3 ont abordé la volatilisation, 14 ont mesuré l'impact des couvert et des résidus à la surface du sol sur le devenir des produits phytosanitaires, 5 ont étudié l'impact sur l'évolution du pH, 11 ont abordé les effets des régimes de précipitation, 1 a étudié l'érosion et enfin une étude a comparé les effets de l'abandon d'un système sans labour avec la mise en place d'un système sans labour.

La plupart des études ont été menées sur la culture du maïs parfois en rotation avec du soja. Une étude Française s'est intéressée à la vigne.

### 2. Exemple d'une fiche de lecture

Phy. n°29

Impact environnemental des Techniques culturelles Sans Labour

Groupe Produits phytosanitaires - Fiche n°29

Titre : Fluometuron sorption and degradation in cores of silt loam soil from different tillage and cover crop systems

Auteurs : Gaston L.A., Boquet D.J., Bosch M.A.

Année : 2003

Source : Soil Sci. Soc. Am. J. 67. 747-755

Mots clés : Matières actives : fluométuron

Processus : activité biologique, adsorption, dégradation, lixiviation, effet développement du couvert intermédiaire

Traitements : Semis direct (SD), labour ou pseudo labour (PsL) ?

Même équipe / même site : cf phy 11 – 14 – 15 – 16

#### 2.1 Système étudié

Région, site : USA, Louisiane, Northeast Research Station of Winnsboro

Climat P et T : ?

Sol (texture-classification-MO-pH) : tendance L (silty loam), pH et Corg : différents selon traitement (cf table1)



Pente-fonctionnement hydrique : ?

Durée mesures : 1 campagne

Différenciation traitements : « long terme » (= ?)

Taille parcelles élémentaires : ?

Rotation et culture durant l'essai : Coton

Précédent : ?

		Semis direct	Labour ou pseudo-labour ?
Itinéraire de travail du sol (outils)		0	?
Résidus CT	Devenir (+Profondeur, passage le+ profond)	Retirés avant application du fluometuron, puis restitués	Retirés avant application du fluometuron, puis restitués
Dilution des éléments LT	Profondeur du passage le plus profond avec mélange des couches (cm)	?	?
	Retournement	non	?
Porosité mécanique	Profondeur de modification (cm)	-	-
Interculture	Durée /Période	?	?
	Couverture vivante (rdt matière sèche)	C1=spontanée (0.7 t MS/ha), C2=vesce (2.2 t MS/ha), C3= blé (5 t MS/ha)	
Matière active		fluométuron	
Nb passages		1	
Date d'application			
Dose par passage		gradients de dose selon le test (pour une surface de 78.5 cm <sup>2</sup> ) : adsorption dans le sol : 5.7, 1.4 ou 0.1 M/mL transferts dans la colonne de sol : 37.8 µM/mL dégradation en surface du sol : 56 µM/mL	
Méthode d'application / formulation			

## 2.2 Dispositif expérimental et évènements climatiques entourant l'application

Prélèvements de colonnes de sol de 10 cm de diamètre \* 10cm de profondeur.

Etude de la mobilité / dégradation du fluometuron dans les colonnes de sol : alternance incubation / simulations de pluies de 0.33 jours. Durées des périodes successives d'incubation : 3 – 16 – 14 – 14 – 17 - 17 et 26 jours (soit 109 jours au total). Maintien d'un état d'insaturation à chaque période de simulation. Mesure du fluometuron dans l'eau drainée par chromatographie après « extraction » au méthanol.

Etude de l'adsorption du fluometuron : sur les segments de colonne 0-3 cm et 3-6 cm, apport de fluometuron marqué C1<sup>4</sup>, ajout CaCl<sub>2</sub> et centrifugation. Calcul de l'adsorption par différence de radioactivité.

## 2.3 Résultats

- ♦ Peu d'effet du travail du sol sur le pH (Remarque : on ne connaît pas l'ancienneté du système), pH SD (5.5) ≈ PsL (5.4)
- ♦ Concentration de matière organique en surface du sol en SD, Sur 0-3 cm : Co SD (13.6 mg/g) > PsL (7.5 mg/g).
- ♦ Alors que sur 3-6 cm : Co SD (6.6 mg/g) ≈ PsL (6.5 mg/g)
- ♦ Meilleure activité biologique en SD :
  - ♦ 1) Meilleure activité microbienne sous SD, mise en évidence par une hydrolyse plus rapide du diacétate de fluorescéine (moyenne pour tous les couverts). Sur 0-3 cm, taux d'hydrolyse du FDA : **SD (7.31 nmol.g.g<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>) > PsL (3.98 nmol.g.g<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>)**. Alors que pas d'écart sur 3-6 cm, taux d'hydrolyse FDA : SD (4.24 nmol.g.g<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>) ≈ PsL (4.52 nmol.g.g<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>)

- ♦ 2) Sur 0-3 cm, meilleur taux de respiration en SD ( $42.9 \mu\text{g.C.g}_{\text{sol}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ) > PsL ( $31.2 \mu\text{g.C.g}_{\text{sol}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ). Alors que peu d'écart sur 3-6 cm, taux de respiration : SD ( $28.1 \mu\text{g.C.g}_{\text{sol}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ )  $\approx$  PsL ( $28.6 \mu\text{g.C.g}_{\text{sol}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ )
- ♦ 3) Une population plus importante de vers de terre en SD ( $270 / \text{m}^2$ ) > PsL ( $70 / \text{m}^2$ ). Et une population plus importante d'**arthropodes en SD ( $520 / \text{m}^2$ ) > PsL ( $200 / \text{m}^2$ )**
- ♦ Meilleure adsorption du fluométuron en SD qu'en PsL - effet CI seulement en PsL Meilleure capacité d'adsorption du fluométuron en SD en 0-3 cm. Pas d'effet significatif en 3-6 cm.

**Hypothèse** : liée à la plus forte teneur en matière organique dans la couche 0-3 cm de SD.

Effet nature du couvert seulement en PsL sur 0-3 cm.

**Hypothèse** : d'après Reddy et al.(1997), l'adsorption de la cyanazine sur les résidus enfouis (donc en PsL) s'accroît au fur et à mesure de leur dégradation. C'est pourquoi il y a pas d'effet CI en SD et que adsorption en PsL +blé > +vesce > +spontanée (voir leur rendement en matière sèche).

- ♦ Plus de lixiviation du fluometuron au travers de la colonne en PsL qu'en SD

**Hypothèse 1** : le fluométuron est beaucoup moins retenu par adsorption sur 0-3 cm en PsL qu'en SD

**Hypothèse 2** : le fluométuron est dégradé plus lentement en PsL qu'en SD

- ♦ Dégradation du fluométuron

Dégradation plus rapide en SD qu'en PsL dans le cas d'un couvert « spontané », tandis qu'il y a peu d'écarts entre SD et PsL dans le cas d'un couvert de vesce ou de blé.

## 2.4 Remarques et conclusions

On retrouve l'idée de compétition entre adsorption, dégradation et lixiviation, mais sans pouvoir en définir les relations et en ordonner l'importance.

Commentaires

Pas d'écarts entre SD et PsL car l'adsorption accrue sur la MO en SD est compensée par l'adsorption accrue sur les résidus enfouis en PsL. Ce qui signifierait qu'une moindre adsorption en PsL par rapport à SD pour une CI spontanée impliquerait une dégradation moindre (car dans ce cas, plus de fluométuron est lixivié en PsL donc moins disponible pour la dégradation).

Etude néanmoins intéressante qui confirme les résultats d'un certain nombre de fiches.

### III. Synthèse sur l'impact du travail du sol sur les transferts

#### 1. Quelques études sans effet significatif du travail du sol sur les transferts d'herbicide

Parmi les fiches bibliographiques, trois études n'ont pas montré de différences significatives sur l'impact du travail du sol sur les transferts de produits phytosanitaires. Granovsky et al. (1993) n'ont pas mis en évidence de différence sur le transfert vertical de l'atrazine et de l'alachlore bien que les volumes lessivés soient généralement plus importants en non travail du sol. Weed (1995) a comparé les transferts d'atrazine, de metribuzine et d'alachlore sous trois régimes de travail du sol en parcelle drainée : semis direct, pseudo-labour et charrue taupe. Il note que les quantités moyennes d'herbicide transféré sont plus faibles sous semis direct que sous sols travaillés. C'est dans la parcelle charrue taupe que les quantités transférées sont les plus importantes mais statistiquement il n'y a pas de différence. Cela tient probablement au mode d'échantillonnage des échantillons qui était ponctuel, non proportionnel aux débits et non systématique. Weed et al. (1998) a réalisé une nouvelle étude en colonne de sol après application au champ d'alachlore sur un semis direct et un pseudo-labour. Il a restitué les résidus de culture sur les colonnes et réalisé tout un programme de simulation de pluie. En 1993 la migration de l'alachlore a été plus rapide en semis direct qu'en pseudo-labour mais aucun effet travail du sol n'a été enregistré en 1994. Les quantités d'eau lessivées sont légèrement plus élevées dans les colonnes de sol provenant du semis direct mais cette différence est non significative. Cela vient peut-être de la demi-vie de l'herbicide qui, dans cette étude qui s'est prolongée sur 75 jours après son application, a varié de 1 à 3 jours.

Logan et al. (1994) a comparé l'impact du semis direct par rapport au labour durant 4 ans sur un Limon Argileux peu drainant. Il n'a pas noté de différence notable sur le ruissellement des deux parcelles, ce qui peut s'expliquer par la texture du sol. D'autre part, en présence de Limon argileux peu drainant, le ruissellement peut être du ruissellement par saturation dont on sait que l'influence du travail du sol sur ce type d'écoulement est très faible. Lors des différentes années d'étude, il observe un effet travail du sol significatif sur les transferts par ruissellement d'alachlore qui sont deux fois en faveur du semis direct et une fois en faveur du labour.

Il ne note pas d'effet significatif sur les transferts par lessivage et par ruissellement de l'atrazine. En soja, le transfert de la métribuzine par ruissellement est moins important qu'en labour sauf en 1989 et aucune différence de concentration dans les eaux lessivées et le ruissellement n'a pu être mesurée entre les deux systèmes.

#### 2. Etudes du travail du sol sur la lixiviation

Un certain nombre d'étude ont été menées sur des colonnes de sol avec ou sans simulation de pluie et d'autres en plein champ avec des parcelles instrumentées de plus ou moins grande taille.

Shelton et al. (1998) a montré des différences significatives de concentration en atrazine dans la solution du sol dans les horizons 0 -1,5 cm, 1,5 – 3 cm et 3 – 5 cm : les concentration sous semis direct sont plus faibles qu'en labour. Pour Levanon et al. (1994), les taux de lessivage de l'atrazine, du diazinon et du métolachlore sont plus élevés en système labouré. Sadeghy et al. (1998) ont trouvé que 30 % de l'atrazine appliqué, 25 % de la cyanazine appliquée et 16 % de l'alachlore appliqué étaient lessivés sous pseudo-labour alors que les quantités respectives lessivées sous semis direct pour ces herbicides étaient de 19 %, 15 % et 11%. Gaston et al. (2003) ont constaté plus de lixiviation du fluométuron en pseudo-labour qu'en semis direct lors d'une étude réalisée sur des colonnes de sol non perturbé. Düring et Hummel (1993) ont observé une lixiviation plus élevée en labour de la terbuthylazine. La réduction de la migration de cet herbicide serait proportionnelle au niveau de réduction du travail du sol.

Düring et al. (1999), dans une autre étude en colonnes de sol ont mesuré des transferts de métamitronne légèrement plus élevés sous labour que sous semis direct à la suite d'irrigation et ce quelque soit le régime d'irrigation. Dans le cas d'une irrigation extrême (worst case) 8 heures après l'application de terbuthylazine à raison de 5 fois sa dose utilisée en agriculture, les flux de cet herbicide sont moins élevés sous semis direct que sous labour bien que le pic de concentration soit plus important sous semis direct. En pourcentage de la dose appliquée, les transferts de terbuthylazine et d'alachlore ont été respectivement de 9,7 et 5,7 en semis direct et de 12,2 et 12, 4 en labour.

Odgen et al. (1999) par une étude sur des colonnes de sol non perturbé ont observé que le lessivage cumulé sous semis direct était plus important que sous labour.

En revanche, Singh et al. (2002) lors d'une étude en colonnes de sol ont mesuré des transferts de métolachlore de 38 % de la quantité apportée et de 11 % des quantités apportées pour la terbuthylazine en

semis direct alors qu'ils n'étaient respectivement de 27 % et 6 % en pseudo-labour. Weber et al. (2006) lors d'une étude avec du métolachlore marqué au  $^{14}\text{C}$  sur des lysimètres ont mesuré plus de perte sous semis direct que sous labour. En 1991, 1,4 % du  $^{14}\text{C}$  a été mesuré sous semis direct contre 0,7 % sous pseudo-labour et en 1992, 6,7 % de  $^{14}\text{C}$  ont été mesurés sous semis direct contre 4,4 % sous pseudo-labour.

Odgen et al. (1999) par une étude sur des colonnes de sol non perturbé ont observé que le lessivage cumulé sous semis direct était plus important que sous labour.

Masse et al. (1998) ont constaté avec une étude menée sous la nappe perchée de parcelles drainées que les concentrations en atrazine étaient plus élevées significativement sous le semis direct. Ils n'ont pas mesuré d'effet après une pluie de 122 mm en deux semaines sur les concentrations dans la nappe sous labour à 1,8 m et 3 m de profondeur. Mais dans la nappe sous semis direct ces précipitations ont conduit à une augmentation des concentrations en atrazine de 50 % à une profondeur de 1,8 m et multiplié par 2 les concentrations à la profondeur de 3 m en l'espace d'un mois. Ils en concluent que les phénomènes de lixiviation sont plus rapide sous semis direct que sous labour. Ils constatent que la dééthylatrazine est détecté dans 90 % des cas sous semis direct et sous labour mais qu'on retrouve globalement plus de dééthylatrazine que d'atrazine en profondeur et que les concentrations en dééthylatrazine sont plus élevées (moyenne de 0,80  $\mu\text{g}/\text{ha}$  toutes profondeurs confondues) sous semis direct que sous labour (moyenne de 0,38  $\mu\text{g}/\text{ha}$ ). En revanche, il n'a pas été trouvé de différence significative entre les deux types de travail du sol pour la lixiviation du métolachlore.

### 3. Influence du travail du sol sur les transferts par drainage

Dans une étude poursuivie durant 6 ans dans des parcelles drainées dont la différenciation du travail du sol datait de 5 ans, Bulher et al. (1993) n'ont pas pu mesurer l'effet du travail du sol sur cette substance qui s'est dégradée rapidement car il n'y a pas eu de précipitations après l'application. Globalement les quantités d'atrazine exportées par drainage ont été identiques sous les deux systèmes. Au cours des deux printemps suivants sans application d'atrazine la même tendance est observée. L'analyse des teneurs en atrazine et en alachlore dans les 15 premiers cm du sol montrent que les concentrations sont plus importantes dans le sol sous labour que dans celui sous semis direct et avec une plus grande persistance de l'atrazine sous labour.

Il est regrettable que le suivi des transferts au cours de l'hiver n'ait pas été réalisé. En effet, Réal et al. (2004) ont montré que les transferts de l'atrazine appliquée au printemps se produisaient essentiellement au cours de la saison de drainage intense lors de l'hiver qui suit la culture du maïs. Dans les limons hydromorphes de l'Ouest de la France, 91 à 99 % des transferts par drainage de cet herbicide ont lieu au cours de l'hiver.

Tan et al. (1993) ont étudié les transferts par drainage d'un système différencié depuis 1 année. Aucun effet du travail du sol sur les transferts d'herbicide n'a été observé ce qui peut indiquer qu'un délai, supérieur à une année, est nécessaire à la différenciation des propriétés hydriques des systèmes.

Gaynor et al. (1995) ont mesuré les concentrations et flux d'atrazine et de métolachlore en sortie de drainage et par ruissellement sur un site où le travail du sol était différencié depuis 3 ans. Les volumes d'eau de ruissellement ont été plus importants en semis direct. Comme le suggère l'étude ITADA « Etablissement et validation d'un référentiel régional sur le travail simplifié dans le Rhin supérieur », il faut souvent attendre plus de 3 ans pour que la simplification du travail du sol permettent une stabilisation du système et que lors des premières années on assiste souvent à un tassement des horizons superficiels du sol. En parcelle hydromorphe, ce tassement de surface augmente la part du ruissellement par saturation. Ceci peut expliquer certains résultats obtenus par Tan et al. (1993) et par Gaynor et al. (1995).

Gaynor et al. (1995) ont mesuré des volumes drainés plus importants dans la parcelle labourée. L'atrazine et le métolachlore sont plus transférés par ruissellement par saturation en semis direct. En moyenne les transferts de l'atrazine par drainage sont identiques en semis direct et en labour alors que les transferts du métolachlore sont plus élevés en drainage sous labour. Le total du transfert d'atrazine et de métolachlore au cours des 3 années de mesure en semis direct a été de 93 g/ha et de 95 g/ha pour le métolachlore soit environ 5,5 et 4 % de la dose appliquée de chacun des herbicides.

Réal et al. (2004) ont comparé les transferts par réseaux de drainage sur deux parcelles de limon hydromorphe de l'Ouest de la France dont le travail du sol était différencié depuis 1989. En 1996-1997 et en 1997-1998 les volumes drainés des deux parcelles étaient globalement du même niveau. En 1998-1999 le volume drainé a été de 201 mm en semis direct contre 278 mm en labour. Les transferts d'herbicides appliqués sur la culture du maïs sont très faibles à la fin du printemps car les sols ne sont plus saturés en eau et le drainage est tari. Exceptionnellement, à la suite d'orage, on peut constater de petits écoulements avec des concentrations élevées mais occasionnant des transferts très faibles. En revanche lors de la reprise du drainage en automne les transferts d'herbicides persistants peuvent être importants.

La comparaison des flux d'atrazine de la campagne 1996-97 à la sortie des deux parcelles a montré que, les transferts de la parcelle en semis direct étaient en moyenne inférieurs de 64% à ceux de la parcelle en labour.

Sur les trois campagnes d'étude, on constate une diminution de plus de 60% des transferts d'atrazine en situation de semis direct pour des lames d'eau drainées comparables à celle de la parcelle labourée.

On observe un comportement similaire avec l'époxiconazole appliqué au printemps sur blé. Des résidus de cette matière active sont exportés au cours de la reprise du drainage en automne, avec cependant une baisse plus mesurée des flux en semis direct par rapport au labour. Le comportement des herbicides appliqués à l'automne est très différent. Le diflufenicanil (DFF) appliqué en automne ou en hiver, juste avant ou pendant la saison de drainage, a provoqué des flux plus importants en situation de semis direct.

Nous verrons dans le chapitre « Facteurs explicatifs » que les mécanismes conduisant à ces observations sont multiples et en interaction.

#### 4. Influence du travail du sol sur les transferts par ruissellement hortonien

Hall et al. (1984) se sont intéressés au transfert par ruissellement de la cyanazine sur des systèmes différenciés depuis 2 ans au cours de trois campagnes très contrastées. En 1977, le premier ruissellement a eu lieu 44 jours après l'application de l'herbicide, en 1978, 3 jours après, et en 1979, 8 jours après. Le sol était un limon argileux. Ils ont constatés plus de ruissellement dans la parcelle labourée que dans le semis direct : respectivement 97,30 mm contre 10 mm en 1977, 22,7 mm contre 0,9 à 3,1 mm en 1978 et 51,30 mm contre 3,9 mm en 1979. Les transferts de cyanazine par ruissellement (eau + sédiments) ont été plus importants en labour notamment en 1977 où les pertes de cyanazine ont été de 257 g/ha en labour (soit 5,71 % de la dose appliquée dont 5,17 % dans l'eau et 0,54 % dans les sédiments) contre 32 g/ha soit 0,6 % de la dose appliquée. En moyenne au cours des trois années d'étude, les transferts de cyanazine en semis direct ont représenté 0,31 % de la dose appliquée alors qu'ils l'ont été de 2,64 % en labour.

Afyuni et al. (1997) ont simulé des pluies sur deux parcelles conduites en pseudo-labour et semis direct depuis 2 ans. Le dispositif de petite taille installé sous abris sur deux sites ne permet pas d'avoir une idée précise de ce qui peut se passer au champ comme le notent les auteurs. Néanmoins ils ont pu mesurer significativement plus de volume ruisselé et d'érosion en pseudo-labour après des simulations de 2 pluies de 25,4 mm sur un sol avec une pente de 2 à 6 %. Le transfert de sédiment est de 364 kg/ha après une première pluie en pseudo-labour contre 141 kg/ha en semis direct et 334 kg/ha après une deuxième pluie contre 63 kg/ha. Le transfert des herbicides est peu affecté par le travail du sol. Globalement on note des transferts un peu plus importants en semis direct mais il arrive selon les modalités de l'étude que les transferts en pseudo-labour soient plus élevés. On note que le transfert de Br<sup>-</sup> (traceur conservatif) par ruissellement est plus important en semis direct. Or les herbicides utilisés lors de l'étude sont très solubles, ont de très faibles K<sub>oc</sub> (cas du nicosulfuron) ou sont considérés par l'EPA comme pouvant contaminer les eaux souterraines à très petites doses. Cela est confirmé par le fait qu'aucun résidu d'herbicide n'a été détecté dans les sédiments.

Myers et al. (1995) ont mesurés les transferts d'eau, de Br<sup>-</sup> (traceur conservatif) et d'herbicide au cours des deux premières années de différenciation du travail du sol : semis direct et pseudo-labour. Le dispositif expérimental était également de petite taille sous abris avec simulation de pluies. Ils n'ont pas observé d'effet du travail du sol sur les quantités d'eau ruisselée. Les concentrations en Br<sup>-</sup> étaient significativement plus élevées en semis direct. Les résidus en surface n'ont pas influencé le volume ruisselé mais, en constituant une barrière physique qui ralentissait les écoulements, ils ont favorisé la dissolution de Br<sup>-</sup> dans l'eau. La teneur en Br<sup>-</sup> après les simulations de pluie a été supérieure en pseudo-labour dans l'horizon 0-7,5 cm ce qui s'explique par des volumes ruisselés équivalents entre les modalités mais des concentrations dans l'eau plus élevées en semis direct. Les transferts d'herbicide (atrazine et métolachlore) ont été plus importants en semis direct qu'en pseudo-labour : en 1990, 8,6 % de l'atrazine appliquée et 3,7 % en 1991 ont été transférés par ruissellement en semis direct contre 0,9 % et 2 % en pseudo-labour. Pour le métolachlore, 8,6 % en 1990 et 3,7 % en 1991 de la quantité appliquée ont été transférés en semis direct contre 1 % et 1,9 % en pseudo-labour. On constate que ces résultats en défaveur du semis direct sont mesurés au début de la phase de différenciation des systèmes de culture et qu'ils sont en accord avec les remarques de l'étude de l'ITADA sur les problèmes de tassement superficiel du sol qu'on observe fréquemment au cours des premières années après abandon du labour. Cela est confirmé par During et al. (1999) au cours d'une première année en semis direct. La densité apparente de l'horizon 0-10 cm est de 1,41 g/cm<sup>3</sup> en semis direct contre 1,23g/cm<sup>3</sup> en labour. Le volume moyen des pores des échantillons analysés en semis direct était de 43,1 % alors qu'il représentait 50,7 % en labour.

Heddadj et al. (2005) ont étudié l'impact de trois modalités du travail du sol dans un sol limono-sablo-argileux peu battant de l'Ouest de la France : labour, travail superficiel et semis direct. Cette étude réalisée pendant 5 ans a montré que les ruissellements au printemps sur la culture du maïs étaient très rares dans le contexte climatique de la région pour les trois modalités étudiées. Le sol de l'étude présente une assez bonne stabilité structurale grâce à une teneur en matière organique relativement élevée. Des simulations de pluie ont montré que les quantités ruisselées étaient plus importantes en labour qu'en non labour et plus élevées en semis direct qu'en travail superficiel. La simulation de pluie réalisée en 2002 a montré qu'un régime stationnaire d'infiltration s'établissait en labour au bout de 140 min pour une pluie de 50 mm/h alors qu'il n'était atteint qu'au bout de 180 min en semis direct et que pour cette durée il n'était pas atteint en travail superficiel. Sous pluie naturelle, en sol avec repousses de blé ou en Ray-grass d'Italie ou en culture de blé les ruissellements sont plus fréquents, quoique limités, et peuvent lors d'hiver exceptionnellement pluvieux être conséquents. Au cours des 4 hivers étudiés, le cumul de ruissellements par hiver a été à peu près deux fois plus important en non labour qu'en labour sur un sol proche de la saturation en eau. La simulation de pluie a montré que pour une pluie de 50 mm/h en labour et 30 mm/h en non labour, le ruissellement était plus important en non labour qu'en labour et plus élevé en semis direct qu'en travail superficiel. Les auteurs signalent que ces résultats sont peut être dus au caractère récent de la différenciation des systèmes et qu'il convient de poursuivre cette étude.

Lennartz et al. (1997) ont comparé le ruissellement issu de pseudo-labour de l'inter-rang et du non travail du sol de l'inter rang en vigne en zone méditerranéenne. La différenciation du travail du sol était ancienne. Les herbicides diuron et simazine ont été appliqués début avril. Les quantités ruisselées ont été moins importantes en pseudo-labour : 66,8 mm contre 86,8 mm en non travail du sol. Le travail du sol augmente la rugosité de surface et facilite l'infiltration des pluies qui surviennent peu après cette opération culturale. D'autre part, le passage fréquent du pulvérisateur à partir du printemps dans les inter-rangs doit probablement provoquer un tassement du sol propice au ruissellement. Les différences de quantités ruisselées entre les deux systèmes s'estompent avec le temps. Il apparaît un transfert vertical des herbicides plus important en pseudo-labour. Alors qu'en non travail du sol on ne retrouve pas de trace d'herbicide en dessous de 2 cm de profondeur, les herbicides sont détectés en pseudo labour sol jusqu'à 15 cm 18 jours après leur application et à 8 cm 114 jours après leur application. Les transferts des herbicides par ruissellement sont plus importants en non travail du sol : respectivement 1,71 % et 1,25 % du diuron et de la simazine appliqués ont été transférés en non travail du sol contre 0,68 % et 0,79 % en pseudo-labour.

Lasserre et al. (2002) dans une étude réalisée par ARVALIS – Institut du végétal en collaboration avec l'ARAA et la société Syngenta en Alsace sur des parcelles instrumentées de 3 ha ont observé que le non labour sur culture de maïs permettait de réduire les volumes de ruissellement de 55 % et les transferts d'herbicide de 80 % par rapport au labour.

## 5. Influence du travail du sol sur les transferts par volatilisation

Ce sujet a été effleuré dans le chapitre « Résidus de culture en surface et matière organique » puisque Weber et al. (2006) s'interrogeaient sur l'impact d'un mulch de surface susceptible d'augmenter les phénomènes de volatilisation. Les résultats enregistrés étaient contrastés : en 1991 la volatilisation de métolachlore marqué ( $^{14}\text{C}$ ) était significativement plus élevée en pseudo-labour alors qu'en 1992, les écarts n'étaient pas significatifs. Les hypothèses retenues étaient que lors de la première année, le mulch retenant mieux l'humidité, la température au niveau du sol était moins élevée, ce qui avait ralenti la volatilisation. Selon Glotfelty (1987) et Weber et al., (2002), la volatilisation de pesticides est accrue avec la température et l'humidité en surface du sol. Un autre effet peut être avancé : la nature des couverts. En effet en 1991, la volatilisation depuis un couvert engazonné a été supérieure à celle mesurée à partir d'un soja ou d'une jachère.

Wienhold et Gish (1994) ont étudié la volatilisation en semis direct et en pseudo-labour dans des systèmes de culture différenciés depuis 3 ans en monoculture de maïs avec une culture intermédiaire à base de seigle. Les herbicides utilisés étaient l'atrazine et l'alachlore. Les mesures ont été réalisées 15 min après l'application, puis 8 et 35 jours après. Tant qu'il n'y a pas de précipitation, les deux herbicides subissent des processus de volatilisation et on constate alors une volatilisation accrue depuis le semis direct comparé au pseudo-labour. Selon les auteurs, faisant référence à Ghadiri et al. (1984), les résidus non enfouis en semis direct accroissent les surfaces d'échange avec l'atmosphère. Après des précipitations qui ont pu entraîner les herbicides à la surface du sol, on note plus de volatilisation à partir de la parcelle en pseudo-labour. Les résidus conduisent à l'élargissement et au ralentissement des flux dans la couche limite entre surface du sol et atmosphère, ce qui ralentit les échanges gazeux (Glotfelty, 1987 et Glotfelty et al., 1989). En semis direct, cette couche limite entre l'atmosphère et le sol serait plus continue et plus épaisse qu'en pseudo-labour.



## 6. Conclusion sur les différentes influences de travail du sol sur les transferts

Nous venons de voir à travers la partie bibliographique que les techniques simplifiées de travail du sol pouvaient conduire, selon le mode de transfert lié au type de sol ou selon les techniques complémentaires associées au non labour, à des résultats contrastés, voire quelquefois très différents et contradictoires. Il s'agit maintenant de tenter de dégager les facteurs explicatifs les plus importants afin de définir une typologie d'impact des techniques simplifiées et de proposer des solutions de protection des cultures associées aux différents impacts avec l'objectif de limiter les transferts dans l'environnement.

### IV. Les facteurs explicatifs

Les résultats obtenus dans les études citées précédemment sont la résultante d'interactions multiples que nous allons essayer de décrire pour comprendre les phénomènes qui ont pu conduire à des résultats parfois contrastés, voire contradictoires sur les effets de la simplification du travail du sol.

#### 1. La formation de circuits préférentiels ou continuité porale de surface vers la profondeur

Un des premiers mécanismes cité pour expliquer à la fois la diminution du ruissellement hortonien et une meilleure infiltration de l'eau dans le sol est la création au bout de quelques années de circuits préférentiels en non labour. Ces circuits préférentiels sont constitués dès la fin du printemps, en été et au cours du début de l'automne par les fentes de retrait dues au dessèchement du sol par l'évapotranspiration. Ces fentes de retrait se forment également en parcelles labourées mais le labour en retournant le sol pour en faire une couche homogène sur une épaisseur d'environ 20 cm casse ces continuités hydrauliques qui en non labour restent en place depuis la surface du sol. Ainsi, Odgen et al. (1999) attribuent la restitution d'eau par lixiviation plus importante sous semis direct à ces circuits préférentiels non perturbés. Ils constatent que la circulation de l'eau paraît stoppée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'échantillon labouré et que la répartition de l'eau dans le sol étant constante ce qui n'est pas le cas dans l'échantillon de sol du semis direct. Pour Singh et al. (2002), les transferts d'eau, de  $\text{Br}^-$  et d'herbicides sont dus à la présence de circuits préférentiels également en semis direct. Alors que 56 % de l'espace poral en semis direct ne participe pas au transfert d'eau (contre seulement 35 en pseudo-labour), c'est en semis direct que les transferts les plus importants en profondeur ont lieu. During et al. (1999), lors de simulations de pluies extrêmes notent que le pic de terbuthylazine est instantané en semis direct.

Quant à la diminution du ruissellement, Afyuni et al. (1997) observent en pseudo-labour une diminution de la porosité de surface par désagrégation sous l'impact des gouttes de pluie et libération des particules fines. Cela conduit à la formation de ruissellement plus élevé qu'en semis direct où il n'y a pas présence d'agrégat. L'eau s'infiltré plus vite par les circuits préférentiels présents dès la surface du sol. La présence de résidus en surface, en réduisant l'énergie cinétique des gouttes de pluie, protège également les agrégats en surface et favorise l'infiltration de l'eau.

Gaston et al. (2003) ont étudié une forme particulière de circuits préférentiels propres aux parcelles en semis direct depuis un certain nombre d'années (24 ans, 6 ans et 5 ans) : celle due à l'activité des vers de terre qui colonisent les parcelles en semis direct et dont une proportion non négligeable est détruite par le labour. Ils observent des populations de 270 vers de terre en semis direct par mètre carré contre 70 vers de terre en pseudo-labour.

Edwards et al. (1993) ont estimé par un suivi de 50 galeries de vers de terre de juin à octobre 1987 que les vers de terre étaient responsables du transfert de 3,9 % des précipitations.

Les lombriciens les plus importants, en terme de circuits préférentiels sont les anéciques. Ceux sont de gros vers de terre de couleur sombre dont les adultes peuvent mesurer de 10 cm à 1 m selon les espèces. Dans les sols fertiles des régions tempérées ils constituent environ 80% du poids des lombriciens et peuvent vivre plusieurs années car ils résistent aux périodes estivales et hivernales en vivant en léthargie dans une logette profonde.

Ils sortent habituellement de leur galerie au crépuscule ou pendant la nuit en se fixant par la queue à l'orifice de leur terrier. Ils se nourrissent de débris végétaux qui jonchent le sol et les entraînent parfois dans leur galerie formant des amas de feuilles plus ou moins dressées que l'on peut observer à la fin de l'automne. Les débris organiques qu'ils ingèrent sont mélangés à de la terre des horizons profonds. Une partie des excréments est rejetée en surface formant ainsi des turricules.

Leur forte représentation dans les sols cultivés et leur mode de vie font des anéciques le groupe probablement le plus influent sur l'évolution des paramètres physico-chimiques des sols agricoles

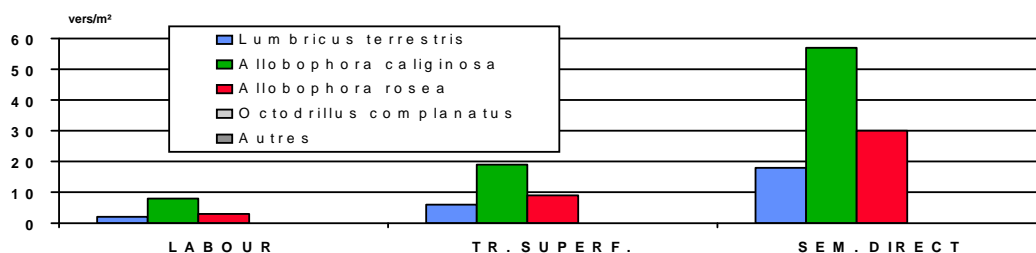
Chabert (1996) a observé lors d'une étude réalisée à Courceulles en France qu'après 2 années de travail du sol différencié, comme dans d'autres sites, une augmentation des populations de lombrics consécutive à la

suppression du labour. En parcelle de pois labourée le nombre de vers de terre était de 90/m<sup>2</sup> alors qu'en travail superficiel il était de 260/m<sup>2</sup>. En blé labouré il était de 35/m<sup>2</sup> alors qu'en labour il était de 148/m<sup>2</sup>.

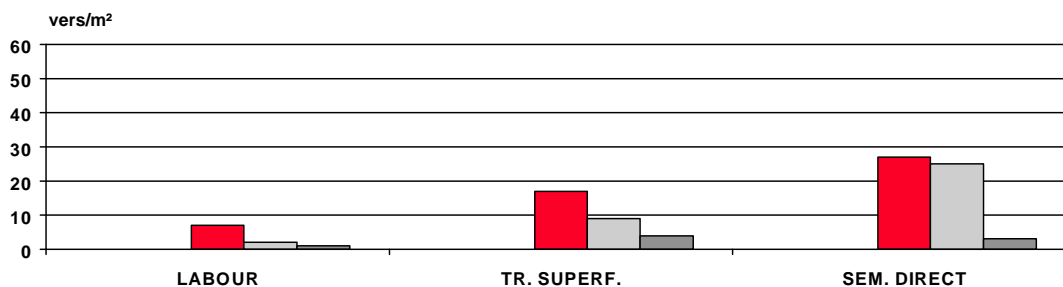
Grandval ( ;;;) a réalisé des captures de lombrics à Boigneville (91), dans une rotation blé-mais en sol limono-argilo-calcaire (45), qui montrent également des niveaux de population relativement faibles que la simplification du travail du sol a tendance à relever. Sur le même site mais dans des parcelles en prairie permanente, les peuplements lombriciens restent faibles (1 T/ha) au regard des références généralement admises dans ce type de milieu (2.5 T/ha).

A Marçon (72), dans la même rotation mais en sol limoneux battant, on observe les mêmes tendances avec cependant une biomasse lombricienne supérieure, notamment en semis direct. Ce milieu semble naturellement plus propice au développement des vers de terre comme en témoigne l'abondance des populations sous prairie permanente. Il note des quantités de 250 kg/ha de vers de terre dans le premier lieu en labour, de 260 kg/ha en travail superficiel et de 305 kg/ha en semis direct. Pour le second essai les quantités de lombriciens sont respectivement de 350 kg/ha, 275 kg/ha et 720 kg/ha.

FRIEBE & HENKE Ossenheim (Allemagne) 1992



in TEBRUGGE et al Spedaletto (Italie) 1994-95



Nous reviendrons sur les lombriciens quand nous nous intéresserons à l'activité biologique du sol et sur son impact sur les phénomènes de dégradations des produits phytosanitaires.

On peut alors s'interroger sur les résultats des études qui montrent qu'en labour la lixiviation des herbicides est plus faible et les transferts d'herbicide peuvent être plus faibles qu'en non labour. Cela peut provenir d'une différenciation du milieu qui n'est pas encore contrastée du fait d'un abandon récent du labour comme certaines publications l'ont montrée précédemment. Mais ce peut être dû à d'autres mécanismes qui peuvent rentrer en compétition avec la lixiviation, le ruissellement ou le drainage. D'autre part, le fonctionnement des macropores dépend très directement des conditions de teneur en eau du sol. Ils ne fonctionnent que lorsque la saturation est atteinte soit après une forte pluie, soit après plusieurs pluies saturant le sol. Ce phénomène peut aussi expliquer la variation des résultats produits par ces études.

Avant de passer en revue ces différents mécanismes il est bon de souligner que l'état hydrique du sol avant l'application des produits phytosanitaires, le délai à la pluie après l'application de ces produits, la quantité des précipitations ainsi que leur intensité constituent des facteurs qui permettent d'expliquer partiellement des différences de comportement en faveur ou non du non labour. Cependant, en fonction des types de sol et des produits phytosanitaires étudiés les réponses sont extrêmement contrastées et parfois contradictoires comme ont pu le montrer Wienhold et Gish (1994), Weber et al. (2006), Düring et al. (1999), Afyuni et al. (1997), Myers et al. (1995), Sigua et al. (1994), Weed et al. (1998), Masse et al. (1998), Baughman et al. (1996), Sadeghi et Isensee (1996), Edwards et al. (1993).

## 2. Les résidus de culture en surface et la matière organique

Le non labour permet la constitution progressive d'un mulch à la surface du sol. Ce mulch constitué de débris et résidus végétaux en phase de décomposition plus ou moins rapide intervient de différentes manières sur les transferts de produits phytosanitaires. A terme il augmente la rugosité de surface et permet dans certaines situations de ralentir, voire de limiter des ruissellements de surface et par là même les transferts de



résidus de produits phytosanitaires. D'autre part, les résidus de végétaux à la surface du sol interceptent une partie des produits phytosanitaires lors de leur application. Selon l'humidité des résidus et du sol, et selon les températures Weber et al. (2006) observent que la présence de ces résidus végétaux peut être une source accrue ou non de volatilisation des produits phytosanitaires au printemps. D'après Green et al. (1995) cité par Weber, les résidus en surface peuvent favoriser les écoulements préférentiels d'atrazine en sol moyennement à très conducteur. Dao (1995) s'est intéressé aux effets des résidus de culture. Il a comparé l'impact d'un brûlis de pailles de blé à celui de pailles coupées laissées sur le sol et à celui de chaume laissé en place. Son étude ayant commencé au cours de la première année de différenciation du travail du sol, c'est plus l'effet de la gestion des résidus de paille que celui du travail du sol qu'il a pu mesurer. En semis direct, le traitement « pailles au sol » a intercepté et retenu 80 % de la métribuzine appliquée. Le traitement chaume en place a intercepté 20 % de la même quantité d'herbicide appliqué. La présence de paille en surface a également permis de réduire et de retarder la lixiviation de la métribuzine : en semis direct, après des précipitations de 175 mm, la métribuzine a atteint seulement 48 % de la profondeur atteinte en labour et 62 % de celle atteinte dans le traitement paille brûlée.

L'interception par des débris végétaux en surface joue également un rôle important sur les phénomènes d'adsorption que nous aborderons plus loin, à l'image de l'augmentation du taux de matière organique.

Tous les auteurs s'accordent à dire que le non labour permet d'enrichir la teneur en matière des horizons de surface créant un fort gradient des concentrations sur quelques cm, alors que le labour tend à diminuer les teneurs en matière organique avec une homogénéisation dans l'horizon travaillé.

Gaston et al. (2003) ont montré que les concentrations en matière organique dans l'horizon 0-3 cm étaient supérieures en semis direct (13,6 mg/g) à celles du pseudo-labour (7,5 mg/g) alors qu'elles étaient du même niveau dans l'horizon 3-6 cm. De même Shelton et al. (1998) ont trouvé un taux de matière organique sous semis direct dans l'horizon 0-1,5 cm de 1,8 % alors qu'il n'était que de 1,07 % sous pseudo-labour. Zablotowicz et al. (2000) ont constaté que dans l'horizon 0-2 cm la teneur en matière organique était 50 % plus élevée sous semis direct que sous pseudo-labour. Ding et al. (2002) ont obtenu des résultats identiques. Les résidus de culture n'étant pas mélangés dans le sol en semis direct, leur dégradation entraîne une accumulation de matière organique en surface : le taux de matière organique dans l'horizon 0-5 cm a été de 1,54 % sous semis direct alors qu'il était de 0,85 % en travail superficiel avec enfouissement des résidus de culture à 15 cm de profondeur. Dans l'horizon 10-15 cm c'est au contraire le travail superficiel qui présentait un taux de matière organique supérieur : 0,54 % contre 0,35 %. En parallèle de cette différenciation quantitative des matières organiques, des modifications qualitatives sont également observées selon le système de travail du sol. Les auteurs ont notamment identifié que les acides humiques et les humines sur l'horizon 0-5 cm en semis direct contenaient davantage de carbones aliphatiques qu'en travail superficiel. Au contraire, les teneurs en carbones aromatiques étaient supérieures dans les acides humiques et les humines en travail superficiel.

### 3. Augmentation du taux de matière organique et adsorption

Sadeghi et al. (1998) ont montré que, 8 jours après l'application, les concentrations en herbicides dans l'horizon 0-1,5 cm étaient plus importantes en semis direct qu'en pseudo-labour : 40 % contre 30 % des quantités appliquées pour l'atrazine et 35 % contre 25 % pour la cyanazine. Les quantités d'herbicide détectées dans les sols décroissent très fortement avec la profondeur, mais cette décroissance est beaucoup plus marquée dans les traitements en semis direct depuis 4 ans que dans des semis directs d'un an ou que dans le pseudo-labour. L'explication de ces phénomènes réside dans une plus forte adsorption des herbicides en semis direct due à une teneur en matière organique plus importante. Gaston et al. (2003) observent également une meilleure adsorption du fluométuron en semis direct qu'en pseudo-labour dans l'horizon 0-3 cm. Pour Zablotowicz et al. (2000), le coefficient de Freundlich (Kd) du flométuron est 4 fois plus élevé en semis direct qu'en pseudo-labour dans l'horizon 0-2 cm alors que dans l'horizon 2-5 cm c'est en pseudo-labour que le Kd de l'herbicide est le plus élevé. Sur l'horizon 5-25 cm, le Kd de l'herbicide est globalement plus important sous semis direct que sous pseudo-labour car à partir de 5 cm de profondeur il y a moins de résidus de culture mélangés à la terre et les différences de Kd entre les deux systèmes s'estompent. Reddy et Locke (1998) observent également que la meilleure adsorption de la sulfentrazone en semis direct est liée à un niveau de matière organique plus élevé : 3,06, 4,60 et 2,10 en semis direct alors qu'en pseudo-labour, les taux de matière organique étaient de 1,80, 2 et 1,60. Ils remarquent que la vitesse d'adsorption de cet herbicide est plus importante en semis direct.

Novak et al. (1996) notent qu'il n'y a pas d'effet significatif sur l'adsorption de l'atrazine et du fluométuron dans l'horizon 0-15 cm. En revanche, il y a des effets significatifs de l'interaction du travail du sol avec la profondeur. Ainsi le Kd de l'atrazine dans l'horizon 0-3 cm est de 2,6 en semis direct alors qu'il est de 1,4 en pseudo-labour. Il en est de même avec le fluométuron qui voit passer son Kd de 2 à 1,1 en pseudo-labour.

Shelton et al. (1998) ont mesuré un écart significatif entre le taux de matière organique entre semis direct et pseudo-labour au bout de 4 ans de différenciation du travail du sol dans l'horizon 0-3 cm : 1,8 % en semis direct contre 1,07 % en pseudo-labour.

Ding et al. (2002) pensent que l'augmentation de l'adsorption en semis direct est corrélée au taux de matière organique dans la fraction d'acide humique ou d'humines et que la différence de composition en chaînes aliphatiques et aromatiques pourrait expliquer ce phénomène. Les auteurs indiquent toutefois que les protocoles d'extraction des deux fractions a pu modifier les structures moléculaires des matières organiques. Ils observent également que l'indice d'hystérésis est plus élevé en semis direct, ce qui signifie une faible réversibilité des phénomènes d'adsorption. La désorption des substances adsorbées sur la matière organique du semis direct serait plus difficile que dans les autres systèmes de travail du sol.

#### 4. Matière organique, humidité du sol, activité biologique et dégradation

A l'instar de Shelton et al. (1998), la plupart des auteurs s'accordent sur le fait qu'en semis direct l'humidité de surface est supérieure à celle d'un labour ou d'un pseudo-labour. Les débris végétaux en surface, la constitution progressive d'un mulch, contribuent à éviter un dessèchement de la surface du sol. Ainsi Shelton et al. (1998) ont mesuré 14 jours après l'application d'atrazine une humidité de 22 % dans l'horizon 0-1,5 cm en semis direct contre une humidité de 12,5 % en pseudo-labour. L'écart significatif s'est maintenu 32 jours après l'application. Baughman et al. (1996) relèvent qu'en sol peu humide, la dégradation par activité microbienne est limitée. Cette humidité, conjuguée à une teneur en matière organique également plus élevée en semis direct va avoir un impact direct sur l'activité biologique du sol en surface comme le soulignent Levanon et al. (1994). Doran (1982, 1987), cité par Levanon indiquent qu'en non labour les conditions sont plus favorables au développement des micro-organismes.

Zablotowicz et al. (2000) ont mesuré la biomasse microbienne sous semis direct et pseudo-labour : dans l'horizon 0-2 cm, elle était de 175 mgN/kg en semis direct et de 85 mgN/kg en pseudo labour. Dans l'horizon 2-10 cm la biomasse microbienne était plus importante en pseudo-labour. L'activité microbienne est plus élevée dans le premier horizon et plus faible dans le second horizon pour le semis direct. Gaston et al. (2001, 2003) ont mis en évidence une meilleure activité microbienne en semis direct par une hydrolyse plus rapide du diacétate de fluorescéine : en semis direct dans l'horizon 0-3 cm cette activité microbienne est presque deux fois plus élevée qu'en pseudo-labour alors que dans l'horizon 3-6 cm il n'y a pas d'écart significatif. Le taux de respiration microbienne est plus élevé en semis direct. Outre une population de vers de terre supérieure, ils indiquent que la population d'arthropodes est également plus élevée en semis direct : 520/m<sup>2</sup> individus en semis direct contre 200/m<sup>2</sup> en pseudo-labour.

L'augmentation de l'activité microbienne permet une dégradation plus rapide des produits phytosanitaires appliqués en semis direct notamment dans les horizons superficiels. Ainsi, après 60 jours d'incubation, la part de fluométuron retrouvé dans le sol est respectivement de 2 %, 37 % et 0 % avec différents couverts végétaux contre 31 %, 51 / et 19 % en pseudo-labour. Zablotowicz et al. (2000) et Brown et al. (1994), cité par Gaston observent une tendance inverse mais l'explique par la compétition entre adsorption et dégradation. L'adsorption accrue des herbicides réduirait les quantités disponibles dans le sol pour être dégradé biologiquement. En réalité il y a compétition entre lixiviation, adsorption et bio-dégradation selon le statut hydrique du sol avant l'application des herbicides et les conditions climatiques post application.

#### 5. Effet des couverts végétaux

Parmi les techniques de travail du sol sans labour émerge la couverture permanente du sol avec des couverts végétaux pendant toutes les intercultures. Tan et al. (1993) ont remarqué que les cultures intermédiaires réduisaient les transferts d'herbicides (atrazine, métribuzine, métolachlore) quelle que soit la méthode de travail du sol pratiquée. Néanmoins, les pertes d'herbicide depuis la parcelle en semis direct avec une culture intermédiaire (Ray Grass) sont significativement plus faibles que celles mesurées dans la parcelle labourée sans couvert : les transferts d'atrazine et de dééthylatrazine sont réduits de 56 % par rapport à celle de la parcelle labourée, ceux en métribuzine sont réduits de 49 % et ceux en métolachlore sont réduits de 57 %. Le semis direct semble réduire les pertes en herbicide, notamment par ruissellement, mais l'impact du travail du sol est plus faible que celui des cultures intermédiaires.

Gaston et al. (2001) ont comparé l'impact de différentes cultures intermédiaires en semis et en pseudo-labour : couvert prairial spontané avec des crucifères, vesce, et blé dans une monoculture de coton. La quantité de fluométuron retrouvée dans le sol après 60 jours d'incubation est respectivement de 2 %, 37 % et 0 % de la quantité appliquée pour chacun des couverts en semis direct alors qu'elle est de 31 %, 51 % et 19 % pour ces mêmes couverts en pseudo-labour. Les cultures intermédiaires interceptent de la même manière l'herbicide. C'est plus un effet des résidus de culture et du taux de matière organique à la surface du sol qui permet de comprendre ces différences.

## 6. Impact du travail du sol sur la volatilisation

Les études sur la volatilisation sont rares et les mécanismes conduisant à ce phénomène de transfert, bien qu'ils soient globalement connus sont encore mal appréciés, tant au niveau de leur importance respective qu'à un niveau quantitatif précis. Les méthodes d'étude sont encore au niveau de la recherche fondamentale et peu d'équipes de recherche travaillent sur ce thème du fait de difficultés méthodologiques d'étude en plein champ. Alors que le nombre de substances étudiées pour les autres modes de transfert est non négligeable et correspond à une gamme variée de produits dont les caractéristiques physico-chimiques peuvent être très différentes, les études sur la volatilisation ne concernent que peu de substances. Il paraîtrait abusif de tirer des conclusions sur l'impact du travail du sol sur la volatilisation dans l'état actuel des connaissances.

## 7. Conclusion

La bibliographie montre des résultats contrastés sur l'impact du travail du sol sur les différents types de transfert diffus de produits phytosanitaires. Il en est de même au niveau de certains facteurs explicatifs ce qui en soit comporte une certaine logique car les mécanismes de transfert des produits phytosanitaires mettent en jeu des concurrences entre le transfert, l'adsorption, la désorption, la dégradation qui sont eux même tributaires du statut hydrique du sol au moment de l'application et du climat post application, que ce soit au niveau de la pluie ou que ce soit au niveau de l'humidité et des températures qui vont conditionner l'activité biologique du sol et donc la biodégradation et/ou la volatilisation des substances actives. On retiendra néanmoins des aspects positifs et des aspects négatifs du non labour si on précise le milieu sur lequel cette technique peut être mise en pratique.

Mais tout d'abord il paraît important d'avoir une analyse critique des fiches bibliographiques. La plupart des études présentées ont été réalisées aux Etats-Unis et trois seulement concernent l'Europe : 2 en Allemagne et une dans le Sud Est de la France en vigne. Les études américaines ont eu lieu essentiellement sur du maïs en monoculture, parfois assolé avec du soja, c'est à dire uniquement des cultures de printemps. Le climat, notamment les températures sont extrêmement différentes de celles rencontrées en Europe comme on a pu le constater dans certaines publications où la demi-vie de certains herbicides était réduite à quelques jours alors qu'en France ces mêmes demi-vies peuvent être de l'ordre de quelques semaines, voire quelques mois. Enfin, la lecture des fiches bibliographiques indique que certains facteurs comme le type de sol, la rotation ou d'autres éléments indispensables à une compréhension poussée des résultats étaient peu renseignés.

Nous aurions pu également consulter les études réalisées par le Centro Interdipartimentale di Ricerche Agro-Ambientali de l'Universita di Pisa , qui aurait apporté un regard sur l'impact des techniques de travail du sol en conditions climatiques méditerranéennes. Faute de temps cette étude complémentaire n'a pas été possible (la liste des publications figure en annexe). Cependant les conditions climatiques méditerranéennes concernent des surfaces cultivées réduites en France et la connaissance des modes de transfert des produits phytosanitaires liée à celle du climat permet de dégager quelques idées sur l'impact du non labour sur les contaminations des eaux par les produits phytosanitaires.

### 7.1. Impacts positifs et négatifs par rapport aux milieux

Un des premiers aspects positifs des techniques culturales sans labour est qu'elles sont susceptibles de répondre à plusieurs objectifs de la proposition de Directive du Parlement Européen et du Conseil définissant un cadre pour la protection des sols et modifiant la Directive 2004/35/CE. En effet, parmi les objectifs figurent la lutte contre les phénomènes d'érosion, la lutte contre la diminution des teneurs en matière organique des sols, la diminution de la contamination des sols, et la lutte contre l'appauvrissement de la biodiversité. Or, nous avons pu constater que sur ces thèmes la plupart des auteurs montrent que les techniques culturales sans labour permettent de limiter les phénomènes de ruissellement de surface, facteur déclenchant de l'érosion, sur les sols sensibles à ce phénomène (sols battants), qu'elles favorisent l'augmentation des teneurs en matières organiques et qu'elles permettent un développement de la micro faune et de la faune du sol. D'autre part, l'augmentation des teneurs en matière organique et de l'activité biologique des sols par le développement de la micro faune entraîne une activité biologique plus intense qu'en système labouré qui peut assurer une dégradation plus rapide des résidus de produits phytosanitaires. Cela peut contribuer à baisser la contamination des sols si les résidus de produits phytosanitaires étaient considérés comme des contaminants par le projet de Directive.

Une analyse plus fine des relations entre milieu et techniques culturales sans labour permet de dégager quelques pistes de réflexion.

## 7.2. Techniques simplifiées et ruissellement

Les techniques simplifiées de travail du sol pratiquées sur le long terme réduisent le ruissellement hortonien. Cela concerne des surfaces importantes en limon battant dans le Nord Bassin Parisien (Nord - Pas de Calais, Picardie, Haute Normandie), dans la bordure Est du Bassin Parisien, dans le Sud Ouest (boulbènes d'Aquitaine et région du Lauragais), dans la vallée du Rhône, dans le vignoble du Sud Est et en Alsace (Sundgau). Pour autant que les rotations pratiquées par les agriculteurs permettent l'adoption de ces techniques, les transferts de résidus de produits phytosanitaires, en général vers les eaux superficielles pourraient diminuer. On rappellera toutefois qu'à la simplification du travail du sol il est possible d'associer certains aménagements du paysage qui ont fait leur preuve dans l'interception des transferts de pesticide par ruissellement hortonien : damier de culture, implantation pertinente de zones tampons, etc.

En revanche, les techniques simplifiées n'auront que peu d'effet positif dans des contextes de sols limoneux sur socle maintenant le sol en période hivernale à une teneur en eau proche de la saturation. En effet, le ruissellement qui s'y produit est du ruissellement par saturation. Une fois que la réserve utile de ces sols est pleine, la parcelle déborde. Il est possible que les techniques simplifiées aient un impact positif sur la dégradation des produits phytosanitaires à demi-vie élevée appliqués au printemps et susceptibles d'être transférés au cours de la reprise des écoulements en automne et en hiver mais l'impact sera nul sur les herbicides appliqués en automne ou en hiver sur céréales. Dans ces situations, le choix de la période d'application (avant la saturation en eau des sols) et le choix d'herbicides peu mobiles appliqués à faible dose seront plus déterminants sur la limitation des transferts. Ces types de transferts concernent le grand Ouest de la France, une partie de la Bourgogne et de la Franche Comté, les Dombes et les boulbènes du Sud Ouest qui sont à la fois battants et hydromorphes mais dont les périodes de ruissellement correspondent plutôt à la fin du printemps et au début de l'été à cause du régime des précipitations.

## 7.3. Techniques simplifiées et drainage

Nous avons vu qu'en parcelle drainée, les techniques simplifiées réduisaient les transferts de produits phytosanitaires appliqués au printemps lors de la reprise des écoulements en automne ou en hiver. On peut considérer que les transferts à la fin du printemps et en été sont peu fréquents en France à l'exception des boulbènes drainés du Sud Ouest où le régime d'orage est particulièrement important en mai, juin et juillet, période où les cultures de printemps ne couvrent pas entièrement le sol et période proche des applications d'herbicides. Là encore, il s'agira d'utiliser les herbicides appliqués à faible dose ou d'utiliser des herbicides faiblement mobiles.

Dans les quelques 2,5 millions d'hectares drainés en France, il faudra raisonner de la même manière pour les herbicides appliqués en hiver puisque nous avons constaté que les transferts en période hivernale peuvent être plus importants en techniques simplifiées qu'en labour à cause de la formation de circuits préférentiels. Cela concerne le grand Ouest de la France, une partie de la Bourgogne et de la Franche Comté, les Dombes. Dans les boulbènes de Sud Ouest qui sont à la fois battant et hydromorphes, les faibles précipitations hivernales présentent moins de risque de transfert pour les parcelles cultivées en blé.

## 7.4. Techniques simplifiées et lixiviation

Le non labour entraîne la formation de circuits préférentiels susceptibles de provoquer des transferts rapides de résidus de produits phytosanitaires en profondeur. Cela est à relativiser en fonction du niveau de réserve utile des sols et de leur teneur en argile. En effet, sur des sols avec des niveaux de réserve utile de 120 mm, il est peu probable que la lixiviation de résidus soit très rapide et provoque la contamination des nappes sauf si celles-ci sont situées à faible profondeur. Pour les sols à plus faible réserve utile, notamment avec l'utilisation d'herbicides en automne ou en hiver, il s'agira d'appliquer le raisonnement conseillé pour les sols drainés ou les sols hydromorphes. Dans les sols à taux élevé d'argile (supérieur à 25 %) il conviendra d'être prudent lors de l'application d'herbicides à la fin de l'été en automne. En effet, la présence de circuits préférentiels est accentuée par la dessiccation du sol en période estivale. Ce n'est que quand la réserve utile se reconstitue et que les argiles gonflent que ces fentes de retrait diminuent et disparaissent. Des applications trop précoces en automne augmenteraient le risque de lixiviation de résidus en profondeur. Ce type de sol est réparti un peu partout en France.

Cette typologie des aspects négatifs et positifs des techniques de travail du sol simplifiées mérite d'être complétée par une évaluation plus précise des phénomènes d'adsorption des produits phytosanitaires sur la matière organique des parcelles en technique simplifiée. Nous avons vu que l'enrichissement en matière organique de l'horizon de surface des parcelles en non labour permettait à la fois une adsorption supérieure à celle permise en labour ou en pseudo-labour mais aussi une augmentation de l'activité biologique ainsi que

la dégradation des produits phytosanitaires. En fait, il est difficile d'avoir une approche typologique fine des impacts positifs et négatifs des techniques simplifiées dans le mesure où dès l'application d'un produit phytosanitaire entrent en concurrence ou en compétition l'ensemble de ces phénomènes qui sont très liés au statut hydrique du sol et au régime des précipitations qu'il va subir. Cela conduit à proposer de nouvelles pistes d'étude. En effet la plupart des références qui montrent un impact positif (transfert par ruissellement hortonien) proviennent d'études réalisées sur des sols de limons battants. Mais réduire le ruissellement de surface et entraîner une augmentation de la lixiviation de limons battants à faible réserve utile n'est pas une solution acceptable si les nappes d'eau souterraines sont superficielles ou si ces limons sont sur des milieux karstiques. De la même manière, nous avons vu que les techniques du sol sans labour dans des contextes où les teneurs en eau du sol sont souvent proches de la saturation en période hivernale pouvaient augmenter les transferts de produits phytosanitaires selon les régions et leur régime climatique. Il paraît alors important, afin de pouvoir esquisser des typologies, non seulement en fonction des milieux pédoclimatiques mais aussi en fonction des types de rotations et de la longueur de ces rotations d'affiner les connaissances sur les interactions type de sol/climat/matière organique/dégradation/transfert pour aboutir à des conseils pertinents tant au niveau du travail du sol qu'au niveau des itinéraires de protection des cultures.

## Références bibliographiques

- AFYUNI, M.M., M.G. WAGGER, AND R.B. LEIDY. 1997. Runoff of two sulfonylurea herbicides in relation to tillage system and rainfall intensity. *Journal of Environmental Quality* 26:1318-1326.
- BAKER, J.L., AND H.P. JOHNSON. 1979. The effect of tillage systems on pesticides runoff from small watersheds. *Transactions of the Asae* 22:554-559.
- BARRIUSO E., CALVET R., SCHIAVON M., SOULAS G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols : transformations et dissipation. *Etude et Gestion des Sols*, 3, 4, p279-296.
- BAUGHMAN, T.A., D.R. SHAW, G.N. RHODES, AND T.C. MUELLER. 1996. Effects of tillage on chlorimuron persistence. *Weed Science* 44:162-165.
- BELAMIE R., CALVET R., CHASSIN P., 1997. Les transferts sol-eaux des produits phytosanitaires, p232-248. *L'eau dans l'espace rural – production végétale et qualité de l'eau*, C. Riou, R. Bonhomme, P. Chassin, A. Neveu, F. Papy. INRA Editions. 385p.
- BUHLER D.D., RANDALL G.W., KOSKINEN W.C., WYSE D.L. 1993. Atrazine and alachlor losses from subsurface tile drainage of a clay loam soil. *Journal of Environmental Quality* 22:583-588.
- CLAY, S.A., D.E. CLAY, W.C. KOSKINEN, AND R.K. BERG. 1998. Application method: impacts on atrazine and alachlor movement, weed control, and corn yield in three tillage systems. *Soil & Tillage Research* 48:215-224.
- DAO T.H. 1995. Subsurface mobility of metribuzin as affected by crop residue placement and tillage method. *Journal of Environmental Quality* 24:1193-1198.
- DING, G.W., J.M. NOVAK, S. HERBERT, AND B.S. XING. 2002. Long-term tillage effects on soil metolachlor sorption and desorption behavior. *Chemosphere* 48:897-904.
- DUBLOIS DE LA SABLONIERE F., 2000. Pesticides dans les eaux souterraines du bassin Loire-Bretagne : état des lieux et perspectives de lutte. *Colloque international ESRA'2000, Poitiers. 13-14 sept. 2000.*
- DÜRING, R.A., AND H.E. HUMMEL. 1999. Herbicide and metabolite movement in different soils as studied by computer assisted microlysimeters. *Chemosphere* 39:641-654.
- EDWARDS W.M., SHIPITALO M.J., OWENS L.B., DICKS W.A. 1993. *Journal of Environmental Quality* 22:453-457.
- FELSOT, A.S., J.K. MITCHELL, AND A.L. KENIMER. 1990. Assessment of management practices for reducing pesticide runoff from sloping cropland in Illinois. *Journal of Environmental Quality* 19:539-545.
- Gaston, L.A., D.J. Boquet, and M.A. Bosch. 2001. Fluometuron wash-off from cover crop residues and fate in a loessial soil. *Soil Science* 166:681-690.
- 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.
- GAYNOR, J.D., D.C. MACTAVISH, AND W.I. FINDLAY. 1995. Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. *Journal of Environmental Quality* 24:246-256.
- GAYNOR, J.D., C.S. TAN, H.Y.F. NG, C.F. DRURY, T.W. WELACKY, AND I.J. VANWESENBEECK. 2000. Tillage and controlled drainage-subirrigated management effects on soil persistence of atrazine, metolachlor, and metribuzin in corn. *Journal of Environmental Quality* 29:936-947.
- GISH, T.J., A. SHIRMOHAMMADI, R. VYRAVIPILLAI, AND B.J. WIENHOLD. 1995. Herbicide leaching under tilled and no-tillage fields. *Soil Science Society of American Journal* 59:895-901.
- HALL, J.K., N.L. HARTWIG, AND L.D. HOFFMAN. 1984. Cyanazine losses in runoff from no-tillage corn in "living" and dead mulches vs. unmulched, conventional tillage. *Journal of Environmental Quality* 13:105-110.
- HALL, J.K., M.R. MURRAY, AND N.L. HARTWIG. 1989. Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. *Journal of Environmental Quality* 18:439-445.
- ISENSEE, A.R., AND A.M. SADEGHI. 1993. Impact of tillage practice on runoff and pesticide transport. *Journal of Soil and Water Conservation* 48:523-527.
- ISENSEE, A.R., R.G. NASH, AND C.S. HELLING. 1990. Effect of conventional vs. no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. *Journal of Environmental Quality* 19:434-440.
- JONES, R.E., P.A. BANKS, AND D.E. RADCLIFFE. 1990. Alachlor and metribuzin movement and dissipation in a soil profile as influenced by soil surface condition. *Weed Science* 38:589-597.
- KITCHEN, N.R., D.E. HUGHES, W.W. DONALD, AND E.E. ALBERTS. 1998. Agrichemical movement in the root-zone of claypan soils: ridge- and mulch-tillage systems compared. *Soil & Tillage Research* 48:179-193.

- LE BISSONNAIS Y., PAPY F., 1997. Les effets du ruissellement et de l'érosion sur les matières en suspension dans l'eau, p265-279. *L'eau dans l'espace rural – production végétale et qualité de l'eau*, C. Riou, R. Bonhomme, P. Chassin, A. Neveu, F. Papy. INRA Editions. 385p.
- LENNARTZ B., LOUCHART X., VOLTZ M., ANDRIEUX P. 1997. Diuron and simazine losses to runoff water in Mediterranean vineyard. *Journal of Environmental Quality* 26:1493-1502.
- LEVANON D., MEISINGER J.J., CODLING E.E., STARR J.L. 1994. Impact of tillage on microbial activity and the fate of pesticides in the upper soil. *Water, Air and Soil Pollution*. 72:179-189.
- LOGAN T.J., ECKERT D.J., BEAK D.G. 1994. Tillage, crop and climatic effects on runoff and tile drainage losses of nitrate and four herbicides. *Soil and Tillage Research*. 30:75-106.
- MASSE, L., N.K. PATNI, P.Y. JUI, AND B.S. CLEGG. 1996. Tile effluent quality and chemical losses under conventional and no tillage - Part2: atrazine and metolachlor. *Transactions of the Asae* 39:1673-1679.
- MASSE, L., N.K. PATNI, P.Y. JUI, AND B.S. CLEGG. 1998. Groundwater quality under conventional and no tillage: II. Atrazine, deethylatrazine, and metolachlor. *Journal of Environmental Quality* 27:877-883.
- MYERS, J.L., M.G. WAGGER, AND R.B. LEIDY. 1995. Chemical movement in relation to tillage system and simulated rainfall intensity. *Journal of Environmental Quality* 24:1183-1192.
- NOVAK, J.M., D.W. WATTS, AND P.G. HUNT. 1996. Long-term tillage effects on atrazine and fluometuron sorption in coastal plain soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 60:165-173.
- ODGEN C.B., VAN ES H.M., WAGNET R.J., STEENHUIS T.S. 1999. Spatial-temporal variability of preferential flow in a clay soil under no-till and plow-till. *Journal of Environmental Quality* 28:1267-1273.
- OTTO, S., L. RIELLO, R.A. DURING, H.E. HUMMEL, AND G. ZANIN. 1997. Herbicide dissipation and dynamics modelling in three different tillage systems. *Chemosphere* 34:163-178.
- PATTY L., 1997. Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufénicanil) : méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées. *Thèse de troisième cycle, Université de Grenoble I*, 217p.
- REDDY, K.N., AND M.A. LOCKE. 1998. Sulfentrazone sorption, desorption, and mineralization in soils from two tillage systems. *Weed Science* 46:494-500.
- REDDY, K.N., M.A. LOCKE, AND L.A. GASTON. 1997. Tillage and cover crop effects on cyanazine adsorption and desorption kinetics. *Soil Science* 162:501-509.
- SADEGHI A.M, ISENSEE A.R. 1997. Alachlor and cyanazine persistence in soil under different tillage and rainfall regimes. *Soil Science*. 162:430-438.
- SADEGHI A.M, ISENSEE A.R., SHELTON D.R. 1998. Effect of tillage age on herbicide dissipation: a side by side comparaison using microplots. *Soil Science*. 163:883-890.
- SAUER, T.J., AND T.C. DANIEL. 1987. Effect of tillage system on runoff losses of surface-applied pesticides. *Soil Science Society of American Journal* 51:410-415.
- SEIFERT, S., D.R. SHAW, R.M. ZABLOTOWICZ, R.A. WESLEY, AND W.L. KINGERY. 2001. Effect of tillage on microbial characteristics and herbicide degradation in a Sharkey clay soil. *Weed Science* 49:685-693.
- SHANG, C., AND M.A. ARSHAD. 1998. Sorption of clopyralid, dicamba and MCPA by two soils with conventional and no-till management. *Canadian Journal of Soil Science* 78:181-186.
- SHELTON D.R., SADEGHI A.M., ISENSEE A.R. 1998. Effect of tillage on atrazine bioavailability. *Soil science*. 163:891-896.
- SHIPITALO, M.J., AND L.B. OWENS. 2003. Atrazine, deethylatrazine, and deisopropylatrazine in surface runoff from conservation tilled watersheds. *Environmental Science & Technology* 37:944-950.
- SIGUA, G.C., A.R. ISENSEE, AND A.M. SADEGHI. 1995. Influence of tillage, antecedent moisture, and rainfall timing on atrazine transport. *Weed Science* 43:134-139.
- SINGH, N., H. KLOEPEL, AND W. KLEIN. 2002. Movement of metolachlor and terbuthylazine in core and packed soil columns. *Chemosphere* 47:409-415.
- SUBA, J.D., AND M.E. ESSINGTON. 1999. Adsorption of fluometuron and norflurazon: Effect of tillage and dissolved organic carbon. *Soil Science* 164:145-155.
- TAN C.S., GAYNOR J.D., DRURY C.F., WELACKY T.W. 1993. Tillage and water table management to abate herbicide and nitrate loss in surface runoff and tile drainage water. *International Winter meeting. 20-23juin1993. ASAE/CSAE*.
- WAGNER, S.C., R.M. ZABLOTOWICZ, L.A. GASTON, M.A. LOCKE, AND J. KINSELLA. 1996. Bentazon degradation in soil: Influence of tillage and history of bentazon application. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 44:1593-1598.



- WATTS, D.W., AND J.K. HALL. 1996. Tillage and application effects on herbicide leaching and runoff. *Soil & Tillage Research* 39:241-257.
- WEBER J.B., TAYLOR K.A., WILKERSON G.G. 2006. Soil cover and tillage influenced Metolachlor mobility and dissipation in field lysimeters. *Agron.J.* 98:19-25.
- WEED, D.A.J., R.S. KANWAR, C. CAMBARDELLA, AND T.B. MOORMAN. 1998. Alachlor dissipation in shallow cropland soil. *Journal of Environmental Quality* 27:767-776.
- WHANG, J.M., C.J. SCHOMBURG, D.E. GLOTFELTY, AND A.W. TAYLOR. 1993. Volatilization of fonofos, chlorpyrifos, and atrazine from conventional and no-till surface soils in the field. *Journal of Environmental Quality* 22:173-180.
- WIENHOLD B.J., GISH T.J. 1994. Effect of formulation and tillage practice on volatilization of atrazine and alachlor. *Journal of Environmental Quality* 23:292-298.
- 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.



# Impacts des TCSL sur la pression parasitaire

## I. Introduction

Le labour a depuis la nuit des temps été une technique de lutte contre la prolifération des mauvaises herbes par son action d'enfouissement en profondeur des semences d'adventice produites dans la culture précédente. Certes, selon les espèces, le besoin en photo induction de la levée de dormance des semences, de leur capacité à germer plus ou moins profondément dans le sol, le labour peut favoriser le développement de certaines espèces. Mais globalement, cette technique de travail du sol a toujours permis, en complément des techniques culturales pendant l'interculture comme les déchaumages et les faux semis de réduire le salissement des parcelles cultivées. Le labour permet également d'enfouir les résidus de culture du précédent. Cela facilite l'implantation de la culture suivante mais permet aussi d'enfouir les parasites divers (limaces, insectes) ainsi que les spores de champignons pathogènes dans les cultures de la rotation. On peut s'interroger sur les relations existant entre les techniques culturales sans labour et la pression parasitaire que peuvent subir les cultures implantées avec ces techniques.

## II. Les techniques culturales sans labour et le désherbage

### 1. Les techniques culturales sans labour et les mauvaises herbes

En règle générale, le non labour entraîne une concentration plus élevée de semence de mauvaises herbes en surface ce qui peut favoriser des germinations potentielles plus importantes qu'en labour. En revanche, d'après Dorado et al. (1999), les techniques simplifiées vont permettre un épuisement progressif du stock semencier enfoui en profondeur. Ainsi, dans l'horizon 0-8 cm d'une orge d'hiver (rotation orge d'hiver/vesce/tournesol) le taux de semence était de 56 % du stock semencier total en technique simplifiée contre 33 % en labour. Dans l'horizon 8-16 cm, il était de 29 % en non labour contre 37 % en labour et dans l'horizon 16-25 cm de 14 % contre 30%. En technique simplifiée, on constate un moins bon contact entre les semences et le sol. Cela peut handicaper la germination des semences de mauvaises herbes. Mais l'humidité plus constante permise par les résidus de culture en surface peut au contraire favoriser les germinations. De plus on observe une moindre dormance des semences en non labour. Cela est dû à une meilleure exposition à la lumière, à une meilleure aération des semences et à une plus grande abrasion physique des téguments des semences.

Les caractéristiques biologiques des adventices jouent un rôle dans leur sélection en non labour.

La **profondeur de germination optimale** est une de ces caractéristiques biologiques qui influence la présence de certaines espèces en non labour : les espèces dont la germination est plutôt superficielle sont favorisées.

D'autre part, la concentration superficielle des semences est un avantage pour les espèces **à faible dormance et dont les semences ont une durée de vie courte** (6 à 10 ans). Elles ont généralement un **taux de décroissance rapide de leur stock semencier**. En effet, ces espèces disparaissent rapidement en labour lors de leur enfouissement sans donner de plantules viables alors qu'en travail superficiel, elles trouvent les conditions favorables à une levée rapide.

Ces trois conditions sont remplies pour des graminées comme le vulpin, le Ray-Grass, la folle avoine et le brome stérile qui sont favorisées par le non labour. La plupart des dicotylédones ont en revanche des taux de décroissance annuels faibles, des durées de vie dans le sol longue à très longue et la possibilité de germer à des profondeurs supérieures à celles des graminées. Néanmoins, le gaillet fait exception. Son taux de décroissance annuel est élevé et Dessaint et al. (1993) ont montré que dans des parcelles non désherbées en travail superficiel, dans une rotation orge de printemps/pois/blé d'hiver, le nombre de levées de gaillet était multiplié par 7 au bout de 7 ans par rapport aux parcelles non désherbées en labour.

Bien que les espèces à germination superficielle et à taux de décroissance rapide de leur stock semencier soient favorisées en non labour, une bonne gestion de l'inter culture dès le passage aux techniques culturales sans labour peut permettre de réduire leur impact rapidement en quelques années : des déchaumages superficiels, la technique des faux semis pourra épuiser plus rapidement leur stock semencier que le labour qui chaque année va à la fois enfouir des semences (et donc entretenir le stock semencier) et en faire remonter dans les horizons superficiels ce qui va favoriser leur germination.

Le non labour favorise la reproduction végétative de certaines vivaces. Il n'y a pas de perturbation physique du développement de drageons, de rhizomes ou de stolons qui réduit les réserves des vivaces. Un essai conduit par l'ACTA de Baziège a montré qu'au bout de 4 ans on observait 4 fois plus de levées de liseron des champs en non labour dans une rotation sorgho/tournesol/blé d'hiver. En non labour la reproduction par

germination du chardon des champs, du liseron des champs et du liseron des haies est fréquente alors qu'elle est rare en labour.

Debaecke et al. (1990) ont étudié les interactions travail du sol et rotation. En technique simplifiée avec des retours fréquents de culture de printemps, on assiste à une amplification du développement des vivaces comme le chardon et les liserons ainsi que de certaines graminées annuelles comme les sétaies, les digitaires et les panics. Avec un retour fréquent de cultures d'automne les annuelles favorisées par le non labour voient également leur développement amplifié. C'est le cas du vulpin, du pâturin, du Ray-Grass, du brome, du gaillet et du géranium. Sur des graminées d'automne, une culture de printemps « fonctionne » comme un labour. D'où la possibilité de supprimer le labour sans risque quand la rotation est adaptée.

## 2. Les techniques culturales sans labour et le désherbage

### 2.1. Les techniques culturales sans labour et les pratiques de désherbage

Pendant 7 années consécutives, de 1991 à 1997, le groupe de travail ANPP-COLUMA a réalisé une enquête sur l'évolution du salissement de 150 parcelles agricoles. Chaque parcelle était suivie chaque année. Tous les grands bassins de production étaient représentés. Et 10 systèmes de production ont pu être analysés. Parmi ces systèmes figuraient des systèmes de culture d'automne au moins 5 années sur 7 avec labour ou sans labour au moins 5 années sur 7, des systèmes de culture alternant culture d'automne et de printemps et enfin des systèmes de culture de printemps avec les mêmes modalités de travail du sol. La durée de l'inter culture, les techniques de gestion de l'inter culture, les espèces cultivées et leur date de semis ont été analysées. La nature de l'échantillon n'a pas permis de comparer l'évolution de tous les systèmes de culture. Néanmoins l'analyse comparée des systèmes de culture à dominante d'automne (colza, blé, orge) avec ou sans labour 5 années sur 7 est intéressante.

On constate que le nombre moyen de passage d'herbicide sur la culture du blé est de 1,8 en labour contre 2,2 en non labour. Le système sans labour 5 années sur 7 est le plus propice au développement du brome, du gaillet, du géranium et du vulpin. Le Ray Grass et la folle avoine ne sont pas influencés par les différents systèmes. Globalement le système avec labour a tendance à être défavorable à très défavorable pour les principales mauvaises herbes rencontrées par les agriculteurs alors que le système sans labour a tendance à être favorable à très favorable pour ces mêmes espèces. Le non labour, associé à un très faible nombre de déchaumage est le système le plus favorable au salissement des parcelles (toutes espèces confondues au nombre de 60) et plus particulièrement sur les espèces suivantes : chardon, brome, gaillet, géranium, chiendent, renouée liseron et Ray Grass. Notons cependant que si le vulpin est plus présent dans le système sans labour, c'est plus à cause de la faible performance du programme de désherbage que directement à cause du travail du sol. Il faut toutefois souligner que les désherbages insuffisants cités par les agriculteurs concernent des programmes à base d'herbicides à action racinaire de pré levée ou de post levée dont l'efficacité peut être diminuée du fait de leur interception par les résidus de récolte à la surface du sol et une plus grande adsorption sur l'horizon de surface plus riche en matière organique. Le brome est inféodé au système sans labour du fait de l'absence à l'époque de l'enquête d'herbicide efficace sur cette graminée (ce qui n'est plus le cas aujourd'hui dans le blé). Avec un nombre de déchaumage limité, cette graminée pose de réels problèmes en céréale d'hiver. Le gaillet est plus présent en culture de colza en non labour ainsi que le géranium. En labour, 3 % des parcelles de colza sont concernées par la présence du géranium alors qu'elles le sont 34 % dans les parcelles sans labour et ce, alors qu'elles sont 93 % à recevoir un traitement efficace contre cette dicotylédone. Le labour permet d'alléger le coût du désherbage du géranium.

Les rotations associant cultures d'automne et cultures de printemps ne présentent pas de contraste aussi fort que celle n'associant que des cultures d'hiver. Ajoutons, qu'à la liste des mauvaises herbes posant des problèmes dans le colza en non labour, le CETIOM ajoute la famille des ombellifères.

La société Du Pont de Nemours a réalisé en février 2001 avec l'appui méthodologique de l'ITCF plus de 4000 interviews de producteurs de céréales concernant les pratiques culturales mises en œuvre 5 années consécutives sur une même parcelle représentative de leur exploitation. L'enquête a été effectuée sur les grands bassins de production et a couvert 85 % de la zone de production du blé en France. L'étude avait pour objet d'identifier et de quantifier les difficultés de désherbage que rencontrent les céréaliers en fonction du système de culture caractérisé par la succession culturale et le travail du sol. Dans 88 % des situations le blé était implanté après un labour systématique ou une alternance labour et non labour. 70 % des parcelles enquêtées étaient dans des rotations alternant cultures d'automne et culture de printemps. Dans 5 % des cas le blé est semé sans labour dans une rotation à base de cultures d'automne. 34 % des agriculteurs pratiquant le non labour en rotation avec cultures d'automne déclarent rencontrer des problèmes de désherbage malgré un nombre de passages (mécaniques et/ou chimiques) plus important que dans les autres conduites. Le vulpin est la graminée la plus fréquente quel que soit le système de culture. Elle est

aussi la plus difficile à désherber. En succession de cultures d'automne et en non labour c'est le brome qui pose réellement problème.

Un travail mené en Midi Pyrénées par la Chambre Régionale d'Agriculture avec le concours du CETIOM, d'ARVALIS-Institut du végétal, de l'ACTA et des Chambres Départementales d'Agriculture a consisté au suivi de parcelles de tournesol entre 2001 et 2004. Un suivi de la flore adventice a été réalisé de 2001 à 2004 par Jean Mamarot de l'ACTA à Baziège. 13 sites ont permis la comparaison des salissements des 2 modalités labour et non labour. Une synthèse pluriannuelle de ces suivis sera réalisée par J Mamarot. Les principaux enseignements que l'on peut d'ores et déjà retenir sont les suivants :

- le non labour concentre les graines en surface. Les levées de mauvaises herbes sont plus nombreuses et nécessitent souvent le recours à des herbicides plus efficaces. De même les résidus de cultures peuvent gêner l'activité des herbicides racinaires et en prolonger la persistance. A l'inverse, le non labour bien maîtrisé au plan désherbage sur 4-5 ans réduit plus rapidement le stock semencier que le labour. Les graines en surface voient leur longévité diminuée et les levées sont moindres sous le mulch des résidus ;
- les salissements sont plus marqués en non labour qu'en labour ;
- lorsque le désherbage est insuffisant, il l'est en labour comme en non labour ;
- globalement, les écarts de propreté entre labour et non labour ne se sont pas aggravés au cours des 4 années de suivi ;
- sur chaque site, le salissement est plus le reflet de la qualité du désherbage que de la technique de travail du sol ;
- la lutte contre les vivaces se fait à l'inter culture avec du glyphosate. Les agriculteurs en non labour disent avoir moins de problèmes de vivaces (probablement aussi parce qu'ils utilisent plus de glyphosate).

Sur les 20 agriculteurs (suivis de 1999 à 2004), 13 ont utilisé le glyphosate en inter culture (23% des surfaces selon enquête postale CETIOM 2004). On dénombre 21 traitements au total sur ces 20 situations, soit en moyenne 1 traitement par parcelle en inter culture. L'utilisation du glyphosate en inter culture est en tendance plus élevée en non labour, même si le nombre de parcelles en labour rend difficile la comparaison, d'autant plus que plusieurs parcelles couples labour- non labour étaient situées chez le même agriculteur et recevaient donc le même programme de désherbage. Le glyphosate est également parfois mélangé avec le(s) produit(s) de pré semis ou de prélevée (4 cas sur 20). L'enquête Du Pont réalisée en 2001 confirme cette utilisation des herbicides non sélectifs bien que dans l'enquête ANPP COLUMA, réalisée entre 1991 et 1997, cela n'apparaisse pas nettement. On peut penser que l'usage de ce type d'herbicide se soit développé au cours des années 1990. Dans l'enquête ANPP Columa, la tendance est à une légère augmentation au fil des années mais avec des variations inter annuelles conséquentes qui peuvent être le fait du précédent et/ou du climat. L'enquête CAT51-CDER sur blé montre que l'usage des anti-graminées augmente légèrement avec l'abandon du labour.. Alors que les impasses anti-graminées sont de 19 % en non labour, elles atteignent 26 % en labour. On constate également une évolution dans le choix des familles chimiques utilisées : en non labour, la famille récente des sulfonilurées est plus souvent choisie. Cela confirme un risque de salissement plus important des parcelles par les graminées puisque certains herbicides de cette famille ont une très bonne efficacité sur vulpin et surtout sur le brome stérile inféodé à l'abandon du labour.

Globalement, ces études confirment les évolutions de flores constatées dans le chapitre précédent. Tous les types de rotation dans les différents milieux pédoclimatiques français n'ont pas été étudiés mais on constate, que le changement de système de culture avec des techniques de travail du sol sans labour influence la flore des parcelles tout comme les changements de rotations ou les changements de dates de semis par exemple. L'évolution de la flore n'est pas un obstacle au système sans labour à partir du moment où l'ensemble des techniques de désherbage, chimiques et mécaniques, est mise en œuvre. C'est notamment la gestion de l'inter culture qui est déterminante pour la maîtrise des mauvaises herbes comme elle peut également avoir un rôle favorable dans la lutte préventive contre certaines maladies ou certains ravageurs : c'est ce que nous aborderons dans les chapitre 5 et 6.

Selon le type d'adventice et sa biologie (Taux Annuel de Décroissance, profondeur de germination, période de levée, moyens de lutte en culture...), les mesures à mettre en œuvre pour contrôler l'adventice ne sont pas les mêmes.

## 2.2. Les techniques culturales sans labour et l'efficacité du désherbage

La simplification du travail du sol peut avoir plusieurs types d'impacts négatifs ou positifs sur l'utilisation d'herbicides de synthèse.

La présence de résidus de culture en surface, jusqu'à 10 T/ha a un effet écran qui va limiter l'efficacité des herbicides à absorption racinaire ou de contact pour les interventions en pré levée ou en post levée précoce : une quantité moindre d'herbicide atteindra le sol. Banks et Robinson (1986) ont mesuré qu'avec une quantité de 2,2 T/ha de paille de blé, 30 % de la quantité d'alachlore appliquée atteignait le sol et moins de 20 % de celle de métolachlore appliquée. Avec des quantités de paille de 4,5 et 2,2 T/ha, l'activité des herbicides est réduite de 15 à 25 %. Avec une quantité de paille de blé de 1,1 T/ha, l'efficacité des herbicides n'a pas été affectée bien qu'environ la moitié des quantités d'herbicide appliquées ait été interceptée. Pour Crutchfield et al. (1985) la concentration en herbicide dans le sol après application est réduite de 80 % avec 6,8 T/ha de paille et de 55 % avec 3,4 T/ha. Néanmoins, ils mettent en évidence une certaine activité herbicide du mulch sur des adventices comme le panic pied de coq, le panic faux millet, le panic capillaire et l'amarante blanche. L'hypothèse de cette activité herbicide est double : simple effet d'étouffement ou effet allélopathique du mulch. Ils soulignent que malgré une concentration d'herbicide inférieure dans le sol, l'humidité que procure la paille permet une meilleure activité de l'herbicide.

La baisse d'efficacité peut également être due à une augmentation de la volatilisation (cf. Impacts environnementaux des Techniques culturales Sans Labour – Produits phytosanitaires et Environnement). Pour Thelen et al. (1998), la volatilisation de la clomazone est plus élevée en semis direct et en travail superficiel qu'en labour. Cela est dû à la présence de résidus de maïs qui couvrent 62 % de la surface en semis direct contre 15 % en travail superficiel et 0 % en labour. La présence de résidus augmente la surface d'échange entre l'herbicide et l'atmosphère ainsi que l'humidité comme le confirment Wienhold et Gish (1994), Teasdale et al. (1984) et Glotfelty et Schomburg (1989) cité par Wienhold et Gish.

Les résidus de culture en surface augmentent la teneur en matière organique de l'horizon superficiel en non labour (cf. Impacts environnementaux des Techniques culturales Sans Labour – Produits phytosanitaires et Environnement) ce qui conduit à une augmentation de l'adsorption des herbicides et donc d'une moindre disponibilité pour les mauvaises herbes. Cela peut conduire à une baisse de leur efficacité. D'après Calvet et al. (1980) et Mazzoncini et al. (1997), le taux de matière organique ou de résidus du sol est pris en compte lors du choix de certains herbicides racinaires et de la dose d'application. Les urées substituées sont par exemple particulièrement sensibles au taux de matières organiques et d'argiles; d'autres le sont moins comme les amides (Légurame, Kerb Flo sur pois protéagineux). La matière organique serait préférentiellement responsable de l'adsorption des herbicides non ioniques.

La nature des matières organiques est un point moins pris en compte mais qui peut également avoir une influence comme l'ont montrée Benoît et al. (2003).

Les herbicides, selon leur nature peuvent être plus ou moins adsorbés. Par exemple, les herbicides à basse solubilité dans l'eau ou ayant une forte affinité pour les solvants organiques sont en général fortement adsorbés par les matières organiques mais l'inverse n'est pas toujours vrai. L'aptitude de la molécule à s'ioniser ou à acquérir une polarité est déterminante. Le pH du sol est alors un facteur essentiel.

La température du sol et l'humidité peuvent avoir une influence en modifiant les propriétés physico-chimiques des surfaces d'adsorption.

Le taux de matières organiques est un facteur essentiel de l'adsorption de nombreux herbicides : c'est le cas de l'atrazine en sols humifères par exemple.

Leur structure chimique, en particulier les fonctions acides explique leurs propriétés d'adsorption.

Dans cette étude (Calvet et al. 1980) menée sur plusieurs sols dans des sites différents, on obtient une forte corrélation entre le taux d'adsorption du chlortoluron et le taux de matières organiques.

En non labour, l'augmentation du taux de matière organique à la surface du sol de 0.5 à 1 point peut augmenter l'adsorption de façon significative. En se référant à la courbe de cet essai, le Kd du chlortoluron augmente de 0.4 à 0.8 point.

Les urées substituées et les triazines, particulièrement sensibles au taux de matières organiques, seraient les plus concernées.

Le non labour peut également diminuer le pH de 1 à 2 unités. Cela peut jouer sur l'adsorption des sulfonyles par exemple. Walker et al. (1989) ont montré qu'en passant d'un pH 6 à pH 5 on multipliait par trois le coefficient d'adsorption du chlorsulfuron. De même, Slack et al. (1978) ont montré que la baisse du pH réduisait la persistance de la simazine.

L'augmentation de l'activité microbienne en non labour peut faciliter la dégradation des herbicides ce qui peut induire une moindre efficacité des herbicides à absorption racinaire sur les levées échelonnées de mauvaises herbes. Cette augmentation de l'activité microbienne et de la dégradation des produits phytosanitaires est abordée dans le chapitre « Impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour – Produits phytosanitaires et Environnement ». Cela a été également montré par Walker et al. (1989) pour le metsulfuron-méthyl et le chloresulfuron. Zanin et al. (1994) ont obtenu les mêmes résultats sur un site expérimental en Italie pour l'isoproturon dont la persistance d'action était plus réduite en non labour. En revanche sur un site expérimental allemand où le même protocole était appliqué, il n'y a pas eu de différence significative entre labour et non labour. Un essai du même type réalisé avec du métolachlore en Italie et au Portugal a présenté la même dichotomie : une dissipation plus rapide en non labour en Italie et aucune différence au Portugal. Cela nous renvoie aux conclusions du chapitre « Impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour – Produits phytosanitaires et Environnement » : quand un produit phytosanitaire est appliqué sur le sol, différents phénomènes entrent en compétition (adsorption, désorption, dégradation, transfert) et dépendent étroitement du type de sol, de son statut hydrique et du climat qui va suivre. Cela permet de comprendre qu'il est difficile de tirer des conclusions trop tranchées sur les différences de résultats constatées précédemment.

Parmi les impacts négatifs sur la culture que peut entraîner le non labour, on trouve le manque de sélectivité des herbicides et la rémanence prolongée des herbicides qui peuvent occasionner des dégâts sur la culture suivante.

Le manque de sélectivité concerne deux types d'herbicides : les herbicides à sélectivité de position et les herbicides racinaires systémiques. Pour les premiers, la raison d'un manque de sélectivité vient d'un semis dont la profondeur est moins régulière en non labour qu'en labour, notamment en semis direct sans déchaumage préalable. Le semis direct a alors tendance à laisser des semences en surface ou à une profondeur trop faible pour que la sélectivité de position soit effective. Les semences en contact avec des herbicides de la famille des toluidines ou de la famille des carbamates meurent peu après leur germination. Quant aux herbicides systémiques racinaires (urées substituées), du fait de semences en surface ou à faible profondeur, et du fait d'une humidité plus importante en non labour, il y a une absorption d'herbicide supérieure à la capacité de détoxification des jeunes plantules qui entraîne leur disparition. Ces phénomènes peuvent être contrôlés et maîtrisés par un semis en excellente condition avec un semoir adapté et parfaitement bien réglé et sous réserve d'avoir réalisé auparavant un ou plusieurs déchaumages pour une meilleure préparation du lit de semence. D'autre part, les herbicides de ces familles sont maintenant de moins en moins utilisés et ont été remplacés par des herbicides de post levée à absorption foliaire. Néanmoins, le recours à la famille des urées substituées reste nécessaire en cas de résistance des graminées aux herbicides foliaires et la préparation du semis en excellente condition reste indispensable pour éviter des phytotoxicités.

Le risque de rémanence prolongée des herbicides concerne la famille des toluidines et celle des sulfonurées ainsi que le napropamide. Il a pu concerner dans le passé celle des triazines maintenant retirée du marché ainsi que l'éthofumésate à une époque où il était appliqué à forte dose. Le désherbage séquentiel de la betterave à très petites doses a considérablement réduit ce type de risque. Ce risque de rémanence provient du fait que l'herbicide persistant est concentré dans une masse de sol beaucoup plus faible qu'en labour et que cette concentration se situe en surface du sol. Si les conditions de dégradation biologique de l'herbicide sont perturbées, sécheresse par exemple, et qu'on sème après la récolte de la culture une plante extrêmement sensible à l'herbicide préalablement appliqué, on peut voir des symptômes de phytotoxicité graves qui peuvent conduire à l'implantation d'une autre culture.

### **III. Les techniques culturelles sans labour et les phénomènes de résistance**

Depuis quelques années apparaissent de façon significative des phénomènes de résistance de graminées adventices aux herbicides actuellement utilisés. En non labour, devant l'efficacité parfois aléatoire des herbicides racinaires de la famille des urées substituées, les agriculteurs ont utilisé des herbicides à action foliaire de la famille des Fop (en céréales) et des Dim (en oléagineux, protéagineux, betteraves). L'utilisation de cette famille d'herbicide a rapidement été adoptée par les agriculteurs cultivant en labour. Bien que l'utilisation des urées soit restée importante, le développement des herbicides de la famille des Fop a rapidement sélectionné des vulpins et des Ray Grass résistants. Dans la famille des sulfonurées des anti-graminées efficaces sont apparus. Le problème est que leur site d'action est proche de celui de la famille des Fop. Au cours de la campagne 2005-2006, un cas d'agrostide jouet du vent résistant à une sulfonurée a été identifiée en Suisse et des cas de vulpins résistants à cette famille ont été confirmés en Grande Bretagne. Il est souvent indiqué (Mamarot) qu'en régime de semis direct stabilisé, et si le régime de transition a été bien géré au niveau du désherbage, les espèces à stock semencier transitoire (semences à taux de décroissance



rapide de leur stock semencier) voient leur densité se réduire. Le problème des résistances ne se pose alors pas de manière différente, notamment au niveau de la résistance aux herbicides foliaires. Mais en régime de transition les problèmes pourraient être plus difficiles à résoudre que dans les systèmes avec labour. Le non labour n'est pas un facteur d'apparition des phénomènes de résistance mais il peut accélérer son développement.

#### **IV. Les techniques culturales sans labour et le coût du désherbage**

Quel peut être l'impact du non labour sur le coût du désherbage ? L'enquête ANPP COLUMA apporte quelques éléments de réponse pour les rotations qui posent le plus de problèmes de désherbage (colza/blé/orge). Toutes cultures confondues, le coût moyen du désherbage est supérieur de 23 €/ha en non labour, dont 6 €/ha en désherbage de l'inter culture. La variation des coûts est toutefois importante. En désherbage de l'inter culture, en non labour, le coût varie de 0 à 24 €/ha. Toutes cultures confondues, le coût du désherbage en culture varie de 35 à 61 €/ha en labour et de 35 à 123 €/ha. En culture de blé, le coût du désherbage varie de 18 à 56 €/ha en labour pour une moyenne de 34 €/ha, et de 27 à 72 €/ha en non labour pour une moyenne de 54 €/ha. Il est en moyenne de 6,6 €/ha en inter culture ce qui représente une augmentation totale du désherbage de 26 € en moyenne en non labour. Sur colza et orge d'hiver on assiste également à une augmentation du coût du désherbage en non labour. Cependant cette augmentation due au poste herbicide n'affecte pas la marge directe dans la mesure où les exploitations en non labour ont des charges de mécanisation moins élevées. Les résultats de cette enquête sont représentatifs d'une diversité de maîtrise du système de culture. En effet en non labour et en absence de déchaumage et de désherbage chimique de l'inter culture, on assiste à des problèmes de contrôle des mauvaises herbes et à un surcoût du désherbage pouvant aller jusqu'à 120 €/ha en contre partie d'un temps de traction beaucoup plus faible. Avec un nombre de déchaumage supérieur à 2 et en absence de désherbage chimique, le contrôle des adventices est satisfaisant, il n'y a pas de surcoût du désherbage mais le temps de traction est comparable à celui du labour. Enfin, avec 1 à 2 déchaumages et le désherbage chimique de l'inter culture, on a une bonne maîtrise du désherbage, un surcoût limité d'environ 15 à 23 €/ha et un gain de traction de 30 % par rapport au labour.

Cette analyse réalisée il y a quelques années mériterait d'être actualisée. Le coût des herbicides non sélectifs a baissé, celui des carburants a augmenté et les prix de vente des cultures sont devenus très fluctuants. Néanmoins, à partir du moment où l'inter culture est bien gérée, il apparaît que le non labour n'engendre pas de baisse de la marge nette des cultures.

#### **V. Les techniques culturales sans labour et les maladies**

Le labour, par l'enfouissement de résidus de cultures potentiellement infecté de champignons parasites des cultures permet une certaine lutte prophylactique contre les maladies. Les impacts des techniques de travail du sol peuvent être positifs ou négatifs selon les maladies. Ainsi les essais réalisés par ARVALIS – Institut du végétal à Boigneville en 2002 ont montré que le blé en non labour présentait moins de symptômes de piétin verse qu'en labour que ce soit après un maïs ou un sorgho ou en monoculture de blé. En revanche, en deuxième blé, le piétin verse était favorisé par le non labour. Dans cette situation, l'inoculum présent sur les pailles du 1<sup>er</sup> blé reste en surface et peut contaminer le blé suivant tandis qu'il est enfoui lorsque la parcelle est labourée.

Par ailleurs, en non labour le risque d'avoir des graminées adventices (vulpins ray-grass) s'accroît et celles-ci sont des vecteurs potentiels du piétin verse et du piétin échaudage et par voie de conséquence, peuvent être à l'origine d'une augmentation de l'inoculum présent dans la parcelle. Il en est de même pour les repousses de céréales qui doivent être détruites à l'inter culture. Pour Delos et al. (2003), les techniques de travail du sol sans labour diminuent la pression du piétin verse même si la réduction des sections nécrosées est relativement faible comme le soulignent Le Henaff et Couleaud (2003).

Pour le piétin échaudage, on constate un effet favorable sur le développement de cette maladie en non labour. Les techniques de travail du sol sans labour laissent les racines de blé (source d'inoculum) plus près de la surface, favorisant la maladie (le piétin échaudage se propage par croissance mycélienne). En parcelle labourée, l'inoculum est enfoui plus profondément, ce qui retarde la contamination des racines de la culture en cours d'implantation. Pour des blés de 3<sup>ème</sup> rang ou plus, se mettent en place des mécanismes de rééquilibrage de la flore du sol qui conduisent au déclin de la maladie. Dans un certain nombre d'essais (non publiés) réalisés en sol argilo-calcaire dans le Cher, les TSL ont réduit le piétin échaudage. L'explication est que dans ce type de milieu, les TSL laissent des sols moins creux que sur labour, les sols creux constituant un autre facteur de risque de cette maladie.

Les niveaux d'infection de pathogènes comme *Pseudocercospora herpotrichoides*, *Fusarium sp.* et *G. graminis* sont plus faibles dans les blés avec un travail du sol réduit. Cela serait dû à l'activité microbienne plus élevée et au développement de microorganismes antagonistes aux champignons pathogènes comme l'ont noté Brautigam et Tebrügge (1994). Cela est à relativiser car l'effet précédent ou antécédent joue également un rôle important dans le développement de ces pathogènes. Ainsi Delos et al. (2003) notent que lorsque le précédent n'est pas une culture hôte mais que l'ante précédent est une culture hôte, le labour est susceptible d'augmenter le risque maladie en remontant des pailles infectées, notamment quand elles ont été enfouies par un labour avant l'implantation du précédent. Quant aux champignons avec un inoculum à dissémination large, le labour ne permet de réduire le développement des maladies que si il est pratiqué par l'ensemble des agriculteurs d'une zone donnée.

Le développement des fusarioses résulte de la combinaison de trois facteurs : un climat doux et pluvieux entre l'épiaison et la floraison, la présence d'inoculum sur les résidus de la récolte du précédent et la sensibilité variétale. Les conséquences peuvent être importantes : baisse de rendement (jusqu'à 25 %), altération de la faculté germinative des semences, dégradation de la qualité technologique et sanitaire des grains (production de mycotoxines).

Avec un précédent blé ou maïs, le labour permet de réduire de manière importante le développement des fusarioses : la contamination des grains et le taux de mycotoxines baissent d'environ 80 % (Delos et al., 2003). Dans les essais menés par Arvalis, il n'a été noté d'impact négatif uniquement avec des précédents maïs et sorgho : bien que le blé puisse être porteur d'inoculum, le non labour n'a pas favorisé le développement de cette maladie sur le blé suivant.

La nouvelle réglementation sur les teneurs maximales en mycotoxines sur les récoltes de céréales nécessite, en système sans labour de choisir des variétés peu sensibles aux fusarioses et l'adaptation d'une bonne protection fongicide.

Delos et al. (2003) soulignent que la lutte contre l'ergot du seigle passe par le labour. L'enfouissement des sclérotés de *Claviceps purpurea* à 15 cm de profondeur pendant 6 mois élimine leur survie et la production de stromas (Bretag et Merriman, 1981). Delos et al. (2003) observent que le non labour provoque un léger développement des septorioses et un développement plus significatif de *Drechslera tritici repentis* avec une incidence de la maladie deux fois plus importante qu'en labour (Bailey, 1996). Cet effet est significatif si les résidus enfouis sont porteurs d'inoculum (Labreuche et al., 2003).

Sur tournesol, la lutte contre le phomopsis peut être réalisée par un broyage des résidus de récolte et leur enfouissement. Privé de lumière, le mycélium du champignon présent sur les cannes de tournesol est incapable de produire des périthèces.

Sur colza, le CETIOM précise que la présence de résidus sur le sol favorise la production d'inoculum de phoma, la circulation des spores et la contamination des parcelles voisines. Il est donc conseillé de déchaumer après la récolte pour dégrader les pailles et les enfouir. Par ailleurs, la présence de pailles due à un précédent céréale crée un mulch qui pour le colza constitue une couche de terre supplémentaire à traverser. On peut observer en cas de mulch épais des elongations de l'hypocotyle. Cette zone d'elongation est une zone fragile, sensible aux blessures mécaniques et au gel. Une blessure peut alors favoriser la pénétration du phoma dans la plante. On ne remarque pas de lien très net entre non labour et attaques de phoma. Le phoma peut avoir des causes diverses (variété, gestion des pailles, croissance du colza, vigueur du colza etc.). Mais le risque est potentiellement plus élevé en non labour.

Le suivi du réseau de parcelles en Midi Pyrénées mené de 2001 à 2004 par la Chambre Régionale d'Agriculture avec le CETIOM, l'ACTA, ARVALIS – Institut du végétal et les Chambres Départementales d'Agriculture n'a pas permis de vérifier si le travail du sol pouvait avoir un impact sur la pression de maladie du tournesol, les années climatiques ayant été défavorables aux maladies.

Sur maïs, Delos et al. (2003) notent qu'un broyage soigné et l'enfouissement des résidus réduisent la présence de nombreuses sources d'inoculum avec un impact sur les fusarioses (Cotten et Munkvold, 1998), *Rhizoctonia solani* (Fenille et al., 2001), et *Stenocarpella sp* (Flett et al., 1998).

Il en est de même pour l'helminthosporiose du maïs (Naïbo et al., 2000), la kabatielllose du maïs (Naïbo et Thierry, 1999) et l'antracnose (*Colletotrichum.graminicola*) (Naïbo 1998).

Pour Arvalis – Institut du végétal, la gestion des résidus de maïs par broyage et enfouissement a en effet un impact positif sur la limitation des fusarioses. Néanmoins l'effet prépondérant du développement de ces pathogènes reste le climat. L'helminthosporiose du blé semble favorisée en non labour quand le précédent est un blé et en monoculture de blé. Il s'agit là d'une interaction entre précédent et travail du sol.

Pour certaines maladies de blé, on n'a pas connaissance d'effet connu du non labour sur leur développement, quelque soit le précédent. Il s'agit de l'oïdium et des rouilles.

Sur pomme de terre, on constate (Martin et al., 2004) une accumulation de résidus des cultures précédentes dans l'horizon exploré par les tubercules. La quantité de paille non décomposée est très significativement supérieure à la surface et au cœur des buttes en non labour. Cela pourrait augmenter la présence de sclérotos de rhizoctone. Des notations réalisées sur 5 sites expérimentaux en sol limono-argileux ont montré une aggravation, de la contamination des tubercules par les sclérotos de rhizoctone. Sans aller vers un recouvrement complet des tubercules par le champignon, les contaminations sont un peu plus élevées et plus intenses sur les parcelles non labourées.

Au cas où les résidus seraient très importants et auraient un impact négatif sur la porosité et l'aération du sol, on pourrait craindre des problèmes de galle commune. Néanmoins peu d'écarts qualitatifs ont ou être mis en évidence sur le développement de parasite de type galle commune, galle argentée ou dartoise.

Pour la culture de la betterave, l'ITB ne note pas de problème particulier de parasitisme fongique dû au non labour.

On signalera toutefois que pour la pomme de terre, il est difficile de parler de techniques simplifiées du travail du sol dans la mesure où un travail profond est nécessaire en automne pour favoriser l'implantation de la culture au printemps.

L'impact des techniques de travail du sol sans labour paraît plutôt favorable à certains pathogènes d'un certain nombre de cultures. Mais cet impact est très lié au climat, aux techniques culturales et à la rotation pratiquées. En labour, comme en techniques de travail du sol simplifiées, la pression parasitaire est principalement déterminée par le type de rotation pratiquée. Le non labour ne fait qu'accentuer dans une certaine mesure certains pathogènes, insectes ou mauvaises herbes. Un broyage soigné des résidus de culture, leur enfouissement superficiel, une gestion efficace des mauvaises herbes durant l'inter culture, un choix variétal avec un bon niveau de résistance aux maladies et une protection raisonnée à base de fongicides efficaces permettent d'assurer des productions de qualité en non labour.

## **VI. Les techniques culturales sans labour et insectes ravageurs**

Dans l'esprit de nombreuses personnes, les limaces sont souvent associées au non labour. En réalité, elles sont associées à la fois au non labour et à la présence de couverts végétaux ou de repousses de culture. Néanmoins, la présence de débris végétaux en surface constitue un facteur de développement des limaces par l'abri qu'ils constituent pour ces mollusques. On note une présence plus fréquente de limaces dans les monocultures de maïs, les oléagineux et les céréales conduites sans labour. Pourtant le labour enfouit plus les limaces qu'il ne les détruit. L'intérêt de cet enfouissement est de retarder l'attaque des limaces sur la culture suivante si le labour est réalisé juste avant le semis. Cette remontée peut être retardée de 10 à 45 jours selon le climat et la structure du sol (Taupin et Bousquet, 2005). Mais que ce soit en labour ou en non labour, la lutte prophylactique contre ce ravageur passe par un travail superficiel du sol en inter culture qui permet de ralentir l'activité des limaces en perturbant leur biotope, qui détruit une fraction des populations et les œufs et qui élimine les repousses de culture qui sont une source de nourriture (Taupin et Bousquet, 2003). On notera que c'est la répétition des passages de déchaumage superficiel qui apporte la meilleure efficacité préventive mais qu'en système de travail du sol sans labour, un des objectifs est de réduire le plus possible les interventions culturales. La lutte chimique est pratiquée de la même manière en labour et en non labour. Elle reste plus fréquente en non labour du fait des débris végétaux plus importants à la surface du sol.

Des résultats non publiés ont montré que les TSL pouvaient permettre une réduction de l'activité des limaces. Cela semble lié à des lits de semences plus fins et moins creux que sur labour, dans des sols argileux ou argilo-calcaires.

Sur maïs ou betteraves, on constate une recrudescence des attaques de limaces en semis sous couvert, notamment lorsque ce dernier est détruit assez tardivement au printemps. C'est la conjonction de deux facteurs que semble déclencher les attaques : un sol non travaillé, au moins au printemps, et la présence de résidus de couvert en surface qui ne sont pas enfouis.

En non labour, et notamment en monoculture de maïs, la lutte contre la pyrale est plus difficile à réaliser qu'en labour. Pour détruire les larves présentes dans les tiges de maïs il est conseillé de broyer finement les tiges avec un broyeur à axe horizontal qui répartit de manière homogène les résidus sur le sol puis de les enfouir pour rendre plus difficile la remontée des papillons en surface en fin de printemps ou au début de l'été suivant. Le labour permet un enfouissement plus profond que celui réalisé avec des outils de déchaumage. La lutte contre la pyrale devient également plus difficile à cause du réchauffement climatique : on observe une extension vers le Nord de ce ravageur et plusieurs générations de pyrales peuvent se succéder sur la culture dans les zones les plus chaudes.



La sésamie, traditionnellement inféodée aux régions Sud de la France a connu une expansion importante vers des zones plus septentrionales au cours de ces dernières années. Comme la pyrale, ce ravageur peut comporter deux générations par an, et la zone d'extension de ce papillon a tendance à remonter vers le Nord. Contrairement à la pyrale, la sésamie est sensible au froid : exposée à l'extérieur du collet des tiges de maïs, elle ne survit pas à des températures de  $-6^{\circ}\text{C}$  à  $-8^{\circ}\text{C}$  (Peypelut et al., 1996) . Logée à l'intérieur des collets, il faut des températures létales de  $-11^{\circ}\text{C}$  à  $-13^{\circ}\text{C}$  pour en venir à bout. C'est pourquoi la lutte contre ce ravageur n'est pas influencée par le travail du sol. Il suffit d'effectuer un broyage fin juste après la récolte puis un déssouchage qui éclate et remonte les collets à la surface du sol expose les sésamies au froid et à la prédation des oiseaux. La sésamie n'est pas influencée par le travail du sol.

Il n'y a pas d'effet du travail du sol sur les tipules en général.

La mouche des semis du lupin est présente en toute région et le risque d'attaque est généralisé sur toutes les parcelles. Les traitements de semence ne sont pas efficaces à 100 %. La seule façon d'approcher un tel niveau d'efficacité est d'associer un labour à l'utilisation de traitements de semence.

## VII. Conclusion

L'impact des techniques de travail du sol sans labour sur le parasitisme (mauvaises herbes, champignons pathogènes, insectes ravageurs) a pu être montré dans un certain nombre de cas. A l'exception des graminées adventices résistantes aux herbicides dans des systèmes de culture en non labour, notamment dans les rotations courtes à base de cultures d'hiver, la plupart des problèmes de parasitismes favorisés par les techniques culturales simplifiées ne sont pas insurmontables : des solutions alliant la lutte chimique et les techniques culturales permettent de faire baisser la pression du parasitisme. La plupart des techniques de lutte préventive vis-à-vis des parasites favorisés par le non labour concernent la gestion de l'inter culture. Que ce soit pour limiter les mauvaises herbes, certaines maladies, des insectes comme la pyrale, ou les limaces, c'est par des interventions répétées de travail du sol, même si elles ne réalisent pas un travail profond, qui paraissent indispensables. Certes, l'allongement des rotations et l'alternance des cultures d'automne et de printemps peuvent également réduire ces problèmes de parasitisme, mais selon les types de sol et le climat, les agriculteurs ne peuvent pas toujours changer de production. D'autre part, la fluctuation de plus en plus importante des prix de vente des productions peut aussi freiner cette possibilité.

On notera cependant que les interventions culturales pendant l'inter culture peuvent être antagonistes au choix de système de culture sans labour quand la motivation principale est une baisse des charges de mécanisation ainsi que la diminution des temps de travaux.

## Références bibliographiques

- BAILEY Y K.L., 1996 - Diseases under conservation tillage systems. *Canadian Journal of Plant Science*, 76. 635-639.
- BANKS A.P.; ROBINSON E.L. Soil reception and activity of acetochlor, alachlor, and metolachlor as affected by wheat (*Triticum aestivum*) straw and irrigation. *Weed Science, Champaign*, v.34, n.3, p.607-611, 1986.
- BENOÎT P., SOUILLER C., MADRIGAL I., POT V., RÉAL B., COQUET Y., MARGOUN C., LAILLET B., DUTERTRE A., GRIL J.J., BARRIUSO E. 2003. Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole – Cas des pesticides. *Etude et Gestion des Sols, Volume 10*, 4, pp 299-312.
- BRAÜTIGAM V. ET TEBRÜGGE F., 1994 - Effect of long term plough-less soil cultivation systems on *P. herpotrichoides* (Fron) Deighton, *Fusarium spp.* and *G. graminis* (Sacc.) Arx et Olivier. *Mededelingen - Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent*, 59 (3a).1009-1015.
- BRETAG, T.W. ET MERRIMAN P.R.. 1981- Effect of burial on survival of sclerotia and production of stromata by *Claviceps pupurea*. *Transactions of the British Mycological Society*, 77(3):658-660.
- CALVET R (1980): «Adsorption-Desorption Phenomena» in Interactions between herbicides and the soil. (R.J. Hance ed.), *Academic Press, London*, pgs. 83-122.
- CALVET, R.; TERCÉ, M.; ARVIEU, J. C. 1980. Adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants. *III Caractéristiques générales de l'adsorption des pesticides Ann. Agron.* 31 (3) 239–257.
- COTTEN T.K. ET MUNKVOLD G.P., 1998 - Survival of *Fusarium moniliforme*, *F. proliferatum*, and *F. subglutinans* in maize stalk residue. *Phytopathology*, 88 (6). 550-555.
- CRUTCHFIELD D.A., Wicks, G.A. and Burnside O.C. 1985. Effect of winter wheat (*Triticum aestivum*) straw mulch level on weed control. *Weed Science*. 34:110-114.
- DEBAEKE P., HILAIRE A., 1990. Etude expérimentale de systèmes de culture extensifs et modèles de simulation. In *L'extensification, une forme de modernisation* (séminaire), octobre 1990. Ed. CIFAR, Paris, 137-146.
- DELOS M., FOLCHER L., EYCHENNE N., MAUMENE C., NAÏBO B. ; 2003. Méthodes alternatives de lutte contre les maladies en grandes cultures par suppression de l'inoculum. *Colloque ANPP*.
- DESSAINT F., CHADDOEUF R. ET BARRALIS G. (1993). Influence à long terme du travail du sol sur la densité des levées d'adventices en situation de non désherbage. *Journal Canadien de Botanique*, 71, 919-926.
- DORADO, J., DEL MONTE, J.P. & LOPEZ-FANDO, C. (1999). Weed seedbank response to crop rotation and tillage in semiarid agroecosystems. *Weed Science*. 47(1): 67-73.
- FENILLE R.C., Sannazzaro et Souza N.L. (DE), 2001 - The role of maize plant residues incorporated into the soil on the saprophytic behaviour and pathogenicity of *R. solani* AG-4. *Summa Phytopathologica*, 27 (1). 80-83.
- FLETT B.C., MC LAREN N.W. ET WEHNER F.C., 1998 - Incidence of ear rot pathogens under alternating corn tillage practices. *Plant Disease*, 82 (7). 781-784.
- JOUY L. ET GUILBERT F. ; 1998. Influence des pratiques culturales sur l'évolution de la flore adventice en grandes cultures. *Colloque ANPP-Coloma 1998*.
- JOUY L. ET STRAEBLER B. ; 2001. Analyse des pratiques culturales et effet sur la gestion des adventices. *Perspectives agricoles* 273 : 56-60.
- LABREUCHE J, MAUMENE C, COULEAUD G, SEGUIN B - Tirer parti des rotations pour éviter les maladies du blé- *Perspectives agricoles n°288* mars 2003. 58-61.
- LE HENAFF G. ET COULEAUD G., 2003 - Stratégies fongicides. Raisonnement du risque piétin-verse : un partenariat pour une même approche. *Perspectives Agricoles*, 287. 68-71.
- MARTIN M., DAOUZE J.P., DERANCOURT F., POUTRAIN B. 2004. Le non labour convient bien aux pommes de terre. *Perspectives Agricoles. Dossier Machinisme. N°300*, pp 39-50.
- MAZZONCINI M., PERUZZI A., COLI A., GINANNI M., 1997. Effects of tillage systems on durum wheat yield, soil properties and work chain characteristics in central Italy. *Fragmenta Agronomica*, 2, 449-452.
- NAÏBO B. ; 1997. Techniques de protection du maïs contre la sésamie *Sesamia nonagrioides* : méthodes culturales, chimiques et variétés transgéniques. *Colloque ANPP*, p 1077.
- NAÏBO B. ET THIERRY J. ; 1998. Le retour de la Kabatiellose. *PHYTOMA – La Défense des Végétaux n°513*, p 24.
- NAÏBO B. ; 1998. Maladies du maïs assez peu répandues et souvent maîtrisées par la génétique. *Perspectives Agricoles n°240*, p 69.
- NAÏBO B. ; 2000. Helminthosporiose chez le maïs – Intérêt de la tolérance variétale. *Perspectives Agricoles n°280*, p 92.

- NAÏBO B., PORTE-LABORDE A. ET RENOUX J.-P., 2000 - L'Helminthosporiose du maïs : Intérêt des méthodes préventives culturales et génétiques. *Phytoma*, 523. 22-23.
- SLACK C.H.; BLEVINS R.L.; RIECK C.E. 1978. Effect of soil pH and tillage on persistence of simazine. *Weed Science*, v.26, p.145-148, 1978
- TAUPIN P. ET BOUSQUET N. 2002. Limaces : une lutte sans répit s'engage ! *Perspectives Agricoles n°283*, p 54.
- TAUPIN P. ET BOUSQUET N. 2005. Stratégies de lutte – S'organiser contre les limaces. *Perspectives Agricoles*, p 50.
- TEASDALE J., SHELTON R., DANIEL R., SADEGHI A., ISENSEE M., ALLAN R. 1984. Influence of hairy vetch residue on atrazine and metolachlor soil solution concentration and weed emergence *Weed Science Volume: 51 Issue: 4 Pages: 628-634*
- THELEN K.D., KELLS J.J., PENNER D. 1998. Comparison of application methods and tillage practices on volatilization of clomazone. *Weed Tech. 2* : 323-326.
- WIENHOLD, BJ AND TJ GISH (1994) Effect of formulation and tillage practice on atrazine and alachlor. *Journal of Environmental Quality* 23,292-298.

Bilan de 3 années d'enquêtes sur l'implantation du colza d'hiver en techniques culturales simplifiées en Berry - G SAUZET - CR ETS - CETIOM.

Implantation des cultures oléagineuses en conditions de travail du sol simplifiées - 2<sup>ème</sup> année d'étude - CR C00ETS - G SAUZET - CETIOM - Novembre 2000.

Implantation des cultures oléagineuses en conditions de travail du sol simplifiées - CR C99EIC - G SAUZET - CETIOM - Octobre 1999.

Travail simplifié - Diagnostic des parcelles suivies en 1998-1999. D WAGNER - CETIOM - Juillet 2000.

Implantation du colza en conditions de travail du sol simplifiées - CR C00STS36005 - G SAUZET - CETIOM - Octobre 2000.

Implantation du colza en conditions de travail du sol simplifiée - Campagne 2001 - CR C01STS - G SAUZET - CETIOM - Janvier 2002.

Travail simplifié - CR C02STS - G SAUZET - CETIOM.

Enquête chez des producteurs de tournesol en techniques culturales simplifiées – CR rédigé par V LECOMTE – Emis le 16/12/1999.

Enquête postale 2004 sur les conduites du tournesol (synthèse nationale et listing). D WAGNER. Armoire partagée Notes CETIOM.

Tournesol 1999 – Travail du sol simplifié + Horsch – CR des suivis de parcelles – P CRISTANTE ET A ESTRAGNAT . Emis le 13/12/1999. Armoire Applix CETIOM.

Implantation des cultures d'été en techniques culturales simplifiées – Tournesol – Suivis des parcelles 1999. Mai 2000. A ESTRAGNAT, V LECOMTE ET JF BRUNO (INRA).

Techniques culturales simplifiées – CR des suivis de parcelles de tournesol 2001 – H JANY ET A ESTRAGNAT. 10/12/2001. Armoire Applix CETIOM.

Tournesol 2002 – Techniques culturales simplifiées – CR des suivis de parcelles. C MONY ET A ESTRAGNAT. 30/09/2002. Armoire Applix CETIOM.

Tournesol 2003 - Techniques culturales simplifiées – CR des suivis de parcelles (MR ISTRIA ET DARTIGUES). M HEBRAIL ET A ESTRAGNAT. 06/11/2003. Armoire Applix CETIOM.

Tournesol – Travail du sol simplifié. CR des suivis 2004. R SEGURA, P CRISTANTE ET A ESTRAGNAT. 07/01/2005.

Travail sans labour et cultures oléagineuses, dossier Oléoscope n°87, Novembre 2006. Pages 11-31.

## Impacts des TCSL sur les gaz à effet de Serre

GERMON J.C. (INRA de Dijon) et le Groupe de travail « BILAN EFFET DE SERRE »<sup>1</sup>

L'objectif de cette synthèse est d'évaluer l'impact des techniques de culture sans labour (TCSL) sur la contribution de l'agriculture à l'effet de serre. Un tel effet ne peut être évalué que par l'intermédiaire d'un bilan des modifications induites par cette pratique culturale que l'on se propose de comparer à un mode de culture traditionnel basé sur le labour. Un tel bilan va intégrer d'une part l'effet des modifications des pratiques culturales sur les émissions de gaz à effet de serre par le sol et la végétation, d'autre part l'effet sur les émissions liées directement ou indirectement aux techniques culturales elles mêmes et aux outils qu'elles nécessitent. En ce qui concerne les sols et la végétation cela nous conduit à évaluer deux types de modifications induites par le travail du sol : en premier lieu celles apportées au cycle du carbone et aux échanges de CO<sub>2</sub> entre le système sol-plante cultivée et l'atmosphère, qui sont estimées à travers les modifications du stock de carbone du sol ; en second lieu celles touchant aux émissions de gaz à effet de serre autres que CO<sub>2</sub> produits par le sol. Avant d'établir un tel bilan il importe de rappeler quelques éléments sur l'évaluation de cet effet de serre et sur les émissions qui en sont à l'origine.

### I. L'effet de serre et ses différentes composantes

L'effet de serre est la conséquence des propriétés physiques des gaz qui entourent la terre et qui sont à l'origine de l'échauffement naturel qui a permis le développement d'un milieu vivant à la surface du sol et des océans. On est amené à distinguer un niveau de base de l'effet de serre, qui était celui de la période pré-industrielle, avec une température moyenne en surface du globe de 15° C, de l'effet de serre additionnel consécutif à une accumulation marquée de gaz produits par l'activité humaine. La caractérisation des composés responsables de cet effet de serre conduit à différencier un ensemble de composés persistants dans l'atmosphère et uniformément mélangés à la troposphère<sup>2</sup>, et des composés à durée de vie beaucoup plus variable et dont la concentration est beaucoup plus fluctuante géographiquement. L'accentuation de l'effet de serre depuis l'ère préindustrielle, conséquence du forçage radiatif<sup>3</sup> global des composés persistants et uniformément mélangés à la troposphère a été évalué en 1998 à 2,43 Wm<sup>-2</sup>, soit 1,46 Wm<sup>-2</sup> pour CO<sub>2</sub>, 0,48 Wm<sup>-2</sup> pour CH<sub>4</sub>, 0,15 Wm<sup>-2</sup> pour N<sub>2</sub>O et 0,34 Wm<sup>-2</sup> pour les dérivés halogénés et leurs produits de substitution (IPCC, 2001). La concentration de ces gaz est remarquablement homogène dans les basses couches de l'atmosphère et l'incertitude sur leur accumulation atmosphérique est faible.

Parmi les autres composés contribuant à l'accentuation de l'effet de serre, gazeux ou particuliers, et distribués de façon beaucoup moins homogène que les précédents, l'ozone retient plus particulièrement l'attention en exerçant deux actions contradictoires : d'une part la destruction de l'ozone stratosphérique<sup>4</sup> induit un forçage radiatif négatif évalué à - 0,15 (+/- 0,10) Wm<sup>-2</sup>, qui suit les fluctuations liées à l'évolution cyclique de cette couche de gaz ; d'autre part la production d'ozone troposphérique entraîne un forçage positif moyen estimé à 0,35 (+/- 0,15) Wm<sup>-2</sup>. Cette seconde contribution, qui est actuellement l'objet d'importants travaux, apparaît fortement variable au cours de l'année et en fonction des latitudes : elle peut être particulièrement élevée en été et atteindre localement des valeurs de l'ordre de 1 Wm<sup>-2</sup>, soit les 2/3 de la contribution de CO<sub>2</sub>, au dessus des territoires situés entre 40 et 50° de latitude Nord (IPCC, 2001 ; 6.5.2.2). Ces fluctuations régionales de la concentration en ozone troposphérique apparaissent fortement liées à la localisation des émissions de composés chimiquement actifs impliqués dans sa formation, principalement les oxydes nitriques (NOx), le monoxyde de carbone (CO) et les composés organiques volatils (COV) ; ces composés sont dits « gaz à effet radiatif indirect » et sont impliqués aussi dans la transformation du méthane atmosphérique dont ils peuvent modifier la concentration. La contribution spécifique de chacun de ces gaz est actuellement mal connue. Les aérosols regroupent un ensemble de composés actifs dont les forçages

<sup>1</sup> JC Germon a animé un groupe de travail auquel ont participé Dominique Arrouays (INRA), Sylvain Deseau (CA 45), Irène Félix (ARVALIS), Benoit Gabrielle (INRA), Aurélie Ganteil (APCA), Julien Gallienne (APCA), Jérôme Labreuche (ARVALIS), Afsaneh Lellahi (ARVALIS), Nelly Lecorre (APCA), Manuel Martin (INRA), Bruno Mary (INRA), Aurélie Métay (ISTOM), Bernard Nicolardot (INRA), Lionel Quéré (CETIOM), Raymond Reau (CETIOM)

<sup>2</sup> Troposphère : les couches de l'atmosphère au voisinage de la surface du sol : leur épaisseur varie de 7 à 8 km aux pôles à 15 à 17 km au dessus des zones tropicales

<sup>3</sup> Forçage radiatif : traduit l'augmentation d'énergie captée dans les basses couches de l'atmosphère par l'augmentation de la concentration en gaz à effet de serre : il est exprimé en watts/m<sup>2</sup> ou Wm<sup>-2</sup>

<sup>4</sup> La couche d'ozone stratosphérique se situe entre 15 et 35 km au dessus de la surface de la terre

radiatifs sont considérés comme entachés d'une très grande incertitude, avec les sulfates ( $-0,4 \text{ Wm}^{-2}$ ), les particules issues de la combustion de la biomasse végétale ( $-0,2 \text{ Wm}^{-2}$ ) et de la combustion des carburants fossiles ( $-0,1 \text{ Wm}^{-2}$ ), le noir de carbone issu de la combustion des carburants fossiles ( $+0,2 \text{ Wm}^{-2}$ ), les poussières minérales ( $-0,6 \text{ à } +0,4 \text{ Wm}^{-2}$ ). A l'effet de ces composés il faut ajouter celui des modifications des couverts végétaux, notamment la déforestation, qui se traduit par une augmentation de l'albédo de la surface du sol et une réduction du forçage radiatif évaluée à  $-0,2$  ( $\pm 0,2$ )  $\text{Wm}^{-2}$ . A ces modifications de la composition de l'atmosphère les physiciens ajoutent des effets indirects des aérosols, dont certains auraient un important forçage négatif, le forçage radiatif dû à la variation d'irradiance totale du soleil évaluée depuis 1750 à nos jours à  $0,3 \pm 0,2 \text{ Wm}^{-2}$ , ainsi que le forçage ponctuel lié au volcanisme tel qu'il s'est manifesté dans les années 1990 avec l'éruption du Pinatubo.

Ces quelques données permettent de resituer le caractère prépondérant du forçage radiatif des gaz à effet persistant et distribués de façon homogène dans la troposphère, à savoir  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  et  $\text{N}_2\text{O}$ , et soulignent le caractère fiable de leur contribution qui tranche fortement avec les incertitudes sur la contribution de la plupart des autres composés.

## II. Les poids respectifs des émissions de gaz carbonique, de méthane et d'oxydes d'azote dans l'effet de serre

En faisant abstraction de la vapeur d'eau qui est le plus important des gaz à effet de serre, dont la concentration a été considérée a priori comme indépendante de l'activité humaine, le premier gaz responsable à lui seul de près des 2/3 de l'effet de serre additionnel est le gaz carbonique dont la concentration est passée de 280 à 365 ppmv depuis le début de l'ère industrielle. Il est le gaz dont l'évolution de la concentration atmosphérique suit étroitement celle de la température en surface du globe au cours des 400 000 années pour lesquelles ce suivi a pu être réalisé (IPCC, 2001), et constitue le gaz de référence en matière d'évaluation du forçage radiatif.

Tableau 1 : Potentiel de réchauffement global (PRG) de  $\text{CH}_4$  et  $\text{N}_2\text{O}$  (en base massique) par rapport à celui de  $\text{CO}_2$  à différentes échelles de temps (IPCC, 2001).

Gaz	Echelles de temps		
	20 ans	100 ans	500 ans
$\text{CO}_2$	1	1	1
$\text{CH}_4$	62	23	7
$\text{N}_2\text{O}$	275	296	156

Bien qu'ils soient beaucoup moins concentrés dans la troposphère que le  $\text{CO}_2$ , les propriétés radiatives de  $\text{CH}_4$  et  $\text{N}_2\text{O}$  leur donnent un poids important dans l'effet de serre additionnel. Alors qu'ils sont respectivement 200 et 1000 fois moins concentrés que le  $\text{CO}_2$ , leurs coefficients de forçage radiatif sont parallèlement 20 et 200 fois supérieurs à celui de ce gaz (IPCC, 1995). Ces propriétés leur confèrent un Potentiel de Réchauffement Global (PRG) sur 1 siècle de 23 et 296 fois celui de ce même gaz<sup>5</sup> (Tableau 1).

La concentration atmosphérique en  $\text{CH}_4$  a été multipliée par 2,5 depuis le début de l'ère industrielle (Tableau 2) ; sa durée de vie est cependant relativement courte (12 ans). La principale cause de sa disparition dans la troposphère est son oxydation chimique par les radicaux libres hydroxyles.

La teneur atmosphérique en  $\text{N}_2\text{O}$  est passée de 275 à 314 ppb au cours des deux derniers siècles, l'essentiel de cette augmentation s'étant produit depuis 50 ans. Sa durée de vie dans l'atmosphère est de l'ordre de 120 ans (Tableau 2). Le mécanisme majeur de son élimination est sa photodissociation par le rayonnement solaire dans la stratosphère, où il est impliqué dans la chimie de la couche d'ozone et sa décomposition.

Les contributions respectives de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  et  $\text{N}_2\text{O}$  au forçage radiatif des gaz persistants uniformément mélangés à la troposphère ont été évaluées respectivement à 60, 19,8 et 6,1 % à l'échelle du globe terrestre (Tableau 2, IPCC, 2001).

Parmi les autres gaz nous avons souligné l'important forçage radiatif de l'ozone troposphérique dont la concentration aurait doublé, voire triplé, au cours du 20<sup>ème</sup> siècle (IPCC 2001). Sa concentration est

<sup>5</sup> Le Potentiel de Réchauffement Global est un indicateur physique caractéristique de chaque gaz, qui intègre le coefficient de forçage radiatif et la durée de vie des gaz dans l'atmosphère. La correspondance est établie sur la base de 1 kg de chacun des gaz. Si l'on ne prend en compte que les quantités de carbone et d'azote, sur une base de 100 ans, 1 kg de C- $\text{CH}_4$  est équivalent à 8.36 kg de C- $\text{CO}_2$  et 1 kg N- $\text{N}_2\text{O}$  est équivalent à 126.86 kg de C- $\text{CO}_2$ .

excessivement variable tant géographiquement qu'au cours de l'année allant de 10 ppb en surface des océans tropicaux à plus de 100 ppb dans les hautes couches de la troposphère au contact de la stratosphère et au dessus des zones urbaines fortement polluées. La charge planétaire en ozone troposphérique correspond à une concentration moyenne de 50 ppb<sup>6</sup>. La formation d'ozone troposphérique est directement liée à la libération de précurseurs atmosphériques, notamment le monoxyde de carbone (CO) et les composés organiques volatils (COV) ; elle est aussi fortement dépendante de la concentration en oxydes d'azote actifs, les NOx, qui interviennent comme catalyseurs dans les réactions conduisant à sa synthèse<sup>7</sup>. Cependant ce rôle de catalyseur ne permet pas tirer de relation quantitative simple entre les concentrations en NOx et O<sub>3</sub>.

Tableau 2 : Evolution de la concentration des principaux gaz à effet de serre uniformément mélangés à la troposphère et affectés par l'activité humaine, et évaluation de leur contribution respective au forçage radiatif. D'après IPCC, 2001.

	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CFC-11	CFC-12	HCFC-22	CF <sub>4</sub>
Concentration pré-industrielle	280 ppmv	700 ppbv	275 ppbv	0	0	0	40 pptv
Concentration en 1998	365 ppmv	1745 ppbv	314 ppbv	268 pptv	533 pptv	132 pptv	80 pptv
Augmentation annuelle	1.5 ppmv an <sup>-1</sup> 0.4 % an <sup>-1</sup>	7 ppbv an <sup>-1</sup> 0.6 % an <sup>-1</sup>	0.8 ppbv an <sup>-1</sup> 0.25 % an <sup>-1</sup>	-1.4 pptv an <sup>-1</sup> 0 % an <sup>-1</sup>	4.4 pptv an <sup>-1</sup> 1.4 % an <sup>-1</sup>	5 pptv an <sup>-1</sup> 5 % an <sup>-1</sup>	1 pptv an <sup>-1</sup> 2 % an <sup>-1</sup>
Durée de vie (années)	50-200 <sup>(1)</sup>	12	114	45	100	12	50000
Contribution au forçage radiatif	1.46 W m <sup>-2</sup> 60.0 %	0.48 W m <sup>-2</sup> 19.8 %	0.15 W m <sup>-2</sup> 6.1 %	0.07 W m <sup>-2</sup> 2.9 %	0.17 W m <sup>-2</sup> 7.0 %	0.03 1.2 %	0.003 0.1

ppmv : partie par million en volume (10<sup>-6</sup>) ; ppbv : partie par milliard (10<sup>-9</sup>) en volume ; pptv : partie par trillion (10<sup>-12</sup>) en volume.

(1) il est impossible de donner une durée de vie moyenne unique du CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère au vu des différents mécanismes d'absorption de ce CO<sub>2</sub>.

Les oxydes d'azote NOx recouvrent l'oxyde nitrique NO et le dioxyde d'azote NO<sub>2</sub>. La concentration atmosphérique de ces gaz est très variable au cours du temps, et dépend de la localisation des sources de production : les concentrations naturelles au niveau du sol sont de quelques ppbv et peuvent être multipliées par 2 ordres de grandeur en milieux fortement pollués (IPCC, 2001 ; Wang et Lu, 2006). Des mesures au dessus de plantations d'arbres en Angleterre indiquent une concentration de base en NO<sub>2</sub> oscillant de façon inexplicable entre 5 et 10 ppbv au cours de la journée tandis que la concentration en NO suit une variation avec le cycle d'éclairement journalier, avec un niveau de base de 1 ppbv la nuit et de 3-4 ppbv en milieu de journée (Walton *et al.*, 1997). La production planétaire annuelle de NOx a été évaluée à 52.10<sup>6</sup> t (IPCC, 2001, 4.2.3.3) dont les 2/3 proviendraient de la combustion des carburants fossiles. La contribution des sols est cependant non négligeable et serait de l'ordre de 5,6.10<sup>6</sup> t soit 11 %. Cette contribution serait sensiblement plus importante en retenant les estimations de Davidson et Kinglerlee (1997) tirées d'une compilation de mesures de la littérature et qui l'évaluent à 21.10<sup>6</sup> t ; cette estimation pourrait être ramenée à 13.10<sup>6</sup> t en prenant en compte la reprise partielle des émissions par le couvert végétal.

L'accentuation potentielle du forçage radiatif par l'ozone souligne la nécessité de prendre en compte la production et la transformation des NOx par les sols et les couverts végétaux dans l'évaluation de la contribution de ces derniers au bilan « effet de serre » des systèmes cultivés.

<sup>6</sup> si tant est qu'une telle concentration moyenne ait un sens avec ce gaz

<sup>7</sup> NO et NO<sub>2</sub> ont un rôle catalytique dans la réaction :  $\text{CO} + 2 \text{O}_2 + h\nu \rightarrow \text{CO}_2 + \text{O}_3$

### III. Les TCSL et le bilan « effet de serre » des systèmes de production agricole

L'évaluation des conséquences des modifications des techniques de travail du sol et des pratiques agricoles associées sur l'effet de serre repose sur la prise en compte de plusieurs postes :

- ◆ Les modifications de productions de biomasse végétale qui sont le premier paramètre évalué par l'agriculteur. Dans notre démarche nous nous affranchissons de ce paramètre en faisant l'hypothèse que l'agriculteur est capable d'optimiser sa production végétale en système de culture avec et sans labour, et que des rendements comparables peuvent être obtenus avec les deux systèmes : les rendements observés sur l'essai de longue durée de Boigneville (Thévenet et al, 2002) confortent cette première simplification.
- ◆ L'effet sur le stock de carbone du sol, qui à production de biomasse équivalente, apparaît comme la résultante des phénomènes d'échange de gaz carbonique entre le système sol-plante cultivée et l'atmosphère ; le flux net de gaz carbonique (CO<sub>2</sub>) au niveau du système de culture résulte d'une part des mécanismes de production de ce gaz par la respiration du sol et de la végétation, la combustion éventuelle de la biomasse végétale, la décomposition des carbonates sous l'effet de l'acidification due aux mécanismes physico chimiques et biologiques, et d'autre part de la réintégration de ce CO<sub>2</sub> dans les constituants organiques par la photosynthèse et la transformation de la biomasse en composés plus ou moins réfractaires aux transformations microbiennes et de durée de vie variable dans le sol. Cet effet des TCSL sur le stockage du carbone a été principalement traité dans la contribution d'Aurélie Métaï.
- ◆ L'effet sur les émissions des gaz à effet de serre autres que CO<sub>2</sub>, à savoir le méthane (CH<sub>4</sub>) et les oxydes d'azote (N<sub>2</sub>O et NO<sub>x</sub>). Ces gaz peuvent être à la fois produits et transformés par des mécanismes biologiques qui se développent dans le sol ou au voisinage de sa surface : les flux nets de ces gaz, et les mécanismes responsables de leur production, transformation et émission sont sensibles aux effets de différents facteurs, naturels ou anthropiques, qui modifient le fonctionnement physico-chimique et biologique du sol. Cette évaluation de l'effet des TCSL sur les émissions d'oxydes d'azote et de méthane a été traitée par Bernard Nicolardot et Jean Claude Germon.
- ◆ L'effet sur la consommation d'intrants qui est modifiée par ces pratiques culturales. Les modifications des techniques de travail du sol et des pratiques culturales qui leurs sont liées entraînent une modification de la consommation de carburants : elles peuvent avoir aussi un impact sur l'usage des produits phyto-sanitaires dont la synthèse est aussi énergétiquement coûteuse. Ces modifications doivent être prises en compte dans ce bilan.  
Une évaluation de ces modifications et leur intégration dans un bilan effet de serre à l'échelle d'un système de culture a été réalisée à partir des données disponibles sur le site de Boigneville par Jérôme Labreuche, Afsaneh Lellahi en collaboration avec Benoît Gabrielle.



## Références bibliographiques

Davidson E.A., Kinglerlee W., 1997. A global inventory of nitric oxide emissions from soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, 37-50.

IPCC, 2001. *Climate Change. The scientific basis*. Cambridge University Press

Thévenet G., Mary B., Wylleman R., 2002. Stockage du carbone et techniques de travail du sol en milieu tempéré : bilan de 30 années d'expérimentation en grande culture. *Comptes Rendus Académie d'Agriculture de France*, 88,5, 71-78.

Walton S., Gallacher M.W., Choularton T.W., Duyzer J.H., 1997. Ozone and NO<sub>2</sub> exchange to fruit orchards. *Atmospheric Environment*, 31, 2767-2776.

Wang X. K., Lu W.Z., 2006. Seasonal variation of air pollution index : Hong Kong case study. *Chemosphere*, 63, 1261-1272.



## Impacts des TCSL sur les gaz à effet de serre - Carbone

A l'échelle mondiale, les sols continuellement cultivés représentent environ 700 milliards d'ha. Toute modification de la gestion des sols peut avoir pour effet de perturber le cycle de la matière organique, donc le cycle du carbone, ce qui se répercutera sur les quantités qui sont stockées dans les sols. Les éventuelles pertes de carbone par les sols sont attribuables à plusieurs causes ; en premier lieu, toute forme d'agriculture suppose le prélèvement et l'exportation de carbone à partir des champs par les récoltes, d'où des apports au sol en nouveau carbone inférieurs aux quantités fixées dans la biomasse néoformée. De plus, la mise en place de cultures annuelles a en général pour effet d'accélérer la conversion du carbone organique du sol en CO<sub>2</sub> par la microflore édaphique et d'induire une diminution du stock correspondant. Cependant, lorsque les sols ont été cultivés pendant quelques décennies, les pertes de carbone s'estompent en général avec le temps ou cessent complètement et les quantités stockées dans le sol se stabilisent à nouveau. Ainsi, en milieu tempéré, les pertes en matière organique après déforestation sont estimées à 50 % du stock initial sur un pas de temps de 10 à 20 ans (Arrouays & Pelissier, 1994). Cependant, sur la majeure partie du territoire de la France métropolitaine les effets de la mise en culture initiale sur le cycle du carbone ne se manifestent plus du fait de son caractère suffisamment ancien. Pour ces sols, le niveau des restitutions organiques et les modes d'usage des terres et de pratiques culturales apparaissent comme les principaux facteurs de régulation (positifs ou négatifs) des stocks de carbone (Lal *et al.*, 1997). Par ailleurs les simulations sur l'évolution des stocks de matière organique du sol montrent que la reconstitution de ceux ci par des systèmes agricoles est *a priori* plus lente que le déstockage et ne le compense pas complètement (Arrouays *et al.*, 2002). Autrement dit, le sol qui constitue l'un des pools importants du carbone planétaire<sup>8</sup> peut jouer un rôle de source ou de puits de ce carbone en interaction avec la composition de l'atmosphère. Ces variations de stock concernent surtout les horizons de surface (de 0 à 30 cm de profondeur), et sont essentiellement dues à l'échelle de la parcelle, à divers facteurs:

- ◆ le type de sol (minéralogie, texture, structure),
- ◆ la quantité et la qualité des restitutions organiques,
- ◆ les transferts de matières organiques sous formes solide (dépôts, érosion) et soluble (ruissellement, lixiviation).

Certains systèmes de culture sont qualifiés d'améliorants du stock de carbone du sol ; parmi eux, on peut citer les plantations sylvicoles, les prairies améliorées, les pratiques agroforestières, les pratiques de non-brûlis (canne à sucre)<sup>9</sup> et les techniques culturales sans labour (TCSL, dont les pratiques de semis direct (SD).

### I. Concepts et définitions

#### 1. Le stockage de carbone : équivalent aux flux de C-CO<sub>2</sub> dans le bilan Gaz à Effet de Serre (GES)

Nous examinons ici le potentiel de stockage de carbone des sols cultivés en TCSL en zone tempérée en général, et en France en particulier. Pour ce faire, nous proposons dans une première partie de fixer les concepts et définitions qui seront utilisés pour traiter des questions concernant ce stockage. Les gaz à effet de serre d'origine agricole, principalement CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O et CH<sub>4</sub>, n'ont pas le même potentiel de réchauffement global (PRG ; respectivement 1, 296 et 23 en équivalents CO<sub>2</sub> sur 100 ans d'après IPCC, 2001). Ceci signifie qu'en terme de forçage radiatif, un kilogramme de CH<sub>4</sub> ou de N<sub>2</sub>O est respectivement aussi efficace que 23 ou 296 kg de CO<sub>2</sub>. Exprimés sur une base de C-CO<sub>2</sub>, aussi noté Ceq (pour C-équivalent), 1 kilogramme de C-CH<sub>4</sub> équivaut à 8,36 kg Ceq, et 1 kg de N-N<sub>2</sub>O à 126,86 kg Ceq (Germon et Hénault, 2002). Ainsi le calcul des émissions nettes de ces gaz peut être exprimé en équivalents C ou CO<sub>2</sub>, en prenant en compte le PRG de chacun d'eux. Cela conduit alors à bien distinguer la notion de « stockage de carbone » dans la plante ou le sol (qui est le carbone organique provenant, entre autres, du CO<sub>2</sub> atmosphérique) de la notion de bilan GES qui est le bilan complet exprimé en équivalent C-CO<sub>2</sub>, de l'ensemble des flux de GES, incluant le stockage de carbone provenant du CO<sub>2</sub> atmosphérique et les flux de CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O.

---

<sup>8</sup> Au niveau planétaire l'évaluation des stocks de carbone est de 1500 Gt pour le stock organique du sol, 500 Gt pour la biomasse végétale, 730 Gt pour le CO<sub>2</sub> de l'atmosphère, et 38 000 Gt pour le Carbone des océans (IPCC, 2001)

<sup>9</sup> Pour faciliter la récolte des cannes les plantations de canne à sucre sont en général soumises à un brûlis avant récolte qui permet de les débarrasser des feuilles pauvres en sucre.

## 2. Localisation du C, formes et devenir dans le sol

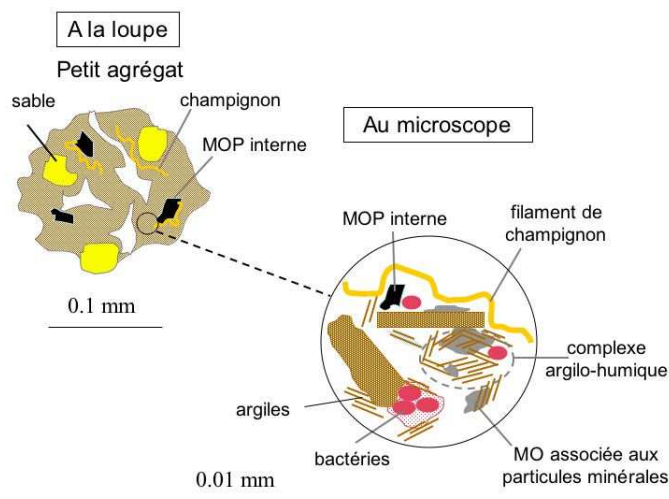
La matière organique (MO) des sols provient principalement des résidus végétaux transformés à des degrés divers par les micro-organismes du sol. Les apports sont évidemment très variables selon le type de couvert végétal, donc selon les sols et les climats. Le stock de carbone organique présent dans les sols naturels résulte d'un équilibre dynamique entre ces apports et la perte due à la décomposition (minéralisation) des différentes formes de matière organique du sol (Calvet, 2003).

On considère comme carbone du sol :

- ♦ le carbone organique inclus dans ou posé sur le sol, sous formes de mulchs, litières forestières et ensembles racinaires prairiaux compris, à l'exclusion des parties aériennes vivantes ou sur pied de la végétation (éventuellement destinées à être exportées par la récolte),
- ♦ le carbone des organes végétaux souterrains, y compris ceux non récoltés, à l'exclusion des parties racinaires des espèces arborescentes comptabilisées par ailleurs dans la biomasse ligneuse.

En général, les 20 premiers centimètres de sol concentrent plus de la moitié du carbone du premier mètre et sont le siège de 80 % des flux. Les différents compartiments de carbone (libre, particulaire ou associé aux microagrégats et aux macroagrégats (figure 1)) existant dans le sol ont différents temps de résidence variant de moins d'un an à quelques années pour les composés les plus facilement biodégradables en fonction de leur composition biochimique (la cellulose est dégradée rapidement, la lignine et les composés poly-aromatiques plus lentement), jusqu'à des dizaines, centaines voire des milliers d'années pour les fractions les plus stables (Falloon et Smith, 2000). Les composés carbonés de ces compartiments peuvent évoluer différemment en réponse aux variations des facteurs du milieu. Ainsi, les particules de matière organique libre (ou matière organique particulaire externe) et la biomasse microbienne sont sous le contrôle principal des apports de résidus végétaux, du climat et des mécanismes biologiques et biochimiques tandis que l'agrégation du sol, la texture, et la composition minéralogique contrôlent l'évolution du carbone dans les macroagrégats.

Figure 1 : Les différentes formes de matière organique dans les sols : matière organique particulaire interne (MOP interne), matière organique associée. Les MOP externes non représentées ici sont les MOP non incluses dans les agrégats. D'après Chenu, non publié.



## 3. Origine du stockage et mécanismes mis en jeu

Dans les systèmes de culture sans labour, deux phénomènes peuvent concourir à l'enrichissement du sol en carbone organique : l'effet strict du non-labour et l'effet des restitutions organiques des résidus. Dans certains cas, la mise en place de cultures intermédiaires peut encore amplifier ces effets.

### 3.1. Effet du non-labour

La dynamique de la structure du sol peut entraîner, selon les cas, une protection ou une déprotection du carbone vis-à-vis de la minéralisation. Le labour (L) est généralement considéré comme un facteur défavorable au stockage de carbone dans le sol, et ce, pour deux raisons :

- ♦ par un effet direct sur l'oxygénation du sol qui va accélérer la minéralisation de la MO,

- ♦ par un effet indirect sur la diminution de la stabilité des agrégats, diminution due à la dilution de la matière organique des horizons de surface par mélange avec des horizons de profondeur, plus pauvres, qui conduit à une accentuation des risques de perte.

L'étude des mécanismes de l'effet du travail du sol sur les vitesses de biodégradation (Balesdent *et al.*, 2000) du carbone a montré l'existence de différents effets du microclimat du sol (température, humidité) en relation avec la profondeur où se trouve le carbone, sans direction univoque sur le stockage. L'effet principal semble être une levée de la protection physique des matières organiques (Oades, 1995) par le labour. Toutefois, ce ne sont pas tant les outils de travail du sol qui déprotègent le C, que deux autres effets, synergiques :

- ♦ la dilution de la matière organique par le labour, précédemment mentionnée, abaisse la teneur de la couche superficielle et rend la structure du sol plus instable en surface ;
- ♦ la déstructuration du sol par les intempéries en surface (premiers centimètres du sol) est donc favorisée, d'autant plus que le sol est exposé longtemps (durée sans culture sur le sol), et que la préparation du lit de semence est fine. Les matières organiques sont alors rendues plus accessibles à la biodégradation. Le labour annuel expose une nouvelle couche de terre chaque année à ce processus, tendant à appauvrir en carbone tout l'horizon travaillé. Inversement, la suppression du travail du sol (et l'apport, en surface exclusivement, de résidus de cultures et des amendements organiques), fait que le taux de carbone a tendance à augmenter en surface du sol et à diminuer en profondeur (CORPEN, 2004).

Par ailleurs, pour la période suivant immédiatement le travail du sol, des auteurs rapportent des émissions de CO<sub>2</sub> significativement inférieures sous SD en comparaison avec des systèmes travaillés (Reicosky & Lindstrom, 1993 ; Dao, 1998 ; Kessavalou *et al.*, 1998 ; Alvarez *et al.*, 2001 ; Al-Kaisi & Yin, 2005). Le plus grand manque de données concernant l'effet des systèmes de travail du sol sur les émissions de CO<sub>2</sub> résulte principalement du manque de références sur le long terme de flux de CO<sub>2</sub> en continu en dehors des périodes suivant immédiatement le travail du sol. De plus, les différences d'émissions généralement reportées entre SD et L sont souvent influencées par des niveaux différents de restitution en carbone en relation avec des rendements de culture différents dans les deux systèmes de culture. Il n'y a pas de consensus au sujet des effets du travail du sol sur les émissions de CO<sub>2</sub>. Ces flux peuvent être plus grands sous SD en comparaison avec L (Hendrix *et al.*, 1998), identiques (Fortin *et al.*, 1996 ; Kessavalou *et al.*, 1998 ; Aslam *et al.*, 2000) ou plus grands à certaines périodes et plus petits à d'autres (Ball *et al.* 1999 ; Vinten *et al.* 2002). De plus, l'augmentation du dégagement de CO<sub>2</sub> observée peut être due à une production ou à une libération accrue de CO<sub>2</sub> au niveau du sol. En conséquence, il est important de raisonner essentiellement sur des bilans de carbone au niveau du sol qui intègrent ces fluctuations sur le long terme. Les contradictions apparentes entre les résultats obtenus sur les stocks de carbone et les flux de CO<sub>2</sub> peuvent avoir deux origines :

- ♦ un problème méthodologique, notamment parce que la mesure des émissions de CO<sub>2</sub> est souvent réalisée sur des temps courts, alors qu'il faudrait faire une intégration des flux sur la durée de la rotation culturale,
- ♦ un effet réel, lié à une évolution du système: après une période de stockage, le système en "non labour" peut atteindre un nouvel état d'équilibre et les flux de CO<sub>2</sub> peuvent redevenir identiques au traitement conventionnel même si on a stocké davantage de carbone. Cette dernière hypothèse nous semble intéressante à envisager. Cependant, dans la perspective d'un bilan couvrant la période de changement de pratique culturale, les variations de stocks de carbone doivent être privilégiées compte tenu de leur caractère intégrateur.

### 3.2. Effet des résidus organiques (résidus de cultures après récolte et résidus de cultures intermédiaires)

Les résidus organiques, qu'il s'agisse de résidus de culture (racines, chaumes) laissés sur le sol après récolte ou de cultures intermédiaires, contribuent à alimenter le réservoir de carbone du sol. En particulier, la pratique des cultures intermédiaires, souvent destinée à limiter les pollutions azotées, augmente la production primaire annuelle, d'où une augmentation possible du stockage de carbone dans les sols. Plénet *et al.* (1993) décrivent ainsi des stockages finaux de 2 t C.ha<sup>-1</sup> après 25 ans de pratique de culture intermédiaire sur monoculture de maïs grain. Dans le cas des TCSL avec cultures intermédiaires pendant l'intersaison, les restitutions organiques concernent alors les parties aériennes et racinaires. Produite en rotation après la récolte, la biomasse obtenue doit être intégrée au bilan GES (par la diminution des émissions de GES qui pourrait atteindre alors une tonne de C.ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>). A ce sujet, Thévenet *et al.* (2002) ont insisté sur l'importance du mode de gestion (retour au sol ou enlèvement) des résidus organiques (quantité, qualité et devenir). De plus, en composant avec les espèces végétales, on peut également influencer la

répartition de carbone entre partie aérienne et partie racinaire, et notamment la profondeur de l'incorporation du carbone liée à la profondeur de l'enracinement. La quantité de pailles laissée par ces cultures intermédiaires doit être de l'ordre de plusieurs dizaines de  $t\ ha^{-1}\ an^{-1}$  pour assurer une augmentation significative du stock de carbone du sol, jusqu'à  $0,1\ t\ C\ ha^{-1}\ an^{-1}$ , selon la zone climatique (Lal, 1997). Une grande variété d'espèces de plantes peut être utilisée pour couvrir le sol. Enfin, la qualité de résidus des plantes est aussi un facteur important de ce stockage (Heal et al., 1997; Drinkwater et al., 1998)

Par ailleurs, en L, les résidus de culture sont incorporés par le travail du sol alors qu'en SD, ils restent à la surface du sol, ce qui conduit à un moindre contact avec l'azote minéral du sol et la matrice argileuse. Ce contact réduit avec l'azote minéral peut induire une décomposition plus lente en SD qu'en L (Balesdent et al., 2000). De plus, les résidus de culture en SD laissés en surface sont soumis à des fluctuations de températures et d'humidité, accompagnées souvent de teneurs en eau inférieures à l'optimum de décomposition des résidus. Ces différences dans le climat du sol causent certainement des différences temporelles dans la cinétique de décomposition de la matière organique du sol et des résidus de culture entre travail conventionnel et SD, bien que la décomposition annuelle puisse rester identique. Le niveau des restitutions peut influencer fortement sur le stockage à long terme dans le sol (Bayer et al., 2000), mais la qualité des restitutions et leur mode de placement (en surface ou enfoui) peut jouer aussi un rôle essentiel (Razafimbelo et al., 2003). A noter aussi que la qualité des restitutions, par exemple leur teneur en azote, peut intervenir sur d'autres aspects du bilan GES comme les flux de  $N_2O$  pour les légumineuses (Erickson et al., 2001; Millar et Baggs, 2004).

Par ailleurs il importe de noter que dans le contexte des discussions actuelles sur les besoins de sources d'énergie renouvelables, notamment à partir des produits agricoles, l'évolution du stock organique du sol apparaît devoir être davantage conditionnée par la gestion des résidus de récolte que par le travail du sol. Ainsi Arrouays a pu calculer pour un enfouissement de pailles un stockage moyen de l'ordre de  $0,15\ t\ C\ ha^{-1}\ an^{-1}$  (calculé sur 20 ans) contre une production d'énergie correspondante en cas de combustion de l'ordre de  $2,4\ t\ C\ ha^{-1}\ an^{-1}$  soit un évitement de  $2,25\ t\ C\ ha^{-1}\ an^{-1}$ , valeur quasi constante quelle que soit la durée choisie.

#### 4. Durabilité du stockage de C

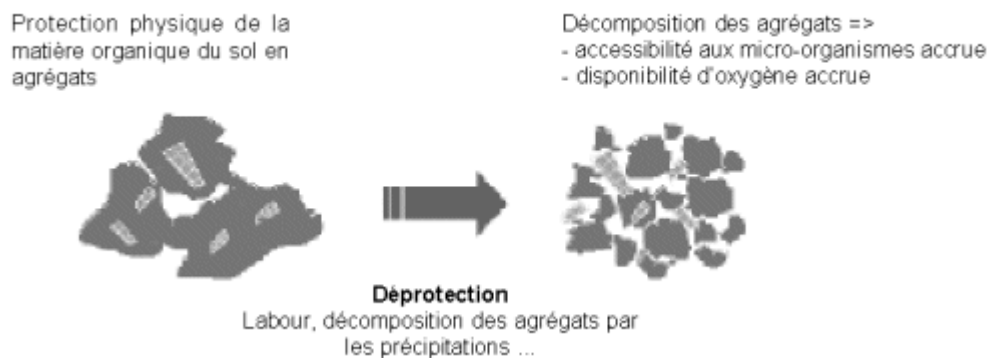
Pour que le carbone soit stocké durablement dans le sol, il faut qu'il soit protégé contre la minéralisation microbienne. La littérature distingue trois formes de protection du carbone dans le sol (Six et al., 2002) :

- ♦ la protection « physique », par son emprisonnement à l'intérieur des agrégats stables du sol (MOP interne ; figure 1),
- ♦ la protection « physico-chimique », par son association avec les fractions fines minérales du sol (argiles et limons fins) (MO associée ; figure 1),
- ♦ la protection « biochimique », par la récalcitrance des matières organiques vis-à-vis de la minéralisation, conséquence de leur composition chimique.

Les protections physique et physico-chimique peuvent être mises en évidence à l'aide des méthodes de fractionnement physique du sol, soit par tamisage par taille d'agrégats, soit par séparation des fractions densimétriques et/ou granulométriques de particules de sol dispersées (sables, limons, argiles) : on parlera dans ce dernier cas de fractions denses et de fractions légères. Concernant la protection physico-chimique, différents auteurs tels que Feller et Beare (1997), ont montré que la matière organique du sol présente des dynamiques différentes suivant sa localisation dans les fractions granulométriques. Ainsi, les matières organiques associées aux argiles et limons fins sont fortement adsorbées aux fractions minérales et se renouvellent moins vite que celles associées aux fractions plus grossières du sol, de la taille des sables, et souvent appelées matières organiques particulières. Parmi les matières organiques particulières, on considère que celles qui sont internes aux agrégats (MOPi) sont plus fortement protégées physiquement que celles situées à l'extérieur des agrégats (MOPe) (Besnard et al., 1996; Six et al., 1998 ; Puget et al., 2000).

Concernant le carbone stable, une distinction est souvent faite entre la protection ou le stockage physique, dépendant d'une encapsulation de fragments de matière organique par les particules d'argile ou les macro- ou micro-agrégats du sol (Puget et al., 1995; Balesdent et al., 2000), et la protection chimique, conséquence de liaisons spécifiques de la matière organique avec d'autres constituants du sol, de types colloïdaux ou argileux.

Diverses études ont aussi mis en évidence pour les systèmes sans travail du sol et avec couverture vive ou morte, une localisation du carbone stocké dans la fraction fine du sol (Peixoto et al., 1999; Freixo et al., 2002; Razafimbelo et al., 2003) où il pourrait être protégé durablement. Balesdent et al. (2000) ont démontré que le labour joue un rôle principal dans la «déprotection» de la matière organique présente dans les macro (et dans une moindre mesure dans les micro- agrégats (figure 2).

Figure 2 : Protection physique de la matière organique du sol et «déprotection» par le labour (Balesdent *et al.*, 2000)

Cependant les propriétés chimiques et physiques de la matière organique du sol peuvent contre-balancer l'effet de la protection physique de la matière organique. Par exemple, l'horizon de surface sous SD présente souvent une proportion plus grande de matière organique particulaire (Wander *et al.*, 1998) dont les taux de minéralisation spécifique du carbone et de l'azote sont plus élevés que ceux de la matière organique associée aux phases minérales (Alvarez *et al.*, 1995). En conditions contrôlées, plusieurs auteurs rapportent des taux plus élevés de minéralisation du carbone et de l'azote pour l'horizon 0-5 cm sous SD qu'en sol labouré (Beare *et al.*, 1994 ; Kandeler *et al.*, 1999 ; Kristensen *et al.*, 2000). Cependant, au niveau de l'horizon correspondant à l'horizon labouré, plusieurs auteurs n'ont observé aucune différence entre L et SD, que ce soit en potentiel de minéralisation totale nette du carbone et de l'azote, ou en quantité d'azote minéralisable (Doran, 1987 ; Beare *et al.*, 1994).

## 5. Importance des pratiques culturales sur le cycle du carbone dans le système sol-plante-atmosphère

Les pratiques culturales en général, le travail du sol et la gestion des résidus organiques en particulier, conditionnent la répartition spatiale et la dynamique de transformation de la matière organique du sol (MOS). En plus de l'effet purement mécanique de mélange et de modification de la distribution de la matière organique par le labour, le retournement des couches de sol induit une modification des conditions de surface tant hydriques que thermiques : sous labour les sols ont tendance à se dessécher davantage et les températures ont tendance à être plus variables, ce qui accentue l'effet des cycles humectation-dessèchement et favorise à terme une répartition uniforme des stocks de carbone sur l'ensemble des horizons travaillés (Alvarez *et al.*, 1995 ; Mary *et al.*, 1996 ; Stockfish *et al.*, 1999 ; Wander *et al.*, 2000). Au contraire, la suppression de tout travail du sol provoque une stratification de la distribution de MOS avec un enrichissement des horizons de surface (0-10 cm) et une diminution progressive des teneurs avec la profondeur (Alvarez *et al.*, 1995 ; Tebbrügge et Düring, 1999). Cependant, la différence des quantités de carbone entre les systèmes labourés et non labourés est en général faible et souvent non significative sur l'ensemble du profil (Alvarez *et al.*, 1995 ; Anken *et al.*, 2004).

En absence de labour, la présence de plus fortes teneurs en MOS semble résulter davantage d'un ralentissement de la minéralisation du stock organique initial du sol que d'une accumulation due aux résidus de récolte (Germon *et al.* 1994, Alvarez *et al.* 1995). Ceci peut être attribué à la diminution des coefficients de minéralisation consécutive à la faible accessibilité de la MOS aux micro-organismes décomposeurs et à l'absence de déprotection liée au travail du sol (Balesdent *et al.*, 2000), à la réduction des teneurs en oxygène ou en azote minéral dans la couche non labourée, voire à la nature des micro-organismes décomposeurs (Richard *et al.*, 2004). Ce processus est également favorisé par la présence de températures plus froides à la surface du sol durant les saisons pluvieuses (Al-Kaisi *et al.*, 2005) ou par la faible teneur en eau du sol durant les saisons sèches (Stockfich *et al.*, 1999). Ainsi, les travaux de Balesdent *et al.* (2000) montrent que la vitesse de décomposition de la MOS en semis direct est 2 fois plus lente que celle observée en labour.

Toutefois, la littérature pondère les effets bénéfiques du SD sur le stockage de carbone. Différents auteurs (Stockfich *et al.*, 1999 ; Labreuche et Bodet, 2001 ; Pankhurst *et al.*, 2002) ont montré que l'accumulation de la MOS en SD peut être entièrement perdue après un seul retournement des horizons de surface. Stockfich *et al.* (1999) ont expliqué leur observation par une plus forte décomposition de la MOS favorisée par les



températures douces enregistrées pendant l'hiver plutôt que par une redistribution de la MOS en couches profondes. Par ailleurs, la conversion d'un système labouré en semis direct ne permettrait de mesurer une accumulation significative de MOS en surface qu'après une période minimale estimée à 6 ans en moyenne par Fortin et al. (1996). Dans certains cas, la pratique du non-labour ne permet pas systématiquement le stockage de carbone, notamment lorsque la quantité de carbone apportée au sol est réduite du fait d'une production limitée de résidus végétaux. Les modifications des conditions physiques du sol (sols restant plus humides et plus froids en surface, tassement du sol) peuvent pénaliser le développement des cultures et plus particulièrement la production de matière sèche aérienne. De même, le stockage de carbone se trouve limité lorsque la vitesse de minéralisation nette du carbone est similaire à celle obtenue en système labouré (Wanver et al., 2000) ; ainsi Robert et al. (2004) ont montré que selon le type de sol, le climat et les systèmes de cultures, le stockage de carbone peut varier dans une fourchette de 0,1 à 1 t C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>.

Un corollaire attendu de l'effet du labour sur l'association de la MOS et de la matrice minérale du sol devrait être une forte interaction de l'effet du labour avec la texture du sol et la durée de la couverture végétale qui cependant n'apparaît pas statistiquement vérifiée. Par ailleurs le travail superficiel du sol (dizaine de cm) aurait des effets assez similaires à ceux du non-travail.

Compte tenu de la diversité des résultats relatifs à l'effet des TCSL sur le stockage du carbone, la réflexion sur la méthodologie d'évaluation de ce stockage apparaît un point-clé de l'interprétation des résultats observés.

## **6. Méthodologie d'évaluation du stockage : mesures à partir des « stocks de carbone » du système sol-plante**

Les méthodes de mesure des variations des stocks de carbone d'un système sol-plante peuvent reposer sur des inventaires de végétation, des inventaires forestiers, des analyses de produits et débris ligneux, des inventaires du sol et de la litière, enfin des analyses des stocks de carbone dans le sol et dans la litière. Pour les sols cultivés, les résidus des cultures, les cultures intermédiaires et de manière générale le paillis sont des compartiments importants de l'écosystème cultivé dans la mesure où la matière végétale en surface peut être ensuite incorporée à la matière organique du sol. Toutefois, les variations de stocks de carbone dans ces compartiments aériens ou à la surface du sol sont souvent négligeables car leur turn-over est très rapide, inférieur généralement à 1 an, alors que pratiquement tout le carbone stocké l'est sous forme de matière organique intégrée au sol. Dans l'établissement des bilans carbonés présentés sur les sols cultivés, en particulier ceux présentés pour les sols cultivés de l'essai de Boigneville traités dans ce document, les résidus de récolte placés en surface du sol ne sont pas intégrés à ces bilans ; en règle générale, les prélèvements de sol réalisés pour ces bilans sont effectués à une période où l'on peut séparer facilement les résidus de récolte en surface du sol. Dans ce cas, seul le stockage de carbone dans le sol a de l'importance pour l'ensemble du système sol-plante, et ce sont les aspects relatifs à ce seul stockage que nous détaillerons ici.

### **6.1. Estimation des teneurs en carbone et des densités apparentes**

L'estimation du stock de carbone d'une couche de sol donnée repose classiquement sur l'estimation des teneurs en carbone (exprimées par rapport à la masse de sol) et des densités apparentes des différents horizons de cette couche, caractéristiques toutes deux influencées directement par le travail du sol (effet structure et effet restitutions organiques) sur les horizons concernés. La grande variabilité spatiale des stocks de carbone et de leurs accroissements annuels rend difficile la mise en évidence de faibles variations relatives de ces stocks pendant une période courte (annuelle). Du fait de cette variabilité, les nombres d'échantillons et d'analyses nécessaires pour certifier une variation des stocks de carbone du sol peuvent être très élevés et d'un coût prohibitif (Arrouays *et al.*, 2002).

### **6.2. Profondeur du travail et masse de sol équivalente**

Les données bibliographiques issues des essais de longue durée comparant travail et non-travail présentent un fort risque de biais: en effet, souvent seuls les premiers 10 ou 15 cm sont pris en compte et les changements de masse volumique du sol sont fréquemment ignorés. Or il est attendu que le non-travail augmente le carbone en surface mais puisse le diminuer à la base de l'ancienne couche labourée. Pour calculer les stocks de carbone sur une base comparable dans toutes les situations, il est donc indispensable d'une part de travailler sur une masse de sol équivalente afin de s'affranchir des variations de densité apparente au cours du temps liées aux différentes pratiques culturales, et d'autre part de prendre en compte l'ensemble de l'épaisseur de sol concerné par une modification de teneur en matière organique. En pratique on tend à prendre en compte les horizons superficiels correspondant à la couche labourée la plus profonde, actuelle ou ancienne, en considérant implicitement que les modifications des pratiques culturales n'ont pas

d'effet à moyen terme sur la teneur en matière organique des horizons sous-jacents ; compte tenu du nombre relativement faible d'analyses de carbone pour les horizons plus profonds, des calculs comparatifs sur de plus grandes profondeurs revêtent une faible signification. Ce choix de travailler à masse de sol équivalente est également compatible avec la non-prise en compte des stocks contenus dans les résidus de surface. Ces stocks, composés essentiellement de matière organique peu évoluée, sont relativement peu stables et susceptibles d'une évolution rapide sous l'effet des pratiques agricoles ou lors d'un changement d'usage du sol (Labreuche *et al.*, 2003), et n'entrent pas en ligne de compte dans un bilan à moyen terme.

### 6.3. Pas de temps : approches synchronique et diachronique et période de prélèvement

Pour l'étude des conséquences des pratiques culturales sur l'évolution des MO et du C du sol, il est important de bien séparer deux pas de temps différents: un pas de temps annuel qui définit le devenir des biomasses végétales fraîches apportées à chaque cycle au système et un pas de temps pluriannuel au cours duquel se définissent les tendances évolutives des différents compartiments de MO du sol (Niane-Badiane *et al.*, 1999). En effet, l'augmentation du stockage de la MO du sol par les pratiques culturales sans labour ne s'explique pas uniquement par le niveau ou la qualité des restitutions organiques mais aussi, éventuellement, par une protection physique accrue contre la minéralisation de la MO stockée, en particulier celle stockée au sein d'agrégats stables (Chevallier, 1999) ; ceci conduit à un ralentissement des vitesses de biodégradation (Balesdent *et al.*, 2000). Comme nous l'avons indiqué, le non-labour permet en effet :

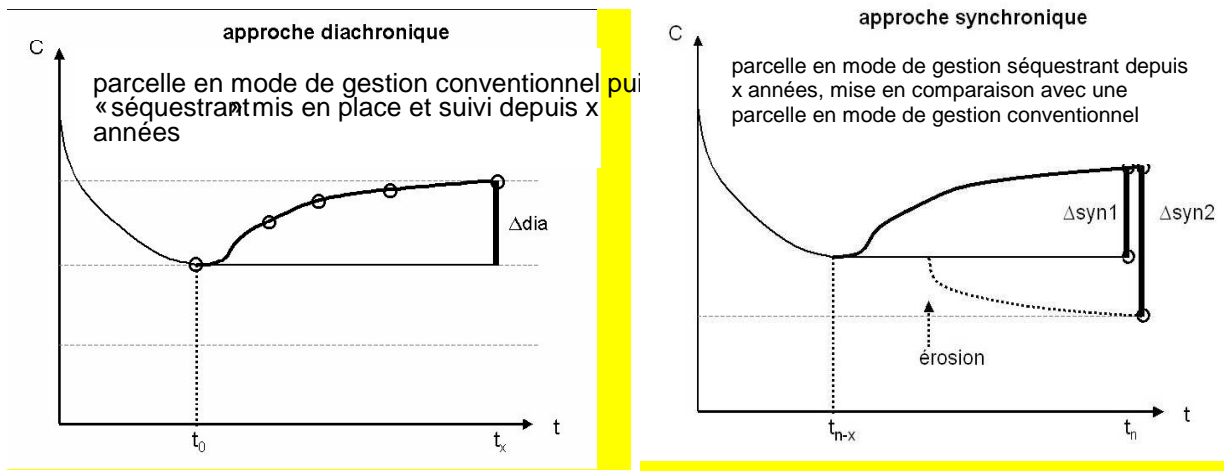
- ♦ d'éviter une dilution de la matière organique des horizons de surface par les horizons de profondeur et donc une diminution corrélative de la stabilité structurale,
- ♦ de conserver voire d'augmenter la stabilité structurale de l'horizon de surface ce qui favorise *in fine* la protection de la MO.

Par ailleurs, la décomposition de la MO dépend aussi des conditions climatiques et pédoclimatiques. Elle est active en période humide et chaude, mais faible en période sèche ou froide (Triomphe, 1999). Les TCSL modifiant le pédo-climat (humidité, température) du sol, on peut s'attendre à ce que leur pratique influence également la vitesse de décomposition des MO. Enfin, celles-ci dépendent aussi de la qualité (rapport C/N, teneur en lignine, etc.) des MO restituées. *In fine*, cette modification de l'horizon superficiel par accroissement des restitutions et éventuellement diminution des pertes peut participer à l'augmentation du taux de MO du sol et fournir ainsi un supplément de nutriments (azote en particulier) aux plantes (Reyes, 2002). Ceci conduit à souligner le caractère indispensable des essais de longue durée pour l'étude de la dynamique dans le sol en fonction d'une technique culturale ou d'un changement d'usage de terres.

Le suivi du bilan carbone du sol au cours du temps par l'évaluation des variations de stocks peut être réalisé selon 2 méthodes :

- ♦ la méthode diachronique pratiquée sur une parcelle : on mesure le stock de carbone du sol d'une même parcelle au temps 0 puis au temps t après x années de différenciation par un nouvel usage des terres ou itinéraire technique. Le changement de stock est représenté par  $\Delta_{dia}$  sur la figure 3 a. En mesurant la quantité de carbone à plusieurs années d'intervalle, on peut ainsi savoir si un certain type de gestion a entraîné un gain ou une perte de C.
- ♦ la méthode synchronique pratiquée sur plusieurs parcelles aux itinéraires techniques différents : on étudie 2 parcelles dont l'itinéraire technique a été modifié depuis un temps déterminé à partir d'un état initial commun  $t_0$  : le changement de stock est présenté par  $\Delta_{syn1}$  sur la figure 3 b.

Figure 3 : Principe des approches diachronique et synchronique (Cercle noir : détermination des stocks de C) (adapté d'après Bernoux *et al.*, 2006) ; 3a : approche diachronique ; 3b : approche synchronique



Il faut toutefois que les systèmes soient différenciés depuis une durée d'au moins 4 ans pour espérer mesurer des différences significatives de stocks de carbone dans les 2 parcelles. A cette difficulté peuvent s'ajouter des fluctuations des stocks de carbone du sol qui n'entrent pas dans le bilan GES, comme des processus d'érosion sur l'une des parcelles, illustrés sur la figure 3 b par la variation  $\Delta_{syn2} - \Delta_{syn1}$  due au carbone perdu par érosion sur la parcelle initiale servant de référence. Dans ce cas, la mesure synchronique au temps  $t_x$  donne une valeur de stockage de carbone  $\Delta_{syn2}$  largement surestimée par rapport à la réalité  $\Delta_{syn1}$  (Metay, 2005). Dans le cas de la mesure diachronique, les éventuels phénomènes d'érosion peuvent être suivis plus régulièrement à la parcelle.

Ces deux méthodes sont comme beaucoup d'autres soumises aux aléas de la représentativité des prélèvements effectués et aux difficultés de spatialisation des données et de leur intégration à l'échelle parcellaire puis du terroir, qui conditionnent les incertitudes lors d'extrapolation à de larges échelles.

Enfin, conformément à ce que nous avons mentionné précédemment, la période d'échantillonnage du sol au cours de l'année est un paramètre méthodologique très important pour permettre de s'affranchir de la présence de carbone libre sous forme de résidus de culture frais ou en début de décomposition. La période après la récolte et avant tout travail du sol apparaît en règle générale la plus propice pour les prélèvements car c'est celle où y a le moins de MO libres dans le sol.

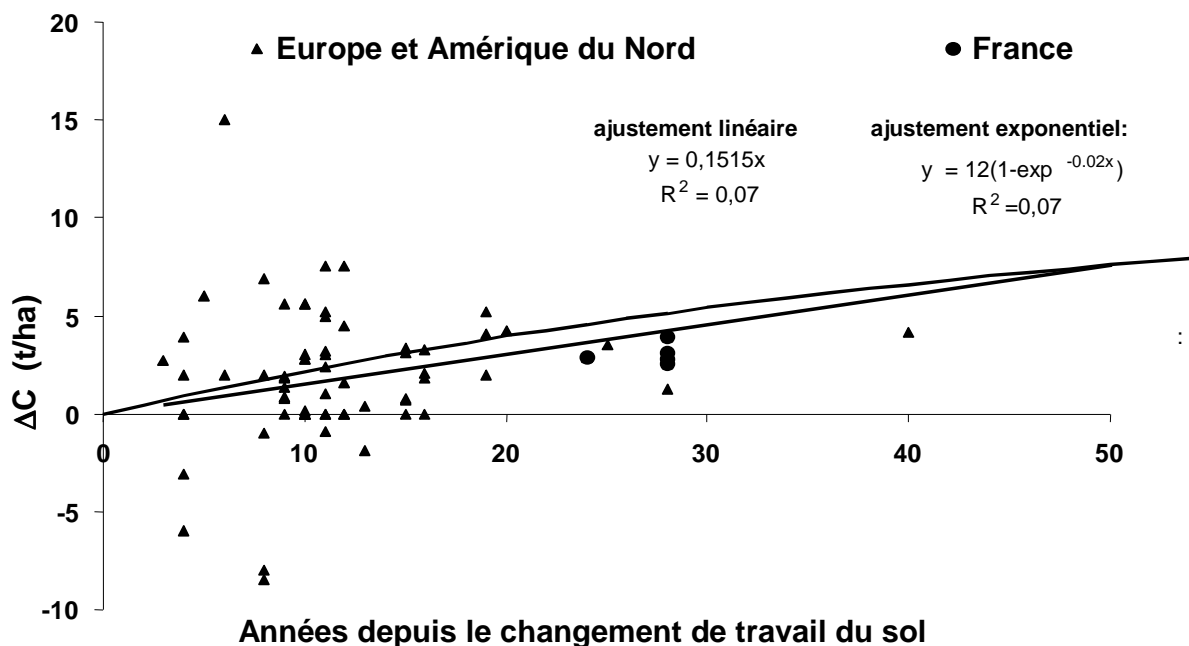
## II. Estimation du potentiel de stockage de carbone par les TCSL

### 1. Estimation du potentiel de stockage dans la littérature internationale

Dans un contexte de développement de la recherche sur le réchauffement climatique, de nombreux articles de synthèse ont été consacrés aux effets des différents types de travail du sol sur l'évolution des stocks de C du sol (Monnier *et al.*, 1994; Paustian *et al.*, 1998a; Lal, 1997; Reicosky et Lindstrom, 1995). L'ensemble des résultats auxquels nous avons eu accès, repris principalement de la synthèse réalisée par l'INRA (Arrouays *et al.*, 2002) et complétés par quelques données plus récentes, ont été reportés dans la figure 4 : l'ensemble des valeurs et références bibliographiques correspondantes sont présentées en annexe 1. Une part importante de ces résultats est issue du Canada et des Etats-Unis, et concerne des sols sous différentes cultures annuelles comparés à des sols sous prairies. Ces données nord-américaines montrent qu'après un important déstockage du carbone des sols consécutif à leur mise en culture et étalé sur une durée de l'ordre du siècle, on observe une tendance à un restockage d'amplitude variable selon le travail du sol et les autres pratiques culturales. L'état actuel de cette augmentation varie de 10 à 30 % du stock mesuré après la phase de déstockage consécutive à la mise en culture. La comparaison des quantités de carbone stocké en labour conventionnel et en non-labour ne présente pas de différence significative entre traitements dans la majorité des situations. Par ailleurs dans le contexte climatique plutôt froid des sites expérimentaux de ces régions on observe une stabilité des stocks entre les deux systèmes de travail du sol. Cependant, ces valeurs doivent être examinées en fonction de leurs méthodes d'obtention et notamment des fréquences de détermination de la densité apparente, des profondeurs d'horizons étudiés et du nombre de répétitions utilisées



Figure 4 : Estimation du stockage moyen de carbone sous TCSL versus travail conventionnel (t C.ha<sup>-1</sup>) ; diagramme construit d'après les données figurant en annexe 1 ( d'après Arrouays *et al.*, 2002, expertise collective INRA).



Plus globalement, la compilation des données européennes et nord-américaines de la figure 4, examinées avec la prudence imposée par les remarques précédentes et en dépit des incertitudes des comparaisons individuelles, permet de montrer une tendance au stockage lié au TCSL, avec une importante variabilité des estimations en particulier pour les durées d'expérimentation les plus courtes (de l'ordre de 5 ans). Ces données originales prenant en compte l'ensemble des valeurs de stockage, significatives ou non, conduisent à une valeur moyenne de l'ordre de 240 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> de C stocké alors que la régression linéaire sur l'ensemble des valeurs compilées donne une valeur de 150 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> ( $r^2 = 0,07$ ). On notera cependant des valeurs négatives correspondant à un déstockage de C pour des pas de temps courts. La non prise en compte de ces valeurs négatives (inexpliquées dans les conditions de l'expérience) donne une régression linéaire avec un coefficient directeur de 300 kg/ha/an ( $r^2 = 0,19$ ).

## 2. Synthèse des résultats disponibles au niveau du territoire français : essai de Boigneville

ARVALIS (anciennement ITCF –Institut Technique des Céréales et des Fourrages) a installé depuis 1970 un essai "travail du sol" situé à Boigneville, au sud de Paris, (Boisgontier, 1982 ; Monnier *et al.*, 1994). Trois modalités de travail du sol y ont été mises en comparaison : labour, travail superficiel et semis direct. L'essai principal (40 parcelles) est en rotation maïs-blé ; un essai secondaire comporte une monoculture de blé (18 parcelles). Le semis direct ne comporte aucun travail du sol, excepté celui réalisé par le disque du semoir. Le travail superficiel est effectué à une profondeur moyenne de 10 cm. Le labour dans les parcelles concernées est pratiqué depuis le début de l'essai à une profondeur moyenne de 23 cm.

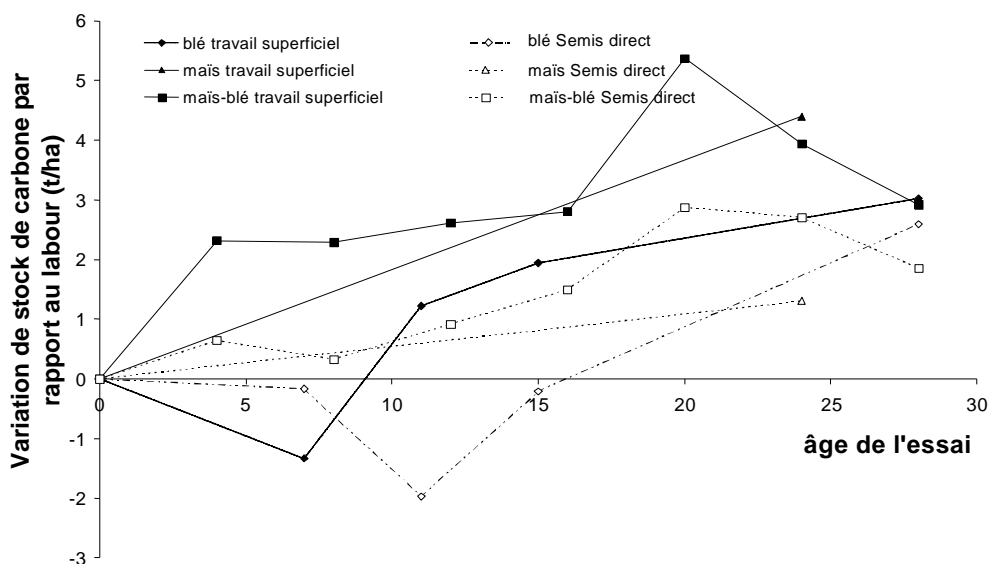
Cet essai est actuellement le seul au niveau de notre territoire, pour lequel nous disposons de jeux de données complets et globalement fiables. Il a fait l'objet de très nombreuses mesures prenant en compte la profondeur de travail du sol effective, la masse volumique et la teneur en carbone du sol. Des analyses isotopiques <sup>13</sup>C tout aussi nombreuses ont également été faites afin de suivre l'incorporation au sol des résidus issus de la culture de maïs (Balesdent *et al.*, 1990 ; Mary et Guérif, 1994 ; Wylleman, 1999 ; Wylleman *et al.*, 2001).

## 2.1. En approche diachronique

Un suivi des quantités de matières organiques du sol est réalisé sur cet essai tous les quatre ans, depuis 1970 en comparant les différents modes de travail du sol et les rotations. Certaines parcelles ont vu leurs résidus de récolte exportés (paille de blé, maïs plante entière) pendant douze ans (1982-1994) et ont pu être mises en comparaison avec celles où les résidus sont systématiquement restitués.

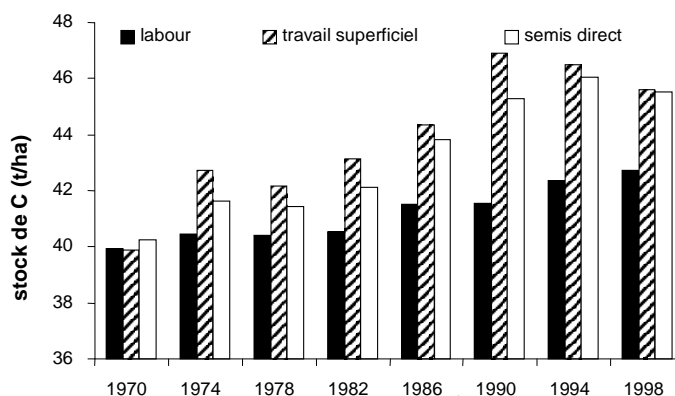
Les données collectées entre 1970 et 1998 (Figure 5) qui tentent de faire la distinction entre les différents itinéraires techniques et les rotations indiquent des variations de stock de carbone très fluctuantes suivant les parcelles et la culture développée. Les résultats expérimentaux montrent ainsi une baisse de ces stocks après la mise en place du semis direct puis une hausse au bout de 10 ans ; on observe de même des fluctuations importantes dans l'évolution de ce stock sous la rotation maïs-blé avec un maximum après 20 ans et une décroissance ensuite. La connaissance des difficultés méthodologiques pour évaluer les variations de tels stocks de carbone et la nécessité de multiplier les points expérimentaux au cours du temps ont conduit à interpréter ces résultats avec prudence et à tenter d'en dégager des tendances moyennes sur le moyen terme en opérant les regroupements de données qui paraissent les plus pertinents.

Figure 5 : Evolution du stock de carbone dans les systèmes de culture en travail du sol simplifié ou en semis direct comparés au système avec labour suivant les différentes rotations ( $t \cdot C \cdot ha^{-1}$ , sur la base de  $3900 t$  de sol  $ha^{-1}$ ) sur l'essai longue durée de Boigneville. Les données manquantes correspondent à des défauts d'échantillonnage (particulièrement en système maïs).



L'analyse diachronique sur les traitements principaux (Figure 6) montre que ces stocks de carbone ont augmenté pour tous les traitements, mais davantage avec le semis direct et le travail superficiel qu'avec le labour. L'analyse des mesures réalisées tous les 4 ans indique un effet marqué de la durée de l'expérimentation sur l'intensité du stockage : la différenciation des stocks de carbone entre traitements se manifeste rapidement avec une augmentation quasi linéaire au cours des 20 premières années et qui se ralentit notablement au-delà.

Figure 6 : Evolution du stock de carbone en tonnes/ha au cours du temps selon le mode de travail du sol, sur la base d'une masse de terre constante de 3900 t ha<sup>-1</sup>



- ♦ Après 8 ans (1970 à 1978) les écarts sont de 1,0 t C ha<sup>-1</sup> entre semis direct et labour et supérieurs à 2,3 t C ha<sup>-1</sup> entre travail superficiel et labour, soit un restockage de 120 kg à 300 kg C ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>.
- ♦ Après 20 ans (1970-1990) l'augmentation de stock de carbone par rapport au sol labouré est 3,8 t C ha<sup>-1</sup> pour le semis direct et de 5,4 t C ha<sup>-1</sup> pour le travail superficiel, soit une augmentation de 190 à 270 kg C ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>.
- ♦ Après 28 ans (1970-1998) on observe une augmentation de stock de 2,8 t C ha<sup>-1</sup> en sol labouré, de 5,6 t C ha<sup>-1</sup> avec le travail superficiel et de 5,2 t C ha<sup>-1</sup> en semis direct. L'augmentation moyenne du stock de carbone entre labour et travail simplifié se situe donc à 2,9 et 2,8 t C ha<sup>-1</sup>, soit environ 100 C kg ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>. A côté de cette augmentation attribuée aux techniques simplifiées de travail du sol, la comparaison directe entre les stocks de carbone en 1970 (40 t C ha<sup>-1</sup>) et en 1998, fait apparaître une augmentation dans le traitement labour que l'on devrait pouvoir attribuer au premier abord à une augmentation des résidus de récolte enfouis au cours de cette période.

Cette variation non linéaire de la capacité de stockage au cours du temps, soulignée dans l'expertise conduite par Arrouays *et al.* (2002), met en cause l'évaluation d'une vitesse de stockage constante, souvent proposée de façon implicite dans la littérature. En se basant sur le suivi des données sur les 20 premières années, on observe une augmentation moyenne du stock de carbone de l'ordre de 0,2 t C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> qui est la "moyenne filtrée" retenue par Arrouays *et al.* (2002) comme base d'évaluation du potentiel de restockage de carbone pour des techniques simplifiées de travail du sol à l'échelle du territoire français sur une période de 20 ans. Si l'on se réfère aux valeurs observées sur 28 ans, l'augmentation moyenne est alors respectivement de 0,10, 0,21 et 0,19 t C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour le labour, le travail superficiel et le semis direct. L'augmentation du stockage liée à la réduction du travail du sol n'est pas significativement différente pour le semis direct et le travail superficiel et n'est alors que de 0,10 t C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>, valeur sensiblement inférieure à celle obtenue sur 20 ans.

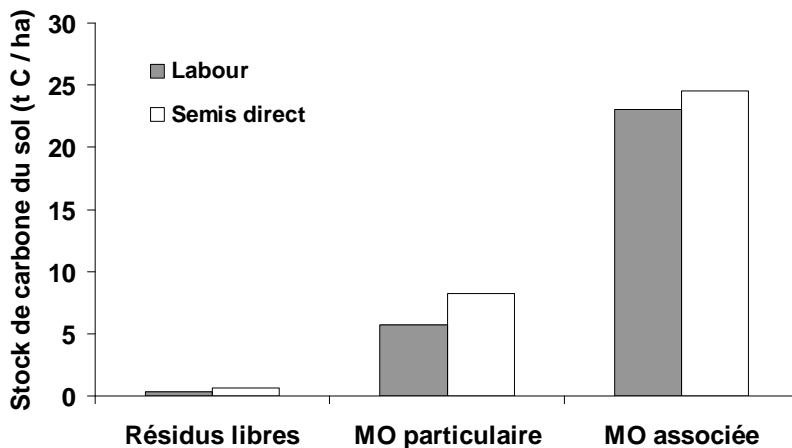
L'important écart observé entre les résultats évalués sur 20 et 28 ans conforte l'idée d'une nécessaire intégration de l'évaluation de ce stockage au cours du temps et en confirme, s'il en était encore besoin, le caractère limité dans le temps qui devrait conduire à un nouvel équilibre de la dynamique du stock de carbone ainsi augmenté. Une autre conclusion importante que l'on peut tirer de ces données est que ce niveau de stockage de carbone est significativement plus faible que ceux tirés de la littérature internationale qui avançaient fréquemment jusqu'alors des ordres de grandeur de 300 à 500 kg C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (Alvarez, 2005) et qui tendent cependant à être actuellement revus à la baisse (Smith *et al.*, 2005).

## 2.2. En approche synchronique

Plusieurs séries d'observations ont été réalisées en approche synchronique sur différentes parcelles de ce dispositif expérimental de Boigneville qui ont principalement visé à analyser les mécanismes susceptibles d'expliquer les différences d'évolution des compartiments de la matière organique sous l'influence des traitements appliqués. En 2003, sur les parcelles en rotation maïs-blé, Oorts *et al.* (2006a) ont montré que le semis direct présente des stocks de carbone et d'azote respectivement supérieurs de 5 à 15 % et de 3 à 10% à ceux mesurés sous le labour ; toutefois ces différences n'ont pas toujours été statistiquement significatives. De plus, ces concentrations de carbone diminuent avec la profondeur en semis direct alors qu'elles sont distribuées de façon homogène dans la couche labourée.

Parallèlement à ce bilan global, le fractionnement granulométrique de la matière organique a permis d'identifier les différentes localisations et d'en déduire les différents niveaux de protection du carbone organique du sol au bout de 30 ans de pratiques culturales différenciées (Figure 7).

Figure 7 : Stocks de carbone ( $t\ C\ ha^{-1}$ ) dans les différentes fractions de sols sous labour et sous semis direct pour une couche de sol équivalente à la profondeur du labour (d'après Oorts et al., 2006a).

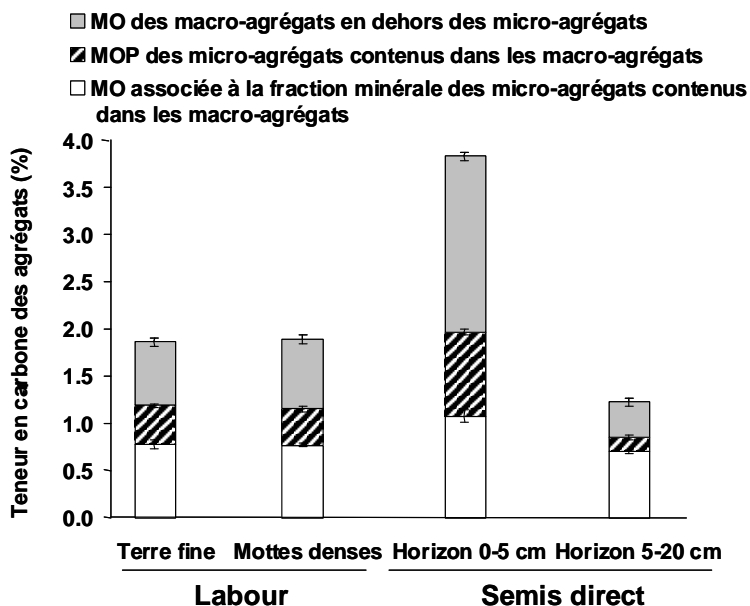


Ainsi, 66 % de la différence du stock de carbone total du sol ont été explicités par la différence de stocks de cet élément présents dans la MO particulaire (58 %) et les résidus de culture libres (8 %) (figure 7), la fraction associée aux particules minérales présentes à l'intérieur ou à l'extérieur des agrégats ne représentant qu'une moindre part de cette différence. Le carbone additionnel dans le semis direct se situe essentiellement dans des agrégats : les résultats suggèrent que les stocks de carbone plus importants pour le semis direct peuvent être attribués :

- ◆ à la formation de macroagrégats plus prononcée dans la couche 0-5 cm due à l'activité microbienne et aux stocks de matière organique du sol plus importants,
- ◆ à la meilleure protection de la matière organique du sol dans la couche 5-20 cm due à une porosité du sol plus faible et à l'absence de la destruction de la structure du sol par le travail du sol ou le climat.

La protection physique de la matière organique du sol contre la minéralisation du carbone a été ensuite évaluée par incubation d'échantillons de sol dont les structures entre 50  $\mu m$  et 12,5 mm ont été progressivement détruites (Oorts *et al.*, 2006b). Quatre types d'organisation structurale ont été prises en considération : des zones avec une structure poreuse ou compacte (respectivement terre fine et motte dense sur la figure 8) pour le labour et les horizons 0-5 et 5-20 cm pour le semis direct. Les résultats indiquent que la destruction de la structure de l'horizon 0-5 cm du semis direct induit une faible augmentation de la minéralisation de l'azote et pas d'augmentation de la minéralisation du C. La protection de la matière organique du sol est en réalité la plus importante pour la couche 5-20 cm du semis direct.

Figure 8 : Teneurs en carbone des micro-agrégats au sein des macro-agrégats pour les différentes zones de sol dans les systèmes labour et semis direct. Les barres verticales indiquent les valeurs d'écart-type (d'après Oorts et al., 2006a).



L'analyse des teneurs en carbone des micro-agrégats au sein des macro-agrégats (figure 8) pour ces mêmes sols met en évidence leur enrichissement en carbone dans l'horizon 0-5 cm des systèmes en semis direct ; cet enrichissement des micro-agrégats est particulièrement dû à un enrichissement en matière organique particulaire (MOP) des micro et des macro-agrégats et dans une moindre mesure à celui de la matière organique associée à la fraction minérale, autrement dit au niveau de la matière organique physiquement protégée.

D'autres travaux sur ce site ont complété cette approche de la nature du carbone stocké sous chacun des traitements. En particulier, l'étude de la répartition du stock total de C entre MO particulières grossières (> 50 µm) et MO humifiées (< 50 µm) majoritairement engagées dans des associations organo-minérales, a été réalisée en appliquant la méthode de Balesdent *et al.* (1991).

Les résultats de Balabane (2005) sur les essais de Boigneville (tableau 1) sont en contradiction avec les précédents résultats de Oorts *et al.* (2006a) ; en effet, ils indiquent une absence de différence significative entre les 3 modalités de travail du sol quant à la proportion de C des matières organiques particulières grossières dans le stock de C du sol. Ces dernières représentent en moyenne 15% du stock de C total. Il y a peu de données quantitatives de ce type dans la littérature. La plupart des données portent soit sur la couche superficielle centimétrique du sol, soit sur des situations de mise en culture de sols natifs (prairies ou forêts) et non des situations de sols cultivés labourés passant en modalité de travail simplifié. Les quelques données existantes vont dans le sens de cette observation (Angers *et al.*, 1995 ; Chan *et al.*, 2002). En consolidation de cette observation, le C restant dans les fractions denses après l'opération de flottation a été déterminé: il ne représente qu'environ 1% du C du sol, et le fait d'en tenir compte ne change pas l'essence du résultat. L'opération de fractionnement granulométrique s'est soldée par un bilan de récupération du C de près de 100% (Tableau 1), ce qui là aussi consolide les conclusions tirées des résultats du fractionnement de cette étude : 30 ans de travail réduit du sol n'ont pas entraîné une augmentation de la proportion de matières organiques particulières grossières dans le stock de C du sol.

Tableau 1. Distribution du C au sein de la couche L (Labourée) sous Labour et de la couche Eq. L (Equivalente à L) sous Travail superficiel et Semis Direct, entre matières organiques particulaires et MO humifiées, 30 années après la mise de place de l'essai. Des lettres différentes indiquent des différences significatives entre modalités, et cela pour chacune des fractions considérées (test de Student, IC : 95%). FL : fractions légères. FD : fractions denses. MOP : matières organiques particulaires, (= FL 0,2-2 mm + FL 0,05-0,2 mm), d'après Balabane (2005)

	Labour	Travail Superficiel	Semis Direct
	C (% C total du sol)		
FL 0,2-2 mm	5,2 a	3,6 a	5,2 a
FL 0,05-0,2 mm	10,8 a	9,8 a	10,4 a
MOP (FL 0,05-2 mm)	16,0 a	13,4 a	15,6 a
FD 0,2-2 mm	Traces	Traces	Traces
FD 0,05-0,2 mm	1,4 a	1,5 a	1,5 a
FL + FD 0,05- 2 mm	17,4 a	14,9 a	17,1 a
Fraction <0,05 mm	83,3 a	82,5 a	83,7 a
Somme des fractions	100,7 a	97,4 a	100,8 a

Enfin, des travaux antérieurs (Balesdent *et al.*, 1990 ; Mary et Wylleman, 2002) ont montré via le traçage isotopique que le faible effet net du travail simplifié sur les stocks totaux de C pouvait être accompagné d'effets prononcés sur les flux bruts. Balesdent *et al.* (2000) ont discuté les principaux mécanismes rendant compte de cela. En résumé, leurs travaux ont montré que le non travail du sol s'accompagnait :

- ♦ d'une diminution des apports de C au sol, une partie du C des parties aériennes non récoltées, particulièrement la fraction soluble, étant minéralisée hors sol dans la modalité en non travail (standing dead des anglo-saxons) alors que le rapide enfouissement lié au labour protégerait ce compartiment carboné par interaction avec la matrice solide du sol,
- ♦ d'une plus faible vitesse de minéralisation des résidus laissés en surface, par rapport aux résidus enfouis par le labour, du fait de leur éloignement de la population de décomposeurs,
- ♦ d'une augmentation du taux de minéralisation et d'une diminution du taux d'humification des débris végétaux en voie de décomposition dans le sol, par un moins intense mixage avec la matrice solide du sol et une moins grande incorporation au sein d'agrégats en néoformation dans le sol,
- ♦ d'une diminution de la vitesse de minéralisation des MO humifiées, par une moindre perturbation-destruction des agrégats du sol et une moindre aération.

A partir des nombreuses observations et analyses portant sur le site de Boigneville et malgré les incertitudes liées aux processus impliqués, les conclusions précédentes peuvent être complétées par les interprétations suivantes :

- ♦ les différences de décomposition de la matière organique du sol entre labour et semis direct en conditions *in situ* ont été influencées par les différences de température et d'humidité du sol entre les deux traitements (distribution et quantité de pluie et évaporation d'eau),
- ♦ la teneur en eau du paillis de résidus semble être le facteur déterminant de l'amplitude de la différence de vitesse de décomposition des résidus entre labour, semis direct et travail superficiel (Oorts, 2006),
- ♦ la limitation de la minéralisation des matières organiques du sol par l'absence ou la réduction du travail du sol est la conséquence d'une protection de cette matière organique par les argiles.

### III. Discussion sur le potentiel de stockage de carbone des TCSL

Cette discussion est principalement basée sur l'analyse des données du dispositif de Boigneville collectées depuis 1970 et sur les extrapolations que nous pouvons en tirer à partir de ce que nous savons par ailleurs.

#### 1. D'où vient le carbone nouvellement stocké ?

Un suivi des quantités de matières organiques du sol restituées aux parcelles de Boigneville à partir des parties aériennes non exportées et des parties racinaires laissées en place en fonction des précédents maïs et blé permet d'évaluer les taux d'humification moyens<sup>10</sup> (estimés sur 4 ans) des restitutions organiques pour chacun des traitements (Tableau 2).

Tableau 2 : Estimations des taux d'humification d'après les données collectées sur le site de Boigneville (1970 – 1998)

Traitement	Taux d'humification moyen (%)		
	Labour	Travail superficiel	Semis direct
Valeur Moyenne	2,4 %	9,5 %	5,6 %
Valeur Médiane	0,9 %	2,8 %	5,2 %

On observe des valeurs moyennes bien plus faibles sous labour (2,4%) que sous semis direct (5,6%) et travail superficiel (9,5 %). Entre ces deux derniers traitements, la dispersion des comportements à la parcelle conduit à retenir une valeur médiane supérieure sous SD à celle sous TS. Au-delà de l'évaluation des taux calculés ci-dessus, différentes explications sont avancées pour expliquer la plus forte humification des résidus laissés en surface du sol comparée à celle des résidus enfouis ; celle-ci pourrait résulter d'une moindre minéralisation de la matière organique laissée en surface, due à une plus faible disponibilité en azote minéral au voisinage des résidus dans le traitement "semis direct" ou d'une dégradation préférentielle par des champignons dont le développement sur la matière organique extérieure au sol serait davantage favorisée que celui des bactéries, et conduirait à une élaboration plus importante de composés humiques (Recous, 2001).

D'autre part, en appliquant un modèle de simulation de l'évolution des stocks de carbone aux données observées sur cet essai, il a été possible de conclure que la vitesse de minéralisation de la matière organique du sol varie selon les traitements et est plus importante dans le cas du labour (Balesdent, 1990; Mary et Wylleman, 2002), confirmant ainsi que le passage aux techniques simplifiées de travail du sol s'accompagne d'une diminution de la vitesse de minéralisation du stock humifié (Balabane, 2005).

#### 2. Quel devenir pour ce carbone nouvellement stocké et quel potentiel de stockage ?

Malgré la fréquente absence de différence significative des stocks de carbone entre traitements observée à partir d'essais individualisés et mentionnée en préambule de l'analyse des résultats collectés pour cette synthèse, l'augmentation du stockage de carbone sous TCSL est aujourd'hui globalement admise par la communauté scientifique internationale ; cependant le niveau de cette capacité de stockage et sa durabilité sont vivement discutés. Un récent article (Bellamy *et al.*, 2005) basé sur une large série de résultats originaux sur l'évolution des stocks de carbone dans les sols à l'échelle de l'Angleterre et de l'Irlande, va à l'encontre de ces perspectives de stockage en milieu tempéré. Il fait état des conclusions suivantes :

- des pertes non négligeables de carbone ont eu lieu au cours des dernières décennies dans l'ensemble de ces sols indépendamment de leurs caractéristiques physico-chimiques ou pédologiques, mettant en doute certaines connaissances relatives à la stabilité du carbone dans le sol. Ces auteurs avancent l'idée que la stabilité du carbone pourrait dépendre davantage des caractéristiques biologiques que des caractères

<sup>10</sup> Le taux d'humification est défini comme le rapport entre l'augmentation des stocks de C du sol pour chacun des systèmes et les quantités de matières organiques aériennes et racinaires correspondantes restituées à ces systèmes. A savoir :

taux d'humification = (stock C du sol avec résidu - stock C du sol sans résidu) / supplément C apporté par le résidu

Il est à noter que ce taux dépend aussi de la durée de l'essai ou du temps de calcul.

physico-chimiques, et notamment de la diversité et de l'activité des microorganismes du sol, qui en présence d'une source d'énergie seraient capables de décomposer n'importe quelle structure organique quel que soit son niveau de stabilité ; une telle assertion nécessite cependant d'être vérifiée par des faits expérimentaux.

- ♦ les pertes de carbone observées sont globalement proportionnelles à la teneur en C des sols, en accord avec une cinétique de disparition du 1<sup>er</sup> ordre, les sols les plus riches en carbone étant ceux qui ont le plus perdu. Cette observation est en contradiction avec l'idée que ces sols plus riches en carbone contiendraient une proportion plus importante de carbone stable.
- ♦ des pertes de carbone ont été observées dans les sols indépendamment de leurs conditions d'utilisation, et notamment de leurs modes d'exploitation ; ces auteurs mettent en avant l'idée que le changement climatique et les augmentations de températures qui lui sont liées pourraient être le principal facteur explicatif de cette évolution des pertes de carbone sur des sols non agricoles.
- ♦ l'observation de ces pertes vient contrecarrer l'idée selon laquelle les sols pourraient constituer un puits de C que l'on devrait pouvoir davantage utiliser pour modifier le bilan des émissions de CO<sub>2</sub>.

Cependant d'autres observations sont susceptibles de contredire cette perception d'une tendance généralisée de déstockage de carbone du sol. Ainsi l'examen de la base de données INFOSOL regroupant les résultats d'analyses de sols à l'échelle de la France métropolitaine conduit Arrouays *et al.* (2006) à mentionner deux tendances contradictoires, à savoir :

- ♦ un déstockage prolongé de carbone du sol à l'échelle régionale dans les régions où des surfaces importantes de prairies ou de forêts ont été remises en culture dans un passé relativement récent
- ♦ une tendance à une augmentation du stock de carbone du sol dans des régions d'agriculture céréalière du Bassin Parisien, consécutive vraisemblablement à une augmentation des retours de résidus végétaux au sol liée à l'augmentation de la production de biomasse, et au développement de pratiques culturales stockantes de carbone, telles que les TCSL ou la mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrates.

Ce même auteur (Arrouays *et al.*, 2006) montre que l'on peut définir un potentiel de stockage des sols en relation directe avec leurs teneurs en éléments fins (< 20 µm) et que la plupart des sols de nos régions tempérées n'auraient pas atteint leur capacité maximum de stockage associée à ces particules fines. Dans le cas du site de Boigneville, avec des teneurs en argile et limons fins voisines de 65%, le potentiel maximal de stockage est ainsi estimé à plus de 80 t C.ha<sup>-1</sup>, indiquant ainsi la marge de manœuvre dont nous disposerions sur ce site où les stocks actuels, dans les situations les plus favorables sont de l'ordre de 45 t C.ha<sup>-1</sup>. Selon cette étude, le maximum de capacité de stockage pourrait être atteint par l'adoption de pratiques adaptées comme les TCSL ou les prairies temporaires. Cette assertion, là encore, nécessite d'être appuyée par des démonstrations expérimentales conséquentes.

### 3. Apports de la modélisation

La modélisation est un outil de prévision de l'évolution du carbone, mais aussi d'analyse de la variabilité spatiale et d'interprétation de résultats expérimentaux qui tend à être largement utilisé pour évaluer l'évolution des stocks de carbone du sol à différentes échelles de territoire. Nous avons fait appel ici au modèle britannique de Rothamsted « ROTHC », le plus ancien et le plus utilisé des modèles compartimentaux (Jenkinson et Rayner, 1977, in Jenkinson *et al.*, 1991), présenté en annexe 2.

Les hypothèses de calcul utilisées ont été les suivantes :

- ♦ Le taux de carbone dans la matière sèche végétale est estimé à 50%.
- ♦ Pour la couche de sol superficiel correspondant aux 3900 t ha<sup>-1</sup>, le carbone organique (Corg) est calculé à partir du Carbone total (Ctot) selon  $C_{org} = C_{tot} - 0.049 * C_{tot}^{1.139}$ . La fraction (Ctot - Corg) représente le Carbone inerte du sol dont l'évolution n'est pas prise en compte dans le modèle.
- ♦ L'état initial en carbone total correspond aux données de la première observation de 1970, et sa répartition dans les compartiments est celle correspondant à une parcelle cultivée sous culture annuelle (Blé par exemple). Des modificateurs de minéralisation ont été appliqués au système à partir d'un ajustement réalisé sur les valeurs mesurées, afin de tenir compte de l'effet de ralentissement de la minéralisation par le semis direct<sup>11</sup>.

<sup>11</sup> Les modificateurs appliqués ont été : 8,7168548 pour le labour, 3,1627393 pour le travail superficiel, 1,9754906 pour le semis direct, 1,4044113 pour le labour sans restitution entre 1982 et 1994, 3,2641334

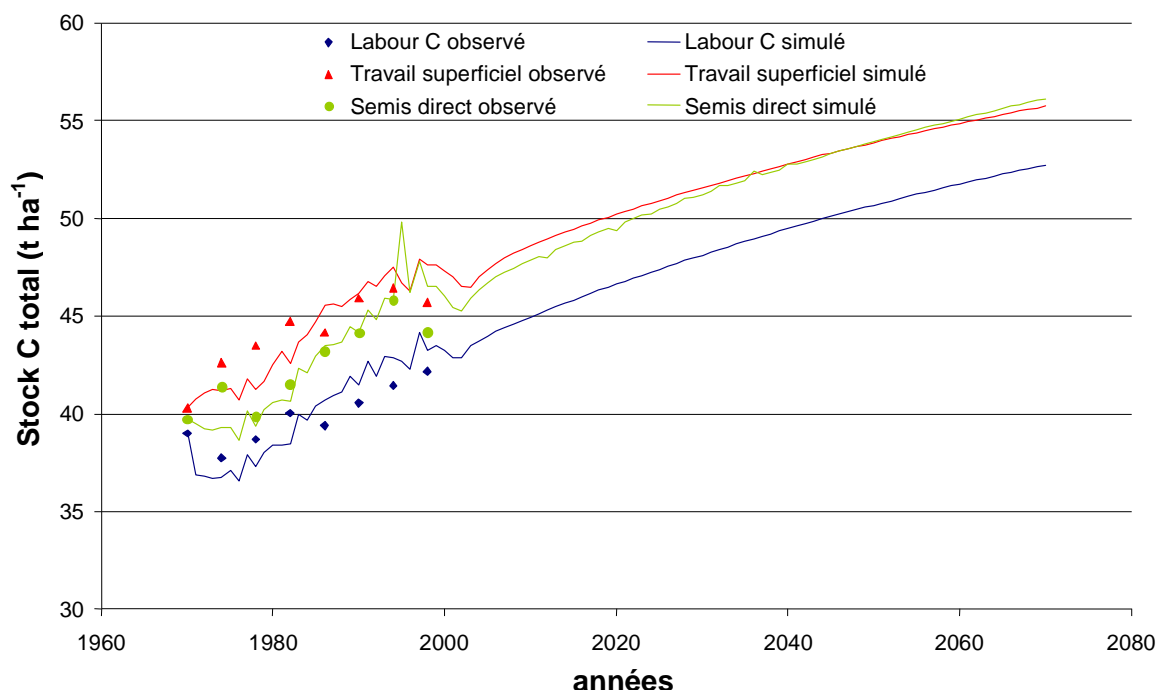


- ◆ Les entrées de carbone suivant les traitements ont été obtenues à partir des valeurs moyennes mesurées au champ, en distinguant les systèmes avec restitution et ceux sans restitution durant la période 1982-1994.

En travaillant<sup>12</sup> sur les données moyennes par traitement (3 à 6 parcelles par traitement), nous avons obtenu une projection à 100 ans. Les résultats de cette simulation (Figure 9) permettent de souligner les points suivants :

- ◆ ces simulations mettent en évidence un potentiel de stockage plus important sous TCSL (SD et TS) que sous labour, quelle que soit la gestion des résidus entre 1982 et 1994 (résultats non présentés pour les parcelles sans restitution entre 1982 et 1994).
- ◆ Contrairement à la simulation réalisée à l'aide du modèle AMG utilisé lors de l'expertise Carbone 2002 (Andriulo *et al.*, 1999; Arrouays *et al.*, 2002), l'accroissement du stock de Carbone selon RothC continue au delà de 40 ans de pratique culturale ; cette tendance qui apparaît contradictoire avec la tendance observée d'un ralentissement du stockage au cours de la période 1990-1998 est cependant en accord avec l'idée précédemment développée d'un potentiel de stockage significativement plus important que le stock de carbone actuellement observé : cette augmentation du stock pourrait être la conséquence de la restitution de fortes quantités de résidus de cultures (pailles de céréales). Cependant, la perspective d'un tel accroissement sur une durée aussi longue peut être aussi le fait d'un étalonnage du modèle sur une durée trop courte, et nécessite pour le moins d'être confrontée à d'autres données expérimentales ; ceci permet de souligner fortement la nécessité de poursuivre la gestion sur le long terme d'essais du type de celui de Boigneville.

Figure 9: Stocks de Carbone total (t C ha<sup>-1</sup>) simulés/ observés pour le labour , le travail superficiel et le semis direct sur la période 1970- 2070 avec une restitution permanente des résidus de récolte au sol.



- ◆ Les deux séries de simulation (avec ou sans restitution pendant la période 1982-1994) montrent un impact très fort de la suppression de la restitution des résidus de récolte pendant une douzaine d'années sur les perspectives ultérieures de stockage. Il est important de souligner cependant que les données des premières années avec restitution de récoltes montrent un moindre stockage que dans le jeu de données avec les restitutions ultérieures maintenues et que la tendance sur le long terme est vraisemblablement fortement conditionnée par cette cinétique initiale à laquelle s'ajoute ensuite l'effet de la non restitution,

pour le travail superficiel sans restitution entre 1982 et 1994 et 2,0463398 pour le semis direct sans restitution entre 1982 et 1994.

<sup>12</sup> Ce travail de simulation a été réalisé avec Manuel Martin

soulignant là encore la nécessité d'étoffer davantage les bases de données sur des temps longs, pour étalonner correctement de tels modèles.

- ♦ On observe que la pratique du TS tend à stocker davantage de carbone que SD au bout d'environ 70 ans de pratique ce qui est en accord avec la simulation avec le modèle AMG (Andriulo *et al.*, 1999 ; Arrouays *et al.*, 2002). Toutefois, la simulation ne met pas en évidence de différence significative entre TS et SD ce qui confirme la tendance observée au bout de 28 ans par les mesures et est conforme à d'autres données de la littérature (Alvarez, 2005).

#### IV. Conclusion et perspectives

Dans le contexte actuel de nos conditions climatiques, les terres cultivées ont une capacité à accumuler de la matière organique dans leurs horizons superficiels qui peut être exprimée en potentiel de stockage de carbone du sol. Ce concept incite à tenter d'utiliser cette capacité de stockage des sols pour contribuer à la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> atmosphérique par des pratiques de gestion spécifiques.

Il apparaît qu'en l'état actuel des connaissances, les TCSL (SD et TS) en milieu tempéré favorisent globalement le stockage de C. Cependant, le niveau de stockage par ces pratiques, déduit de l'analyse de l'essai longue durée de Boigneville (qui demeure actuellement le seul essai conduit sur notre territoire permettant d'évaluer de façon fiable le bilan de matière organique dans ce contexte) est nettement inférieur à ce que mettent en avant les études anglo-saxonnes: respectivement de 100 à 200 kg C ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup> en fonction de l'échelle de temps prise en compte contre 300 à 400 kg C ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup> chez nos voisins.

Il importe de resituer ces ordres de grandeur et les quantités de carbone qui pourraient être ainsi restockées dans le sol par rapport aux bilans nationaux d'émission de gaz à effet de serre. Un restockage de carbone par les TCSL ne serait significativement important que dans le cas d'un développement généralisé et durable des TCSL au niveau du territoire : la perspective de développement de ces TCSL est cependant suffisamment forte (Labreuche *et al.*, 2006) pour que ce restockage apparaisse devoir être pris en considération dans les démarches d'inventaire. Il importe cependant d'avoir en tête qu'au final, ce restockage ne pèsera que faiblement dans le bilan global des émissions de GES au niveau de notre territoire : alors que ces émissions correspondent à un déstockage annuel de 135 millions t C à l'échelle de la France, la mise en TCSL de 30 % des terres labourables entraînerait un restockage annuel de 0,5 à 1 million t C selon l'hypothèse d'un restockage de 100 à 200 kg C ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup>. En d'autres termes, le développement des TCSL devrait contribuer à entretenir et restaurer le taux de matière organique de la couche de surface des sols et des propriétés qui lui sont liées, mais il ne contribue que de façon marginale à la réduction des émissions de GES à partir du territoire national.

La synthèse a également rappelé que l'augmentation du stock de carbone en TCSL est largement due à un ralentissement de la minéralisation de la matière organique initiale du sol et que le carbone nouvellement stocké était plutôt intégré durablement au sol, protégé en particulier au sein des micro-agrégats ou des macro-agrégats. Cependant, aucune différence significative de stock de C entre les parcelles en travail superficiel et les parcelles en semis direct n'est mise en évidence pour 30 ans de différenciation ; la simulation à l'aide du modèle RothC confirme cette tendance. Ces mêmes simulations montrent également qu'il existe un potentiel de stockage plus important pour les TCSL que pour le labour. Notons que d'autres modélisations effectuées à partir des expérimentations menées à Boigneville ont montré que les effets bénéfiques de ces TCSL en matière de stockage du carbone peuvent être entièrement perdus si un délai de 3 à 5 ans n'est pas respecté entre deux labours lorsque ceux-ci sont opérés épisodiquement.

Il convient par ailleurs de garder à l'esprit que l'effet globalement positif des systèmes TCSL sur le stockage du carbone dans le sol, pourrait être annulé par :

- ♦ un déstockage généralisé du carbone sur le long terme sous l'effet du changement climatique, déstockage plus marqué dans les sols riches en carbone et indépendant du niveau de protection du C (Bellamy *et al.*, 2005) ;
- ♦ des émissions de N<sub>2</sub>O ou du CH<sub>4</sub> (Six *et al.*, 1999), susceptibles de contrebalancer l'effet positif de ce stockage (Nicolardot et Germon, 2007).

La dynamique du carbone est lente et peu symétrique, c'est à dire que la perte des stocks est plus rapide que le gain. Pour ces raisons, les politiques de gestion doivent être soutenues à long terme, et la priorité pour les sols tempérés doit être d'éviter la perte des stocks de carbone existants par des pratiques agricoles inadaptées. Un bilan des effets des TCSL pour l'Europe reste à faire, mais ces pratiques pourraient se répandre par des politiques d'incitation avec des financements agro-environnementaux et la prise en compte des puits de carbone liés à l'agriculture.

## Références bibliographiques

- AL-KAISI M.M, YIN X., 2005. Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotation. *Journal Environmental Quality*, 34, 437-445.
- AL-KAISI M.M., YIN X., AND LICHT M.A. 2005. Soil Carbon and 120as Affected by Tillage Systems and Crop Biomass in a Corn-Soybean Rotation. *Applied Soil Ecology*, 30, 174-191.
- ALVAREZ R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*, 21, 38-52.
- ÁLVAREZ R., ÁLVAREZ C.R., LORENZO G., 2001, CO<sub>2</sub>-C fluxes following tillage from a Mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *European Journal Soil Biology*, 37, 161-166.
- ÁLVAREZ R., 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model.. *Soil Use and Management*, 17, 62-66.
- ALVAREZ R., DIAZ R.A., BARBERO N., SANTANATOGLIA O.J. AND BLOTTA L., 1995. Soil organic-carbon, microbial biomass and CO<sub>2</sub>-C production from 3 tillage systems. *Soil and Tillage Research*, 33, 17-28
- ALVAREZ R., DIAZ R.A., BARBERO N., SANTANATOGLIA O.J., BLOTTA L., 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO<sub>2</sub>-C production from three tillage system. *Soil & Tillage Research*. Vol: 33, p:17-28. et al., 1995
- ANDRIULO A., MARY B., et al., 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19, 365-377.
- ANGERS D. A., BOLINDER M. A., et al., 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 41, 191-201.
- ANKEN T., WEISSKOPF P., ZIHLMANN U., FORRER H., JANSKA J., PERHACOVA K., 2004. Long-term tillage system effects under moist cool conditions in Switzerland. *Soil and Tillage Research*, 78, 171-183.
- ARROUAYS D., SABY N., WALTER C., LEMERCIER B. & SCHVARTZ C., 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management*, 22, 48-51.
- ARROUAYS D., BALESSENT J., GERMON J.C., JAYET P.A., SOUSSANA J.F., STENGEL P. (EDS), 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Contribution à la lutte contre l'effet de serre. *Expertise collective INRA*, Paris. 332p
- ARROUAYS D. , PÉLISSIER P., 1994. Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant Soil* 160. 215–223.
- ASLAM T., CHOUDHARY M.A., SAGGAR S., 2000. Influence of land-use management on CO<sub>2</sub> emissions from a silt loam soil in New Zealand. *Agric. Ecosyst. Environ.* 77, 257–262.
- ASLAM T., CHOUDHARY M. A., et al., 1999. Tillage impacts on soil microbial biomass C, N and P, earthworms and agronomy after two years of cropping following permanent pasture in New Zealand. *Soil and Tillage Research*, 51, 103-111.
- BALESSENT J., CHENU C., BALABANE M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 15, 215-230.
- BALESSENT J., ARROUAYS D., 1999. Usage des terres et stockage du carbone dans les sols du territoire français (1900–1999). *C.R. Académie d'Agriculture de France*, 85, 265–277.
- BALL B. C., CAMPBELL D. J., et al., 2000. Soil compactibility in relation to physical and organic properties at 156 sites in the UK. *Soil and Tillage Research*, 57, 83-91.
- BAYER C., MARTIN-NETO L., MIELNICZUK J., CERRETA C.A., 2000. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. *Soil and Tillage Research*, 53, 95-104.
- BEARE M. H., HENDRIX P. F., et al., 1994. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional tillage and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 777-786.
- BEAUCHAMP E. G., VORONEY R. P., 1994. Crop C contribution to the soil with different cropping and livestock systems. *Journal Soil and Water Conservation*, 49, 205-209.
- BELLAMY P.H., LOVELAND P.J., BRADLEY R.I. et al., 2005. Carbon losses from soils across England and Wales. *Nature*, 437, 245-248.
- BERNOUX M., FELLER C., CERRI C.C., ESCHENBRENNER V., CERRI C.E.P., 2005. Soil carbon sequestration. In Roose E., Lal R., Feller C., Barthès B., Stewart B. (éd.). *Erosion and Carbon dynamics. Advances in Soil Science*, CRC Publisher USA, 300 pp. ISBN: 1566706882.

- BESNARD E., CHENU C., 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science*, 47, 495-503.
- BLACK A.L., and TANAKA D.L., 1997. A conservation tillage-cropping systems study in the Northern Great Plains of the United States. p. 335-342. In E.A. Paul et al. (ed.) Soil organic matter in temperate agroecosystems-Long-term experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, FL.
- BOISGONTIER D., 1982. Matière organique, simplification du travail du sol et irrigation. *Perspectives Agricoles*, 64, 16-23.
- CALVET R., 2003. Le Sol Propriétés et fonctions, Editions France Agricole, 968 p.
- CAMPBELL C. A., MCCONKEY B. G., et al., 1995. Carbon sequestration in a brown chernozem as affected by tillage and rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 75, 449-458.
- CAMPBELL C. A., MCCONKEY B. G., et al. 1996. Tillage and crop rotation effects on soil organic C and N in a coarse-textured typic haploboroll in southwestern Saskatchewan. *Soil and Tillage Research*, 37, 3-14.
- CHAN, K. Y., HEENAN D. P., et al. 2002. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil and Tillage Research*, 63, 133-139.
- CIRAD. 1998. Gestion agrobiologique des sols et des systèmes de culture. Actes de l'Atelier International 23-28 mars 1998. Antsinabe, Madagascar, ed F. Rasolo & M. Raunet. 658 pp.
- DAO T.H., 1998. Tillage system and crop residue effects on surface compaction of a Paleustoll. *Agronomy Journal*, 88, 141-148.
- DICK W.A., BLEVINS R.L., FRYE W.W., PETERS S.E., CHRISTENSON D.R., PIERCE F.J., VITOSH M.L., 1998. Impacts of agricultural management practices on C sequestration in forest-derived soils of the eastern Corn Belt. *Soil and Tillage Research*, 47, 235-244.
- DORAN J.W., 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils. *Biology and Fertility of Soils*, 5, 68-75.
- ELLERT & BETTANY, 1995, Calculation of organic matter and nutrient stored in soils under contrasting management regimes
- ERICKSON H., KELLER M., AND DAVIDSON E.A., 2001. Nitrogen Oxide Fluxes and Nitrogen Cycling during Postagricultural Succession and Forest Fertilization in the Humid Tropics. *Ecosystems*, 4, 67-84.
- FELLER C., BEARE M. H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79, 69-116.
- FORTIN M.C., ROCHETTE P., PATTEY E., 1996. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping system. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 1541-1547.
- FRANZLUEBBERS A. J., HONS F. M., et al., 1998. In situ and potential CO<sub>2</sub> evolution from a fluvientic ustochrept in southcentral Texas as affected by tillage and cropping intensity. *Soil and Tillage Research*, 47, 303-308.
- FREIBAUER A., ROUNSEVELL M.D.A., SMITH P., VERHAGEN J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe, *Geoderma*, 122, 1-23.
- GERMON J.C., TAUREAU J.C., THOMAS J.M., 1994. Effet des méthodes simplifiées de travail du sol sur les transformations de l'azote et leurs conséquences sur le lessivage des nitrates. *Simplification du travail du sol. Edition INRA*, 65, 125-154.
- GREGORICH E.G., GREER K.J., ANDERSON D.W., LIANG B.C., 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil and Tillage Research* 47: 291-302.
- GREGORY P.J., SIMMONDS L.P., WARREN G.P., 1998. Interactions between plant nutrients, water and carbon dioxide as factors limiting crop yields. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 352, 987-996.
- HAO X., CHANG C. C., et al., 2001. Tillage and crop sequence effects on organic carbon and total nitrogen content in an irrigated Alberta soil. *Soil and Tillage Research*, 62, 167-169.
- HENDRIX P. F., FRANZLUEBBERS A. J., et al., 1998. Management effects on C accumulation and loss in soils of the southern Appalachian Piedmont of Georgia. *Soil and Tillage Research*, 47, 435-451.
- HIEN E., 2004. Dynamique du carbone dans un Acrisol ferrugineux du Centre Ouest Burkina: influence des pratiques culturales sur le stock et la qualité de la matière organique. Doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, 140 p.
- IPCC, 2001. Climate changes: the scientific basis contribution, Cambridge, Cambridge University Press.
- JACKSON R. D., IDSO S. B., 1975. Surface albedo and desertification. *Science*, 189, 1012-1013.

- JENKINSON D. S., ADAMS D. E., et al., 1991. Model estimates of CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to global warming. *Nature*, 351, 304-306.
- JENKINSON D.S., RAYNER J.H., 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science* 123, 298-305.
- JONES et al. (1996) cité par Peterson
- KANDELER E., TSCHERVO D., SPIEGEL H., 1999. Long-monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management, *Biology and Fertility of Soils*, 28, 343-351.
- KESSAVALOU A., MOSIER A.R., DORAN J.W., DRIJBER R.A., LYON D.W., HEINEMEYER O., 1998. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *Journal Environmental Quality*, 27, 1094-1104.
- KRISTENSEN H.L., MCCARTY G.W., MEISINGER J.J., 2000. Effect of soil structure disturbance on mineralization of organic soil nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 371-378.
- LABREUCHE J., BODET J.M., 2001. Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés : conséquences des technique de travail du sol. *Perspectives agricoles*, 272, 54-57.
- LABREUCHE J., COUTURE D., BODET J-M., 2003. Essai travail du sol de longue durée de Boigneville, *Perspectives Agricoles*. 286.
- LAL R., 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub>-enrichment. *Soil and Tillage Research*, 43, 81-107.
- LAL R., 1999. Global carbon pools and fluxes and the impact of agricultural intensification and judicious land use. pp 45-52 In: Prevention of land degradation, enhancement of carbon sequestration and conservation of biodiversity through land use change and sustainable land management with a focus on Latin America and the Caribbean. World Soil Resources Report 86. FAO, Rome.
- LAL R., KIMBLE I., LEVINE E, STEWART B.A., 1995. (eds). Soils and global change. CRC & Lewis publishers, Boca Raton FL
- LAMB J. A., PETERSON G. A., et al., 1985. Wheat fallow tillage systems' effect on a newly cultivated grassland soils' nitrogen budget. *Soil Science Society of America Journal*, 49, 352-356.
- LARNEY F. J., BREMER E. et al., 1997. Changes in total, mineralizable and light fraction soil organic matter with cropping and tillage intensities in semiarid southern Alberta, Canada. *Soil and Tillage Research*, 42, 223-240.
- LEVINE E., STEWART B.A. (eds.). Soil Processes and the Greenhouse Effect. USDA-SCS, Lincoln, NE.
- MARY B., RECOUS S., DARWIS D., ROBIN D., 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and soil*, 181, 71-82.
- METAY A., 2005. Séquestration de carbone et flux de gaz à effet de serre. Comparaison entre semis direct et système conventionnel dans les Cerrados brésiliens. Thèse de Doctorat en Agronomie-Environnement, INA-PG, 233p.
- MILLAR N., BAGGS E. M., 2004. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N<sub>2</sub>O emissions after their addition to soil, *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 935 - 943
- Ministère de l'Agriculture, 1999. Statistique agricole annuelle. Résultats 1998. *Agreste - Données Chiffrées Agriculture* 115.
- MONNIER G., THEVENET G., LESAFFRE B. 1994. Simplification du travail du sol. *Colloques INRA N°65*, 172 pp.
- MOSIER A. R., HALVORSON A. D., PETERSON G. A., ROBERTSON G. P., SHERROD L., 2005. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 7, 67-76.
- NYBORG M., SOLBERG E.D., MALHI S.S., R.C. IZAURRALDE, 1995. Fertilizer N, crop residue, and tillage alter soil C and N content in a decade. p.93-99. In R. Lal et al. (eds.) *Soil management and greenhouse effect*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- NYS, C., J.L. DUPOUEY, et al., 1995. Cycle du carbone dans l'écosystème forestier : impact du milieu et de la sylviculture sur les immobilisations et les flux. *Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 10, 49-55.
- OADES J.M., 1995. An overview of processes affecting the cycling of organic carbon in soils. The role of nonliving organic matter in the earth's carbon cycle. R. G. Zepp and C. Sonntag. New York, USA, John Wiley and Sons: 293-303.
- OORTS K., BOSSUYT H., LABREUCHE J., MERCKX R., NICOLARDOT B., 2006a. Carbon and nitrogen stocks in relation to organic matter fractions, aggregation and pore size distribution in no-tillage and conventional tillage in northern France. *European Journal of Soil Science (sous presse)*.

- OORTS K., NICOLARDOT B., MERCKX R., RICHARD G., BOIZARD H., 2006b. C and N mineralisation of undisturbed and disturbed soil from different structural zones of conventional tillage and no-tillage systems in northern France. *Soil Biology Biochemistry*, 38, 2576-2586.
- 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.
- PANKHURST C.E., KIRKBY C.A., HAWKE B.G., HARCH B.D., 2002. Impact of a change in tillage and crop residue management practice on soil chemical and microbiological properties in cereal producing red duplex soil in NSW, Australia, *Biol. Fertil. Soils*, 35, 189-196.
- PARTON, W.J., STEWART, W.B., COLE, C.V., 1988. Dynamics of C,N,P, and S in grassland soils: A model. *Biogeochemistry*, 5, 109–131.
- PARTON W.J., WOOMER P.L., MARTIN A., 1994. Modelling soil organic matter dynamics and plant productivity in tropical ecosystems. pp. 171–188 in: P.Woomer & M. Swift (eds.). *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. TSBF/John Wiley.
- PAUSTIAN K., ELLIOT E.T., CARTER M.R., 1998. Tillage and crop management impacts on soil C storage: use of long-term experimental data. *Soil and Tillage Research* 47, vii-xii.
- POTTE, P.K., JONES O.R., TORBETT H.A., UNGER P.W., 1997. Crop rotation and tillage effects on organic carbon sequestration in the semi-arid southern Great plains. *Soil Science*, 162, 140–147.
- POWLSON D.S., SMITH P., COLEMAN K., SMITH J.U., GLENDINING M.J., KORSCHEMS M., FRANKO U., 1998. A European network of long-term sites for studies on soil organic matter. *Soil and Tillage Research*, 47, 263–274.
- RAZAFIMBELO T., BARTHÈS B., DELUCA E.F., LARRÉ-LARROUY M.-C., LAURENT J.-Y., CERRI C.C., FELLER C., 2003. Effet du paillis des résidus de canne à sucre sur la séquestration de carbone dans un sol ferrallitique argileux du Brésil. *Etude et Gestion des Sols*, 10, 191-200.
- RAZAFIMBELO T., 2005. Stockage et protection du carbone dans un sol ferrallitique sous systèmes en semis direct avec couverture végétale des hautes terres malgaches. Doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, 162 p.
- REGANOLD J P., ELLIOTT L F., UNGER Y. L., 1987. Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature* 330, 370–372.
- REICOSKY, D.C., LINDSTROM, M.J., 1995. Impact of fall tillage on short-term carbon dioxide flux. In: Lal R., Kimbl, J., Levine E., Stewart B.A. (eds.). *Soils and global change*. CRC Press.
- REICOSKY D.C., LINDSTROM M.J., 1993. Fall tillage method: effect on short-term carbon dioxide flux from soil. *Agronomy Journal*, 85, 1237-1243.
- RICHARD G., MARY B., BOIZARD H., 2004. Impacts des techniques culturales sans labour sur le fonctionnement des sols cultivés : composantes physique et organique. In colloque : Techniques culturales sans labour. p 50-53.
- ROBERT M., CAPILLON A., RAUNET M., 2004. Les techniques culturales sans labour : historique et enjeux. Techniques culturales sans labour. Impacts économiques et environnementaux. Congrès, Paris, Comité d'Orientation pour les pratiques agricoles respectueuses de l'environnement.
- ROBERTSON, G.P., E.A. PAUL, et al. (2000). Greenhouse gases in intensive agriculture : contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289: 1922-1924.
- SAINJU U.M., SINGH B.P., et al., 2002. Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil and Tillage Research*, 63, 167-179.
- SIX J., ELLIOT E.T., PAUSTIAN K., DORAN J.W., 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 1367-1377.
- SMITH P., ANDRÉN O., KARLSSON T., PERÄLÄ P., REGINA K., ROUNSEVELL M., VAN WESEMAEL B., 2005. Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11:2153-2163.
- SMITH P., MILNE R., POWLSON D.S., SMITH J.U., FALLOON P., COLEMAN K., 2000. Revised estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use and Management*, 16, 293-295
- SMITH P., POWLSON D.S., SMITH J.U., FALLOON P., COLEMAN K., 2000. Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology*, 6, 525-539.
- SMITH P., POWLSON D.S., GLENDINING M.J., SMITH J.U., 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology*, 4, 679-685.

- SMITH P., POWLSON D.S., GLENDINING M.J., SMITH J.U., 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*, 3, 67-79.
- STOCKFISH N., FORSTREUTER T., EHLERS W., 1999. Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. *Soil and Tillage research*, 52, 91-101.
- TEBRÜGGE F., DÜRING R.A., 1999. Reducing tillage intensity: a review of results from a long-term study in Germany. *Soil and Tillage Research*, 53, 15-28.
- THÉVENET G., MARY B., WYLLEMAN R., 2002. Stockage du carbone et techniques de travail du sol: Bilan de 30 années d'expérimentation en grande culture. *C. R Académie d'Agriculture de France*. 88, 5, p
- VINTEN A.J.A., BALL B.C., O'SULLIVAN M.F., HENSHALL J.K., 2002. The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. *Journal of Agricultural Science*, 139, 231-243.
- WANDER M., BIDART M., AREF S., 1998. Tillage experiments on depth distribution of total and particulate organic matter in 3 Illinois soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 1704-1711.
- WANVER M.M., YANG X., 2000. Influence of tillage on the dynamics of loose- and occluded- particulate and humified organic matter fractions. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1151-1160.
- WYLLEMAN R., 1999. Caractérisation et modélisation de l'évolution des stocks de matière organique des sols de grande culture en Picardie., INRA Laon, 87 pp.
- WYLLEMAN, R., MARY B., et al. , 2001. Evolution des stocks de matière organique dans les sols de grande culture : analyse et modélisation. *Perspectives Agricoles*, 206, 16-19.
- YANG X.M., KAY B.D., 2001. Impacts of tillage practices on total, loose- and occluded-particulates, and humified organic carbon fraction in soil within a field in southern Ontario. *Canadian Journal of Soil Sciences*, 81, 149-156.

## ANNEXES

### Annexe 1 : Evaluation du potentiel de stockage en zone tempérée

Lieu	Sol	Système de culture (rotation)	Pas de temps d'évaluation du stockage (ans)	Stockage en t C.ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Source, année
France (Boigneville, Essone)	Brun faiblement lessivé	maïs	30	0,12	Balesdent et al., 1990
France (Boigneville, Essone)	Brun faiblement lessivé	Maïs-blé	30	0,11	Wylleman, 1999
France (Boigneville, Essone)	Brun faiblement lessivé	Maïs-blé	30	0,09	Wylleman, 1999
France (Boigneville, Essone)	Brun faiblement lessivé	Blé	30	0,14	Wylleman, 1999
France (Boigneville, Essone)	Brun faiblement lessivé	Blé	30	0,10	Wylleman, 1999
France (Boigneville, Essone)	Brun faiblement lessivé	maïs	17	0,2	Balesdent et al., 1990
France (Boigneville, Essone)	Brun faiblement lessivé	maïs	17	0,1	Balesdent et al., 1990
France (Boigneville, Essone)	Brun faiblement lessivé	maïs	17	0,2	Balesdent et al., 1990
Canada (Swift Current, SK)	Dark Gray Chernozem - Boralfic Borrolls)	Blé	12	0,1	Campbell et al. (1995, 1996b)
Canada (Swift Current, SK)	Dark Gray Chernozem - Boralfic Borrolls)	Blé-jachère	12	0,0	Campbell et al. (1995)
Canada (Breton, AB)	Luvisolic (Boralfs)		11	0,7	Nyborg et al. (1995)
Canada (Ellerslie, AB)			11	0,0	Nyborg et al. (1995)
USA (Illinois, "Perry")	fine, montmorillonitic, mesic, Aquic, Argiudoll	maïs	10	0,0	Wander et al. (1998)
USA (Illinois, "Monmouth")	fine-silty, mixed, mesic Aquic Haplaquoll	maïs	10	1,2	Wander et al. (1998)
USA (Illinois, "DeKalb")	poorly drained, fine-silty, mixed, mesic Typic Haplaquoll	maïs	10	0,0	Wander et al. (1998)
USA (Texas)	silty clay loam (fine, mixed, thermic Fluventic Ustochrept)	moyenne sur soja, blé, sorgho et rotations	9	0,6	Franzluebbers et al. (1998)
USA (Dakota, "Mandan")		blé printemps/blé d'hiver/tournesol	8	1,1	Black et Tanaka (1996) cité par Peterson
USA (Dakota, "Mandan")		blé printemps/jachère	8	négatif	Black et Tanaka (1996) cité par Peterson
USA (Texas,	fine, mixed, thermic	blé	10	0,6	Potter et al. (1998)



"Bushland")	Torrertic Paleustoll				
USA (Texas, "Bushland")	fine, mixed, thermic Torrertic Paleustoll	blé	10	0,6	Potter et al. (1998)
USA (Texas, "Bushland")	fine, mixed, thermic Torrertic Paleustoll	sorgho	10	0,4	Potter et al. (1998)
USA (Texas, "Bushland")	fine, mixed, thermic Torrertic Paleustoll	sorgho	10	0,2	Potter et al. (1998)
USA ( Texas, "Temple")	fine, montmorillonitic, thermic Udic Pellustert	blé/sorgho/maïs rotation	10	0,2	Potter et al. (1998)
USA ( Texas, "Temple")	fine, montmorillonitic, thermic Udic Pellustert	blé/sorgho/maïs rotation	10	0,1	Potter et al. (1998)
USA (Texas, "Corpus Christi")	fine-loamy, mixed, hyperthermic Typic Ochraqualf	4 ans coton/ 4 ans maïs	15	0,3	Potter et al. (1998)
USA (Texas, "Corpus Christi")	fine-loamy, mixed, hyperthermic Typic Ochraqualf	4 ans coton/ 4 ans maïs	15	0,3	Potter et al. (1998)
USA (Texas, "Corpus Christi")	fine-loamy, mixed, hyperthermic Typic Ochraqualf	4 ans coton/ 4 ans maïs	15	0,1	Potter et al. (1998)
USA (Texas, "Corpus Christi")	fine-loamy, mixed, hyperthermic Typic Ochraqualf	4 ans coton/ 4 ans maïs	15	0,1	Potter et al. (1998)

Lieu	Sol	Système de culture (rotation)	Pas de temps d'évaluation du stockage (ans)	Stockage en t C.ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Source, année
USA (Texas, "Bushland")		sorgho	9	0,2	Jones et al. (1996)
USA (Texas, "Bushland")		blé	9	0,1	Jones et al. (1996)
USA (Texas, "Bushland")		blé/sorgho/jachère	9	0,2	Jones et al. (1996)
USA (Texas, "Bushland")		blé/jachère	9	0,1	Jones et al. (1996)
USA (Missouri-Columbia, "Sanborn field")	fine montmorillonitic, mesic, Udollic Ochraqualf	monoculture maïs fertilisée	25	0,1	Buyanovsky & Wagner (1998)
Canada (Alberta)	?	blé/betterave/blé/légume	4	0,5	Hao et al. (2001)
Canada (Alberta)	?	blé/betterave/blé/légume	4	1,0	Hao et al. (2001)
USA (OR "Pendleton")	Typic haploxeroll	blé/jachère	40	0,04 g kg <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Rasmussen et al. (1998)
USA (OR "Pendleton")	Typic haploxeroll	blé/pois	28	0,05 g kg <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Rasmussen et al. (1998)
Canada ("Harrington")	Haploorthod	blé-orge/orge-soja	8	-1 n.s.	Angers et al. (1997)
Canada ("Charlottetown")	Cryoboralf	blé-orge/orge-soja	8	0,0	Angers et al. (1997)
Canada ("La Pocatière")	Humaquept	monoculture orge	6	- 3,3 n.s.	Angers et al. (1997)
Canada ("Normandin-1")	Humaquept	monoculture orge	4	-1,5 n.s.	Angers et al. (1997)
Canada ("Normandin-2")	Humaquept	monoculture orge	3	0,9 n.s.	Angers et al. (1997)
Canada ("Ottawa")	Eutrochrept	monoculture de maïs	5	1,2 n.s.	Angers et al. (1997)
Canada ("Ottawa")	Eutrochrept	monoculture de blé	6	3 n.s.	Angers et al. (1997)
Canada ("Dehli")	Psamment	monoculture de maïs	4	-0,8 n.s.	Angers et al. (1997)
Canada ("Harrow")	Haplaquoll	monoculture de maïs	11	-0,1 n.s.	Angers et al. (1997)
USA (Ohio, "Wooster")	Typic Fragiudalf	maïs	30	0,6	Dick et al. (1998)
USA (Ohio, "Wooster")	Typic Fragiudalf	maïs/soja	30	0,4	Dick et al. (1998)
USA (Ohio, "Wooster")	Typic Fragiudalf	maïs-avoine-prairie	30	0,7	Dick et al. (1998)
USA (Georgie"Griffin")	clayey, kaolinitic, thermic, Typic Kanhapludults	soja, sorgho, blé d'hiver, trèfle	11	0,5 n.s.	Hendrix et al. (1998)
USA (Georgie"Horseshoe")	fine loamy, siliceous, thermic, Rhodic	soja, sorgho, blé d'hiver, trèfle	12	0,6	Hendrix et al. (1998)

Bend")	Kanhapluduls				
USA (Nord Alabama)	?	sycomore	3	1,3	Tolbert et al. (2002)
Wagga Wagga 35°05'S 147°20'E	Oxic Paleustalf	blé/lupin	19	0,3	Chan et al. (2002)
Wagga Wagga 35°05'S 147°20'E	Oxic Paleustalf	blé/lupin	19	0,2	Chan et al. (2002)
Canada (saskatchewan)	Rego Brown Chernozem	blé	11	0,1 (0,3)	Campbell et al. (1996)
Canada (saskatchewan)	Rego Brown Chernozem	jachère/blé	11	0,1 (0,5)	Campbell et al. (1996)
Canada (saskatchewan)	Rego Brown Chernozem	blé	11	0,2 (0,3)	Campbell et al. (1996)
Canada (saskatchewan)	Rego Brown Chernozem	jachère/blé	11	0,2 (0,3)	Campbell et al. (1996)
USA ("Bushland", Texas)	fine, mixed, thermic Torrertic Paleustoll	sorgho en continu	10	0,28	Potter et al. (1997)
USA ("Bushland", Texas)	fine, mixed, thermic Torrertic Paleustoll	blé en continu	10	0,56 n.s.	Potter et al. (1997)
USA ("Bushland", Texas)	fine, mixed, thermic Torrertic Paleustoll	blé/sorgho/jachere	10	n.s.	Potter et al. (1997)
USA ("Bushland", Texas)	fine, mixed, thermic Torrertic Paleustoll	blé/sorgho/jachere	10	n.s.	Potter et al. (1997)
USA ("Bushland", Texas)	fine, mixed, thermic Torrertic Paleustoll	blé/jachere	10	n.s.	Potter et al. (1997)
USA (NE, "Sidney")	pachic haplustolls	blé/jachère	12	n.s	Lamb et al. (1985)
USA (NE, "Sidney")	pachic haplustolls	blé/jachère	12	0,4	Lamb et al. (1985)
Canada (Alberta, "Lethbridge")	Typic haploborolls	blé printemps/jachère	16	0,13	Larney et al. (1997)
Canada (Alberta, "Lethbridge")	Typic haploborolls	blé printemps/jachère	16	0,11	Larney et al. (1997)
Canada (Alberta, "Lethbridge")	Typic haploborolls	blé printemps/jachère	16	0,21	Larney et al. (1997)
Canada (Alberta, "Lethbridge")	Typic haploborolls	blé printemps/jachère	16	0,00	Larney et al. (1997)
Canada (Alberta, "Lethbridge")	Typic haploborolls	blé printemps en continu	8	0,25	Larney et al. (1997)
Canada (Alberta, "Lethbridge")	Typic haploborolls	blé continu	9	0,00	Larney et al. (1997)
Canada (Alberta, "Lethbridge")	Typic haploborolls	blé/jachere	9	0,09	Larney et al. (1997)
Canada (Saskatchewan)	Orthic Brown Chernozem (Typic Haploboroll)	blé continu	11	n.s. (0,09)	Campbell et al. (1996)

Canada (Saskatchewan)	Orthic Brown Chernozem (Typic Haploboroll)	blé/jachère	11	n.s.	Campbell et al. (1996)
USA (GA, Fort Valley University)	Orthic Luvisol (Typic Kandudult)	tomates ou maïs	6	0,33	Sainju et al. (2002)
Canada		maïs	11	-0,08	<i>Ministère de l'agriculture canadien</i>
Canada		Maïs-soja	18	0,64	
Canada		blé	11	0,16	
Canada		Jachère-blé	11	0,05	
Angleterre				0,145-0,235	King et al. 2004
Europe				0,35	Smith et al. 2002
Norvège				0,5	Singh et Lal, 2005

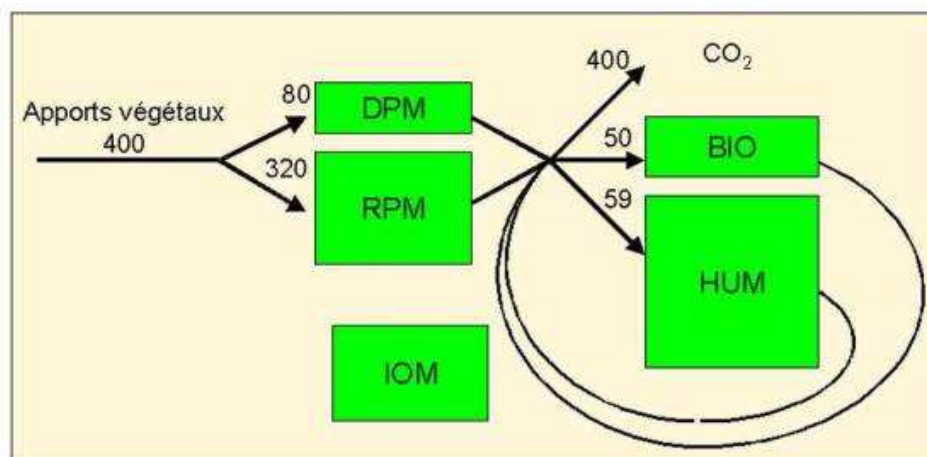
n.s. : non significatif

Annexe 2 : Présentation du modèle RothC

Le carbone du sol est réparti en cinq compartiments : deux compartiments recevant les apports végétaux, deux compartiments recevant les produits de biodégradation, et un compartiment inerte (Figure 10). La définition de ces compartiments est de type mathématique, répartissant les matières organiques selon leurs durées de vie et les flux qui les relient entre eux, et recouvre en même temps des conceptions naturalistes. Chaque compartiment *i* est défini par une équation différentielle d'ordre 1 décrivant les apports de carbone et la biodégradation. La modélisation sur l'évolution du stock de carbone à partir des données de 1970-1998 est une façon de se projeter au delà de 1998.

Toutefois, leur fiabilité doit être vérifiée à la lumière de relevés effectués sur le terrain. "RothC modélise l'évolution des stocks de carbone (dans les 30 premiers centimètres) du sol en fonction des apports en provenance des cultures et d'autres sources (effluents d'élevage par exemple), et de la minéralisation du carbone organique. Dans le modèle, cette minéralisation dépend elle-même des conditions climatiques de la couverture du sol (nu ou couvert) et du taux d'argile. Le pas de temps du modèle est mensuel. Le carbone organique entrant dans le système, que l'on nommera *C<sub>in</sub>*, est réparti dans deux compartiments, RPM (pour Resistant Plant Material, composé principalement de cellulose et de lignine) et DPM (Decomposable Plant Material, rapidement décomposables) en fonction d'un paramètre RPM/DPM. RothC est livré avec des paramètres par défaut en fonction du type d'apport de matière organique (valeurs données pour tous types de cultures et prairies améliorées, prairies permanentes "naturelles" et broussailles, fumier).

Figure 10 : Modèle Roth C de simulation de la dynamique du carbone. Valeurs de stock et flux simulés, typiques d'un sol forestier tempéré, à l'équilibre interannuel. La figure présente les flux moyens traversant les compartiments ( $g\ m^{-2}\ an^{-1}$ ), le tableau montre les stocks et temps moyens de résidence (TMR) du carbone dans les compartiments. La température moyenne est de 12°C et la teneur en argile de 20%.



Compartiment		Stock ( $g\ m^{-2}$ )	TMR (an)
DPM	decomposable plant material	14	0,18
RPM	resistant plant material	1800	5,6
BIO	microbial biomass	130	2,6
HUM	humus	5019	84,7
IOM	inert organic matter	300	> 10000

## Impacts des TCSL sur les gaz à effet de serre – Oxydes

Les propriétés du méthane et des oxydes d'azote et leur implication dans l'effet de serre ont été brièvement rappelées en introduction et montrent que malgré leur faible concentration atmosphérique ces gaz contribuent fortement à l'effet de serre additionnel. Rappelons par ailleurs que si à l'échelle de la planète  $\text{CH}_4$  et  $\text{N}_2\text{O}$  contribuent respectivement à 19,8 % et 6,1 % du forçage radiatif dû aux gaz uniformément mélangés à la troposphère, l'évaluation de ces contributions est sensiblement modifiée au niveau du territoire français et est de 14,1 et 15,2 % (Germon et al, 2003) du fait notamment de l'importante estimation des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  liées aux apports d'azote en agriculture. Il importe de souligner aussi que ces estimations sont faites sur la base du mode de calcul proposé par l'IPCC en absence de méthode d'évaluation plus affinée. Dans une perspective de limitation de ces émissions nous rappellerons d'abord quels sont leurs modes de production et de transformation dans le sol, avant d'examiner l'impact des TCSL sur l'intensité des flux émis.

### I. Les mécanismes de production de méthane et d'oxydes d'azote par le sol et leur régulation

Les émissions de méthane et d'oxydes d'azote sont la résultante de mécanismes de production et de consommation par le sol et les couverts végétaux. Les deux types de transformations doivent être pris en compte dans la définition de stratégies de maîtrise de ces émissions.

$\text{CH}_4$  est le produit des fermentations de la matière organique en conditions d'anaérobiose stricte par une microflore bactérienne spécifique. Les principales sources de méthane d'origine biologique comptabilisées dans les inventaires de GES sont dans un ordre décroissant les émissions à partir des zones humides et des sols de rizières, les émissions par les ruminants et les émissions à partir des décharges et des installations de traitement de déchets (Lelieveld *et al.*, 1998). L'intensité de ces émissions dépend principalement de la disponibilité en matières organiques fermentescibles, de l'absence d'oxygène et de la température. Le fonctionnement de la méthanisation est optimisé au voisinage de 37°C. Dans les sols de régions tempérées les variations saisonnières d'émission de méthane sont corrélées avec la température du sol ; on observe cependant des émissions de méthane aux faibles températures y compris au voisinage de 0°C (Roger *et al.*, 1999). Les couverts végétaux émettent aussi du méthane au cours de leur développement : ces émissions récemment mises en évidence (Keppler *et al.*, 2006) apparaissent proportionnelles à la biomasse synthétisée et ne modifient qu'à la marge l'effet favorable de la photosynthèse sur le bilan radiatif (Germon, 2006).

Parallèlement à la microflore méthanogène, la microflore du sol comprend des microorganismes aérobies capables d'utiliser le méthane comme source de carbone pour leurs biosynthèses et de l'oxyder *in fine* en  $\text{CO}_2$ . Dans les sols de rizières cette activité méthanotrophe est importante à l'interface entre la phase liquide et l'atmosphère : une part importante du méthane produit est ainsi réoxydée. Dans les sols exondés les capacités de la microflore du sol ont été évaluées dans différentes situations et sont d'un ordre de grandeur relativement constant : Smith *et al.* (2000) ont retenu les valeurs de 2,4 kg  $\text{CH}_4$  ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en sols non cultivés et 0,65 kg  $\text{CH}_4$  ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en sols cultivés. La différence entre ces valeurs illustre les perturbations de l'activité méthanotrophe induite par les pratiques culturales et notamment par la fertilisation azotée. Cette réduction de l'activité méthanotrophe est durable et ne semble se rétablir qu'après plusieurs années d'abandon de la mise en culture.

$\text{N}_2\text{O}$  et NO sont des produits intermédiaires de la réduction des nitrates en azote gazeux au cours de la dénitrification et des produits secondaires de l'oxydation de l'ammonium en nitrates lors de la nitrification. Alors que  $\text{N}_2\text{O}$  est un gaz stable dans l'atmosphère et relativement peu soluble, NO est un gaz instable qui se transforme rapidement en  $\text{NO}_2$  au contact de l'oxygène de l'air, et en  $\text{HNO}_3$  au contact de l'eau atmosphérique. La dénitrification est un mécanisme respiratoire à dominante anaérobie, même si une partie des enzymes impliquées dans sa production peuvent fonctionner en présence d'oxygène. La nitrification est une transformation quasi exclusivement aérobie. Les deux transformations peuvent fonctionner en alternance ou simultanément dans des localisations différentes en fonction de l'état d'aération du sol. La littérature indique différents modes d'articulation entre les deux transformations dans le sol ou dans d'autres milieux (Wrage *et al.*, 2001).

Lors de la dénitrification la formation de NO à l'état libre apparaît relativement rare et ne se manifeste qu'en conditions particulières, notamment dans des conditions de forte acidité (Garcia, 1975). La formation de  $\text{N}_2\text{O}$  au cours de la dénitrification est par contre une règle quasi générale, avec une proportion de  $\text{N}_2\text{O}$  qui peut varier de 0 à 100 % de l'azote dénitrifié (Aulack *et al.*, 1992) ; Hénault et Germon (2000) ont pu ainsi valider leur modèle de dénitrification à partir d'un sol dont le produit de la dénitrification était quasi exclusivement  $\text{N}_2\text{O}$ . Parmi les paramètres susceptibles d'intervenir pour réguler la proportion de  $\text{N}_2\text{O}$  formée au cours de cette transformation nous en retiendrons 4 principaux :

- ◆ le pH du milieu : la proportion de  $N_2O$  libéré au cours de la dénitrification augmente dans les sols acides, d'autant plus que l'on s'éloigne de la neutralité (Stehfest et Bouwman, 2006) ;
- ◆ la concentration en nitrates : le nitrate est réduit préférentiellement au  $N_2O$  par la microflore dénitrifiante ; la présence d'une concentration significative en nitrate retarde la réduction de  $N_2O$  et peut ainsi favoriser son émission. Cet effet des nitrates sur la réduction de  $N_2O$  explique vraisemblablement leur rôle régulateur sur les émissions de gaz (Gabrielle et al, 2006) ;
- ◆ l'aération du sol, caractérisée souvent par le taux de saturation en eau ou le WFPS<sup>13</sup> des anglo-saxons. Alors qu'une saturation complète du sol est plutôt favorable à une dénitrification conduite à son terme  $N_2$ , une moindre saturation est plus favorable à la production de  $N_2O$  (Davidson, 1991) ;
- ◆ la disponibilité en produits réducteurs, généralement constitués par la matière organique disponible, est perçue comme un facteur favorable puisque la réduction de  $N_2O$  en  $N_2$  est davantage consommatrice de produits réducteurs. Une stimulation de la réduction de  $N_2O$  en  $N_2$  par une plus grande disponibilité en matière organique a été observée dans différentes situations (Hénault *et al.*, 2001) ; cependant certains milieux riches en matières organiques apparaissent comme des milieux plus favorables aux émissions de  $N_2O$  que des milieux sensiblement moins riches. Tel est le cas notamment des sols de prairies pâturées pour lesquels les coefficients d'émission sont généralement supérieurs à ceux de sols cultivés comparables mais moins riches en matière organique (Germon et al, 2003).

En ce qui concerne la nitrification, les émissions de NO et de  $N_2O$  sont couramment rapportées au cours de cette transformation. Garrido *et al.* (2000) les ont mesurées et ont pu les attribuer à cette transformation dans des sols maintenus à de faibles humidités. Ils ont montré que les émissions de  $N_2O$  sont alors proportionnelles à la quantité d'azote nitrifié et que celles de NO suivent une relation plus complexe.

$N_2O$  et NO peuvent être émis aussi par d'autres mécanismes. Ils peuvent être les produits d'une dénitrification chimique dans des sols acides ou riches en sulfures de fer.  $N_2O$  est aussi produit lors de la réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium (Fazzolari et al, 1990).

Dans les sols l'examen du ratio NO/ $N_2O$  semble un bon indicateur des conditions de production de ces gaz : ce ratio apparaît supérieur à 1 lors de la nitrification et est beaucoup plus faible (0.01) lors de la dénitrification (Skiba *et al.*, 1997). Selon ces auteurs les émissions de NO seraient principalement produites en sols cultivés en zones tempérées et en sols enherbés en zones tropicales ; ainsi aux USA la culture de maïs serait responsable de 40 % de ces émissions biogéniques pour seulement 4 % des sols occupés par cette culture.

## II. L'effet du mode de travail du sol sur les émissions de méthane et d'oxydes d'azote

### 1. Les émissions de méthane

Si les mesures d'émission de  $CH_4$  à partir des sols ont fait l'objet de travaux abondants (Roger et al, 2003) avec notamment des comparaisons d'émission sous sols naturels et sous cultivés (Smith et al, 2000), l'évaluation de l'effet de différentes modalités de travail du sol sur les flux mesurés n'a fait l'objet de travaux que dans un passé récent comme en témoignent les données issues de la littérature (Tableau 1).

---

<sup>13</sup> Water Filled Pore Space.



Tableau 1 : Emissions de méthane par le sol en fonction des systèmes de travail du sol

Références	Localisation	Type de sol	Système de culture	Antériorité de l'essai	Période de suivi	Flux CH <sub>4</sub> (kg C ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )		
						Semis direct	Travail superficiel	Labour
Ball <i>et al.</i> , 1999	Edinburgh, Scotland	Eutric Gleysol	orge printemps	0	77 jours	-1.4 à -1.9 *	-1.4 à -1.9 *	-1.4 à -1.9 *
Kessavalou <i>et al.</i> , 1998a	Nebraska, USA	Pachic Haplustoll	blé d'hiver	25	42 jours	-2.3 *	-1.9 *	-1.9 *
Kessavalou <i>et al.</i> , 1998b	Nebraska, USA	Pachic Haplustoll	blé d'hiver	23	28 mois	-2.7 à -3.0	-2.4 à -3.0	-2.2 à -2.9
Koga <i>et al.</i> , 2004	Japon	Sols volcaniques	haricot, betterave, pomme de terre, blé	21	12 mois		-1.8	-1.0
Mosier <i>et al.</i> , 2005	Michigan, USA Colorado, USA	Fine loamy Clay loam	maïs, soja, blé / maïs continu, maïs-soja	11 3	12 mois non précisé	-13.6 7.9		- 10.9 6.3
Six <i>et al.</i> , 2002	5 sites (USA, Ecosse, Alaska, Allemagne)					-0.42 **		
Six <i>et al.</i> , 2004	5 sites non précisés					-0.41 **		
Suwanwaree et Robertson, 2005	Michigan, USA	Sandy loam	maïs, soja	0	101 jours	-2.8 *		-3.0 *
Venterea <i>et al.</i> , 2005	Minnesota, USA	Mesic Typic Hapludoll	maïs, soja	12	12 mois	-0.40 *		-0.40 *
Yamulki et Jarvis, 2002	Devon, UK	Clay loam	prairie	0	21 jours	26.1 *	33.0 *	

\* Extrapolation annuelle des chiffres publiés par les auteurs ; \*\* Différentiel de consommation entre semis direct et labour

La plupart des situations analysées pour des sols de systèmes cultivés issus de pays tempérés présentent des flux négatifs, correspondant à une oxydation du méthane par le sol, et de faible intensité, le cumul des flux de carbone ainsi absorbé sous forme de méthane par la microflore du sol représentant en général moins de 10 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> et est souvent plus faible. Ainsi, dans un travail de synthèse qui ne prend pas en compte l'effet du travail du sol, Smith et al (2000) enregistrent des capacités d'oxydation moyennes de 0.5 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en sols cultivés, et de 1.8 C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en sols non cultivés. Des flux plus importants et positifs, correspondant à des émissions de méthane, ont été observées à partir de sols irrigués (Mosier *et al.*, 2005) ou de situations en prairie (Yamulki et Jarvis, 2002). La plupart des auteurs ont montré peu ou pas de différence d'oxydation entre système labouré et semis direct ou travail superficiel (Jacinthe et Lal, 2005 ; Suwanwaree et Robertson, 2005 ; Venterea *et al.*, 2005). Cependant, Six *et al.* (2002, 2004) qui ont analysé différentes études en Europe et aux USA ont montré que les sols en semis direct absorbaient en moyenne 0,4 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> de plus que les sols labourés, faible différence lorsqu'on la traduit en équivalent C-CO<sub>2</sub>.

## 2. Les émissions de protoxyde d'azote

Tableau 2 : Emissions de protoxyde d'azote par le sol en fonction des systèmes de travail du sol

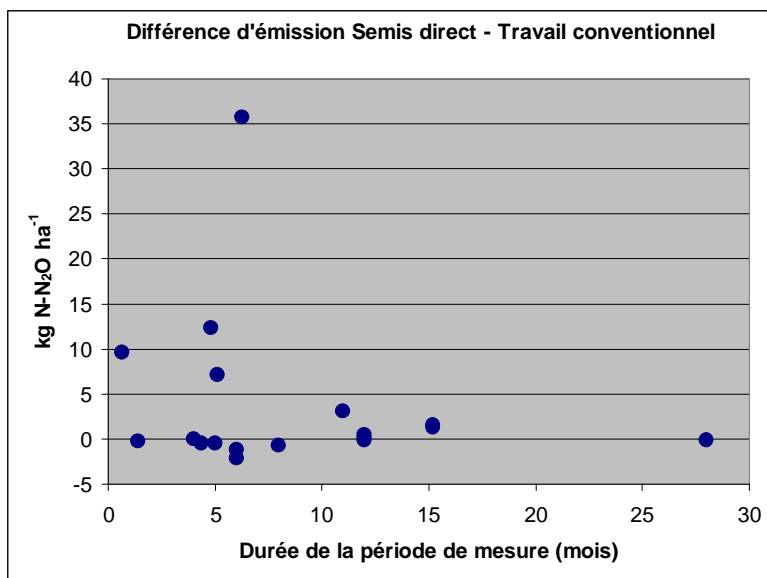
Références	Localisation	Type de sol	Système de culture	Antériorité de l'essai	Période de suivi	Flux N <sub>2</sub> O (kg N ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )		
						Semis direct	Travail superficiel	Labour
Baez <i>et al.</i> , 2004	Vilela Real, Portugal	Silty loam	avoine	0	4 mois	4.5 à 8.9 *		4.5 à 8.9 *
Baggs <i>et al.</i> , 2003	Wye, UK	Silt loam	maïs	0	144 jours	14.5 à 18.6 *		2.6 à 5.8 *
Carmo <i>et al.</i> , 2005	Fazenda Nova Vida, Brésil	Podzolic latosol	bracharia, riz, soja	0	6 mois	2.2 *		4.4 *
Choudhary <i>et al.</i> , 2002	Turitea campus, NZ	Silt loam	maïs et avoine	3 ans	11 mois	13.1 *		10.0 *
Elmi <i>et al.</i> , 2003	Macdonald campus, Québec	Sandy loam	maïs	8 ans	8 mois	3.3 à 7.3 *	1.8 à 5.5 *	2.2 à 9.9 *
Gradega-Cabrera <i>et al.</i> , 2004	Mexique	Pelic vertisol	blé-haricot ou blé-maïs	8 ans	154 jours	3.6 à 16.3 *		1.1 à 4.6 *
Kaharabata <i>et al.</i> , 2003	Ontario, Canada	Clay loam	blé d'hiver, maïs, soja	1 an	131 jours	2.8 *		3.3 *
Kessavalou <i>et al.</i> , 1998a	Nebraska, USA	Pachic Haplustoll	blé d'hiver	25 ans	42 jours	0.40 *	0.80 *	0.69 *
Kessavalou <i>et al.</i> , 1998b	Nebraska, USA	Pachic Haplustoll	blé d'hiver	23 ans	28 mois	0.38 *	0.48 *	0.49 *
Koga <i>et al.</i> , 2004	Japon	Sols volcaniques	haricot, betterave ou pom. de terre, blé	21 ans	12 mois		0.83	0.27
Liu <i>et al.</i> , 2005	Colorado, USA	Clay loam	maïs et orge	4 ans	5 mois	2.9 *		3.4 *
MacKenzie <i>et al.</i> , 1998	Canada	Sandy loam Silty clay	Maïs continu, blé continu, soja continu, maïs-soja ou soja-maïs-luzerne-luzerne	7 ans 3 ans	456 jours	11.5 * 9.4 *		10.2 * 7.9 *
Mosier <i>et al.</i> , 2005	Michigan, USA Colorado, USA	Fine loamy Clay loam	maïs, soja, blé maïs continu, maïs-soja	8 ans 3 ans	12 mois non précisé	1.2 * 0.81 *		1.1 * 0.81 *
Oorts, 2006	Boigneville, France	Luvisol	maïs et blé	33 ans	12 mois	1.3		0.80
Passianoto <i>et al.</i> , 2003	Fazenda Nova Vida, Brésil	Ultisol	Bracharia, riz	0	6 mois	3.2 *		4.4 *

Six <i>et al.</i> , 2002	14 sites (climat tempéré) et 1 site (climat tropical)					2.9 **		
Six <i>et al.</i> , 2004	44 sites					0.85 **		
Skiba <i>et al.</i> , 2002	Edinburgh, UK	Clay loam	orge pr., blé d'hiver	0	20 jours	0.78 à 27.1 *		0.11 à 8.5 *
Smith et Conen, 2004	Europe, Canada, USA, Australie, Nouvelle Zélande					2.1 **		
Venterea <i>et al.</i> , 2005	Minnesota, USA	Mesic Typic Hapludoll	maïs et soja	8 ans	12 mois	1.8 à 3.5 *	2.0 à 5.1 *	0.88 à 4.8 *
Vinten <i>et al.</i> , 2002	Midlothian, Ecosse	pas précisé	orge pr. continu, orge-blé-blé, prairie-blé-blé, ou prairie-blé-orge	0	188 jours	46.4 *		10.7 *
Webster <i>et al.</i> , 2004	Hertforshire, UK	Silty clay loam	blé	0	8 mois		0.42 *	0.18 *
Yamulki et Jarvis, 2002	Devon, UK	Clay loam	prairie	0	21 jours	67.1 *	52.8 *	

\* Extrapolation annuelle des chiffres publiés par les auteurs ; \*\* Différentiel de consommation entre semis direct et labour

Les références acquises sur les émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) pour différentes situations variant en fonction du sol sont très abondantes, avec une forte proportion de données issues du continent Nord Américain. Elles incluent des estimations d'émissions à partir de situations soumises à différentes modalités de travail du sol, établies à partir de mesures réalisées sur des périodes variant de quelques semaines ou plusieurs mois à une année complète voire davantage. Dans le cas présent, afin de ne pas restreindre l'éventail de données disponibles sur l'effet du travail du sol et dans un objectif de comparaison de ces données, les valeurs fournies par les différents auteurs, collectées sur les périodes indiquées, ont été ramenées sur une base annuelle et exprimées en kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (Tableau 2). Les recommandations de l'IPCC pour l'établissement des bilans d'émission préconisent de ne retenir que les mesures réalisées à un rythme soutenu sur une année complète, durée qui permet d'intégrer les variations d'émission en fonction de la variabilité annuelle du climat et des pratiques culturales, d'éviter de ne prendre en compte que des épisodes particuliers comme les périodes suivant les apports d'éléments fertilisants et d'atténuer les effets dus à la forte variabilité de ces émissions. La figure 1 conforte ces préconisations car les valeurs acquises sur des temps courts (< 6 mois) présentent une assez forte variabilité des différences d'émission entre semis direct et labour alors que des périodes de mesure beaucoup plus longues montrent des réponses assez homogènes, illustrant le fait qu'un impact marqué d'une pratique culturale sur le court terme peut être atténué sur une plus longue échéance.

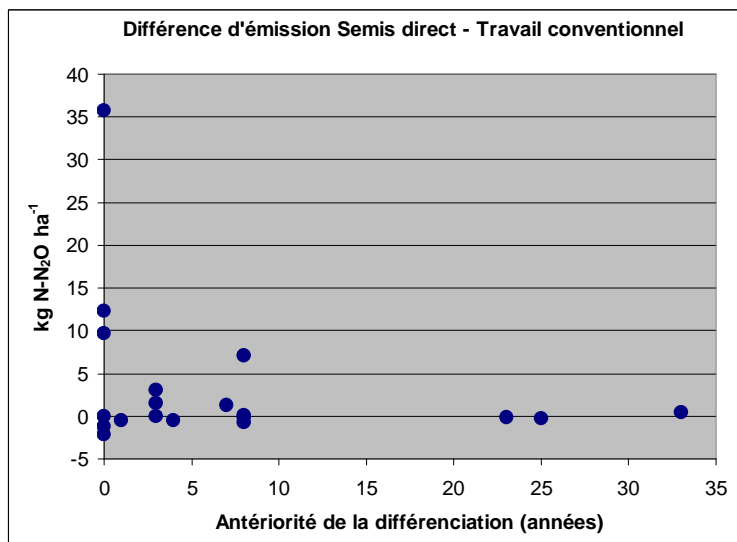
Figure 1 : Effet de la durée de période de mesure sur la différence d'émission de N<sub>2</sub>O en semis direct et labour (d'après le tableau 4)



Les pertes gazeuses sous forme N<sub>2</sub>O s'avèrent extrêmement variables, les flux annuels variant de quelque kg à plusieurs 10<sup>e</sup> kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>, avec des pertes plus importantes pour des systèmes conduits en prairie qu'en sols cultivés (Yamulki et Jarvis, 2002 ; Velthof et al, 1996). Comme cela a été discuté par ailleurs, cette variabilité dépend de nombreux facteurs (type de sol, climat, système de culture...). Parmi les facteurs déterminants le plus important demeure le niveau d'apport d'azote qui a conduit l'IPCC à proposer une évaluation des émissions pour les inventaires nationaux sur la base d'un coefficient d'émission (1,25 +/-1 %) consécutif aux travaux de synthèse de Bouwman (1996) repris notamment par Mosier et al (1998). Cet effet dose peut varier selon les situations environnementales (Flessa et al, 2002 ; Germon et al, 2003), le type d'engrais apporté et le mode d'apport (MacKenzie *et al.*, 1998 ; Skiba *et al.*, 2002). Cette variabilité de la proportion d'azote apporté au sol et perdue sous forme de N<sub>2</sub>O (Passianoto *et al.*, 2003 ; Baez *et al.*, 2004 ; Gregorich *et al.*, 2005), souligne le caractère imparfait du mode d'évaluation des émissions proposé par défaut par l'IPCC et a conduit à la recherche de mode d'évaluation prenant mieux en compte l'impact des facteurs du milieu et tentant de réduire la fourchette d'incertitude (Freibaer, 2003).

La plupart des références montre que les émissions de N<sub>2</sub>O sont plus importantes pour des systèmes en travail du sol réduit ou en semis direct par rapport au système avec labour (Mac Kenzie et al., 1998 ; Smith *et al.*, 2002 ; Vinten *et al.*, 2002). Toutefois Grant *et al.* (2004) ont observé un effet contraire indiquant que le passage au semis direct au Canada réduisait en moyenne les émissions de 0.26 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> sauf dans l'Est du pays.

Figure 2 : Effet de l'antériorité de la différenciation des modalités de travail du sol précédant les mesures de GES sur la différence d'émission de N<sub>2</sub>O en semis direct et labour (d'après le tableau 1)



En analysant plusieurs sites principalement situés en climat tempéré, Six *et al.* (2002) montrent que le passage au semis direct augmente les émissions en moyenne de  $2,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , chiffre très voisin de celui ( $2,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) trouvé par Smith et Conen (2004), ou celui ( $1,65 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) de Smith *et al.* (2002) qui ont compilé un certain nombre de valeurs acquises pour plusieurs sites. Ainsi dans un bilan sur l'estimation des capacités d'atténuation de l'effet de serre par les sols au niveau du Royaume Uni, Smith et al (2000) considèrent que le passage au non labour se traduit par une augmentation d'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  et en absence de données plus étoffées retiennent la valeur de  $1,56 \text{ kg N-N}_2\text{O/ha/an}$ , tirée du travail de Mac Kenzie et al (1998). Pour leur travail de simulation, Li *et al.* (2005) proposent d'utiliser une valeur plus élevée d'émission ( $+ 4,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) pour le semis direct par rapport au labour.

La cause généralement avancée pour expliquer les plus fortes émissions en semis direct est la modification des propriétés physiques du sol notamment au niveau de l'augmentation de la densité du sol et de la diminution de la porosité après passage au semis direct (Roth et al., 1988 ; Shipitalo et al., 2000) qui ont une incidence directe sur les transferts de gaz et de solutés dans le sol et l'apparition de conditions anoxiques. Six et al. (2004) avancent cependant l'idée tirée d'une synthèse de résultats selon laquelle cette différence d'émission entre semis direct et labour pourrait dépendre de l'antériorité de la différenciation entre labour et non labour. Ainsi, la figure 2 montre finalement que la différence d'émission entre semis direct et labour devient faible voire nulle lorsque la durée de différenciation des modalités de travail du sol précédant les mesures de GES est importante ( $> 10$  ans).

### 3. Les émissions de monoxyde et dioxyde d'azote (NOx)

Seules quelques études ont été conduites pour quantifier et comparer les émissions de monoxyde d'azote (NO) par les sols conduits en semis direct ou en labour (Tableau 3) et ont été rendues possibles grâce à la commercialisation d'analyseurs de gaz utilisables directement sur le terrain. Les émissions sont de faible intensité et ne représentent que quelques  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ . Les différences entre les 2 modalités de travail du sol sont généralement faibles, mais la tendance est une émission plus importante pour les systèmes conduits en labour (Skiba *et al.*, 2002 ; Yamulki et Jarvis, 2002 ; Carmo *et al.*, 2005).

Tableau 3 : Emissions d'oxydes nitriques (NOx) par le sol en fonction des systèmes de travail du sol

Références	Localisation	Type de sol	Système de culture	Antériorité de l'essai	Période de suivi	Flux NO ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ )	
						Semis direct	Labour
Liu <i>et al.</i> , 2005	Colorado, USA	Clay loam	maïs et orge	4	420 jours	0.7 *	2.4 *
Passianoto <i>et al.</i> , 2003	Fazenda Nova Vida, Brésil	Ultisol	Bracharia, riz	0	4 mois	3.2 *	4.2 *
Skiba <i>et al.</i> , 2002	Edinburgh, UK	Clay loam	orge printemps, blé d'hiver	0	20 jours	0.1 à 2.0 *	0.3 à 4.7 *
Venterea <i>et al.</i> , 2005	Minnesota, USA	Mesic Typic Hapludoll	maïs, soja	12	12 mois	3.5 *	3.3 *
Yamulki et Jarvis, 2002	Devon, UK	Clay loam	prairie	0	21 jours	2.7 *	6.4 *

\* Extrapolation annuelle des chiffres publiés par les auteurs

### III. Conclusion

L'analyse bibliographique montre que les références de la littérature concernant l'évaluation des émissions de GES pour différents systèmes de travail du sol comportaient une forte proportion de données américaines et canadiennes ; les seules références européennes sont constituées par les travaux de Ball *et al.* (1999), Baggs *et al.* (2003), Smith et Conen (2004) et plus récemment par Oorts (2006) pour les conditions françaises. Par ailleurs, d'un point de vue méthodologique, peu de travaux ont été effectués à l'échelle de l'année (Liu *et al.*, 2005 ; Mosier *et al.*, 2005 ; Oorts, 2006) ; la plupart des données ont été établies à partir de mesures ponctuelles extrapolées au cours du temps ; seules quelques mesures ont fait l'objet de suivis en continu (Oorts, 2006). Par ailleurs très peu de travaux concernent le suivi de tous les GES intéressant les systèmes cultivés (Kessavalou *et al.*, 1998a, b ; Ball *et al.*, 1999 ; Robertson *et al.*, 2000 ; Yamulki et Jarvis, 2002).

L'établissement de bilans GES complets et fiables à l'échelle d'un système cultivé nécessiterait de prendre en compte l'ensemble des pertes gazeuses. Toutefois, le peu de travaux conduits sur les émissions de NO (Yamulki et Jarvis, 2002 ; Skiba *et al.*, 2002 ; Venterea *et al.*, 2005) n'est pas suffisant pour constituer des références génériques. Dans un premier temps, ces pertes pourraient être négligées. Par contre pour l'avenir, des travaux de recherche s'avèrent indispensables pour mieux préciser ces flux et leur déterminisme. Les données acquises montrent par ailleurs que le poids du poste CH<sub>4</sub> dans le bilan carbone est finalement assez faible (Mosier *et al.*, 2005) et peut être également négligé. A l'inverse les pertes N<sub>2</sub>O représentent une grande part du bilan carbone et des pertes de GES (Mosier *et al.*, 2005 ; Six *et al.*, 2002 ; King *et al.*, 2004 ; Oorts, 2006). Cela limite la portée de certaines études (Marland *et al.*, 2004 ; Freibauer *et al.*, 2004) qui ne prennent pas en compte dans le bilan carbone les pertes par N<sub>2</sub>O. Nombre de travaux considèrent qu'il est nécessaire de mieux préciser à l'avenir ce poste (Six *et al.*, 2002, 2004 ; Johnson *et al.*, 2005).

En définitive, il apparaît difficile, au vu de la bibliographie mondiale, de fournir des valeurs moyennes d'émissions, tant les schémas peuvent être très différents selon les zones pédoclimatiques (Grant *et al.*, 2004). Pour certaines situations, il apparaît que l'émission de GES peut aller jusqu'à contrebalancer le stockage de carbone supplémentaire induit par le passage au semis direct (Johnson *et al.*, 2005). Par ailleurs, une étude récente de Six *et al.* (2004) met également en évidence un effet de l'antériorité de la différenciation des systèmes de travail du sol sur la différence d'émissions de N<sub>2</sub>O entre semis direct et labour. Tous ces travaux montrent finalement qu'il y a nécessité de réaliser des bilans de GES dans des situations diversifiées, à la fois sur le court et long terme. Ceux-ci serviront en particulier à concevoir et paramétrer des outils de simulation utilisables pour estimer les émissions de GES à l'échelle de grands territoires ou pour générer des scénarios de réduction des pertes.

## Références bibliographiques

- AULAKH M.S., DORAN J.W., MOSIER A., 1992. Soil denitrification : significance, measurement and effect of management. *Advances in Soil Science*, 18, 1-57.
- BAEZ D., COUTINHO J., MOREIRA N., TRINDADE H. 2004. N<sub>2</sub>O emissions from a field trial as influenced by N fertilisation and nitrification inhibitors. Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop D.J. Hatch, D.R. Chadwick, S.C. Jarvis, J.A. Roker eds. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003, pp. 285-287.
- BAGGS E.M., STEVENSON M., PIHLATIE M., REGAR A., COOK H., CADISCH G., 2003. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil*, 254, 361-370.
- BALL B.C., SCOTT A., PARKER J.P., 1999. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research*, 53, 29-39.
- BOUWMAN E.G., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46, 53-70.
- CHOUDHARY M.A., AKRAMKHANOV A., SAGGAR S., 2002. Nitrous oxide emissions from a New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 33-43.
- DAVIDSON E.A., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitrite oxide from terrestrial ecosystems.. p. 219-235. In J. E. Rogers and W. B. Whitman. eds. Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane. nitrogen oxides. and halomethanes. American Society for Microbiology. Washington D.C.
- DAVIDSON E.A., KINGERLEE W., 1997. A global inventory of nitric oxide emissions from soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, 37-50.
- DESJARDINS R.L., SMITH W., GRANT B., CAMPBELL C., RIZNEK R., 2005. Management strategies to sequester carbon in agricultural soils and to mitigate greenhouse gas emissions. *Climatic Change*, 70, 283-297.
- DO CARMO J.B., NEILL C., GARCIA-MONTIEL D.C., DE CASSIA PICCOLO M., CERRI C.C., STEUDLER P.A., DE ANDRADE C.A., PASSIANOTO C.C., FEIGL B.J., MELLILO J.M., 2005. Nitrogen dynamics till and no-till pasture restoration sequences in Rondônia, Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71, 213-225.
- FAZZOLARI E., MARIOTTI A., GERMON J.C., 1990. Nitrate reduction to ammonia: a dissimilatory process in *Enterobacter amnigenus*. *Can. J. Microbiol*; 36, 779-785.
- FLESSA H., RUSER R., DÖRSCH P., KAMP T., JIMENEZ M.A., MUNCH J.C., BEESE F., 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) from two farming systems in southern Germany. *Agric. Ecosyst. Environ*, 91, 175-189.
- FREIBAUER A., ROUNSEVELL M.D.A., SMITH P., VERHAGEN J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122, 1-23.
- FREIBAUER A., 2003. Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *Europ. J. Agronomy*, 19, 135-160.
- GABRIELLE B., LAVILLE P., HENAUULT C., NICOULLAUD B., GERMON J.C., 2006. Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*; 74, 133-146.
- GARCIA J.L., 1975. Séquence des produits formés au cours de la dénitrification dans les sols de rizière du Sénégal. *Ann. Microbiol. (Institut Pasteur)*; 124 B, 351-362.
- GARRIDO F., HÉNAULT C., GAILLARD H., PEREZ S., GERMON J.C., 2002. N<sub>2</sub>O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 559-575.
- GERMON J.C., 2006. Au sujet de l'article de Frank Keppler et al. Mission Changement Climatique et Effet de Serre, INRA. 4p.
- GERMON J.C., HENAUULT C., CELLIER P., CHENEY D., DUVAL O., GABRIELLE B., LAVILLE P., NICOULLAUD B., PHILIPPOT L., 2003. Les émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) d'origine agricole : évaluation au niveau du territoire français, *Etude et gestion des Sols*, 10, 315-328.
- GRAGEDA-CABRERA O.A., MEDINA-CAZARES T., AGUILAR-ACUNA J.L., HERNANDEZ-MARTINEZ M., SOLIS-MOYA E., AGUADO-SANTACRUZ G.A., PENA-CABRIALES J.J., 2004. Gaseous nitrogen loss by N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from different tillage systems and three nitrogen sources. *Agrociencia (Montecillo)*, 38, 625-633.
- GRANT B., SMITH W.N., DESJARDINS R., LEMKE R., LI C., 2004. Estimated N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions as influenced by agricultural practices in Canada. *Climatic Change*, 65, 315-332.
- GREGORICH E.G., ROCHETTE P., VAN DEN BYGAART A.J., ANGERS D.A., 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil & Tillage Research*, 83, 53-72.

- IPCC, 2001. Climate Change. The scientific basis. Cambridge University Press
- JACINTHE P.A., LAL R., 2005. Labile carbon and methane uptake as affected by tillage intensity in a Mollisol. *Soil & Tillage Research*, 80, 35-45.
- JOHNSON J.M.F., REICOSKY D.C., ALLMARAS R.R., SAUER T.J., VENTEREA R.T., DELL C.J., 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural in the central USA. *Soil & Tillage Research*, 83, 73-94.
- KAHARABATA S.K., DRURY C.F., PRIESACK E., DESJARDINS R.L., MCKENNEY D.J., TAN C.S., REYNOLDS D., 2003. Comparing measured and Expert-N predicted N<sub>2</sub>O emissions from conventional till and no till corn treatments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66, 107-118.
- KEPPLER F., HAMILTON J.T.G., BRASS M., RÖCKMANN T., 2006. Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature*, 439, 187-191.
- KESSAVALOU A., DORAN J.W., MOSIER A.R., DRIJBER R.A., 1998a. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1105-1116.
- KESSAVALOU A., MOSIER A.R., DORAN J.W., DRIJBER R.A., LYON D.J., HEINEMEYER O., 1998b. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1094-1104.
- KING J.A., BRADLEY R.I., HARRISON R., CARTER A.D., 2004. Carbon sequestration and saving potential associated with changes to the management of agricultural soils in England. *Soil Use and Management*, 20, 394-402.
- KOGA N., TSURUTA H., SAWAMOTO T., NISHIMURA S., YAGI K., 2004. N<sub>2</sub>O emission and CH<sub>4</sub> uptake in arable fields managed under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, GB4025.
- LELIEVELD J., CRUTZEN P.J., DENTENER F.J., 1998. Changing concentration. lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus*. 50B, 128-150.
- LI C., FROLKING S., BUTTERBACH-BAHL K., 2005. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change*, 72, 321-338.
- LIU X.J., MOSIER A.R., HALVORSON A.D., ZHANG F.S., 2005. Tillage and nitrogen application effects on nitrous and nitric oxide emissions from irrigated corn fields. *Plant and Soil*, 276, 235-249.
- MACKENZIE A.F., FAN M.X., CADRIN F., 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 27, 698-703
- MARLAND G., GARTEN JR C.T., POST W.M., WEST T.O., 2004. Studies on enhancing carbon sequestration in soils. *Energy (Oxford)*, 29, 1643-1650
- MOSIER A.R., HALVORSON A.D., PETERSON G.A., ROBERTSON G.P., SHERROD L., 2005. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72, 67-76.
- MOSIER A., KROEZE C., NEVISON C., OENEMA O., SEITZINGER S., VAN CLEEMPOT O., 1998. Closing the global N<sub>2</sub>O budget : nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutrient Cycling Agroecosyst.*, 52, 225-248.
- 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.
- PASSIANOTO C.C., AHRENS T., FEIGL B.J., STEUDLER P.A., DO CARMO J.B., MELILLO J.M., 2003. Emissions of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biology and Fertility of Soils*, 38, 200-208.
- ROBERTSON G.P., PAUL E.A., HARWOOD R.R., 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture ; contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289, 1922-1924.
- ROGER P., LE MER J., JOULIAN C., 1999. L'émission et la consommation de méthane par les sols : mécanismes. bilan. contrôle. *C.R. Acad. Agri. Fr.* 85. 6, 193-210.
- ROTH, C.H., MEYER, B., FREDE, H.-G., DERPSCH, R., 1988. Effect of mulch rates and tillage systems on infiltrability and other soil physical properties of an Oxisol in Parana, Brazil. *Soil & Tillage Research* 11, 81-91.
- SHIPITALO, M.J., DICK, W.A., EDWARDS, W.M., 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil & Tillage Research* 53, 167-183.
- SIX J., FELLER C., DENEK K., OGLE S.M., MORAES SA J.C., ALBRECHT A., 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. *Agronomie*, 22, 755-775.



- SIX J., OGLE S.M., BREIDT F.J., CONANT R.T., MOSIER A.R., PAUSTIAN K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155-160.
- SKIBA U., FOWLER D., SMITH K.A., 1997. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, 3139-153.
- SKIBA U., VAN DIJK S., BALL B.C., 2002. The influence of tillage on NO and N<sub>2</sub>O fluxes under spring and winter barley. *Soil Use and Management*, 18, 340-345.
- SMITH K.A., CONEN F., 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use and Management*, 20 (Supplement), 255-263.
- SMITH K.A., CONEN F., BALL B.C., LEIP A., RUSSO S., 2002. Emissions of non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases from agricultural land, and the implications for carbon trading. Non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases. Proceedings of the third International Symposium J. Van Ham, A.P.M. Baede, R. Guicherit, J.G.F.M. Williams-Jacobsen eds. Maastricht, The Netherlands, 21-23 January. Millpress, Rotterdam, pp. 669-670.
- SMITH K.A., DOBBIE K.E., BALL B.C., BAKKEN L.R., SITAULA B.K., HANSEN S., BRUMME R., BORKEN W., CHRISTENSEN S., PRIEMÉ A., FOWLER D., MACDONALD A. SKIBA U., KLEMEDTSSON L., KASIMIR-KLEMEDTSSON A., DEGORSKA A., ORLANSKI P., 2000. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils. comparison with other ecosystems and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology*, 6, 791-803.
- SMITH P., 2002. Effect of cultivation practice on carbon storage in arable soils and grassland. DIAS report, plant production. S.O. Peterson, J.E. Olesen eds. Danmark JordbrugsForskning, Tjele Denmark. pp. 64-69.
- SMITH P., K.W.T. GOULDING, K.A. SMITH, D.S. POWLSON, J.U. SMITH, P. FALLOON, and K. COLEMAN., 2000. Including trace gas fluxes in estimation of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use and Management* 16:251-259.
- STEHFEST E., BOUWMAN L., 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurements data and modelling of global annual emissions. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 74, 207-228.
- SUWANWAREE P., ROBERTSON G.P., 2005. Methane oxidation in forest, successional, and no-till agricultural ecosystems: effects of nitrogen and soil disturbance. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1722-1729.
- THÉVENET G., MARY B., WYLLEMAN R., 2002. Stockage du carbone et techniques de travail du sol en milieu tempéré : bilan de 30 années d'expérimentation en grande culture. *Comptes Rendus Académie d'Agriculture de France*, 88,5, 71-78.
- VELTHOF G.L., BRADER A.B., OENEMA O., 1996. Seasonal variation in nitrous oxide losses from managed grasslands in the Netherlands. *Plant Soil*, 181, 263-274.
- VENTEREA R.T., BURGER M., SPOKAS K.A., 2005. Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management. *Journal of Environmental Quality*, 34, 1467-1477.
- VINTEN A.J.A., BALL B.C., O'SULLIVAN M.F., HENSHALL J.K., 2002. The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. *Journal of Agricultural Science*, 139, 231-243.
- WALTON S., GALLACHER M.W., CHOULARTON T.W., DUYZER J.H., 1997. Ozone and NO<sub>2</sub> exchange to fruit orchards. *Atmospheric Environment*, 31, 2767-2776.
- WANG X. K., LU W.Z., 2006. Seasonal variation of air pollution index : Hong Kong case study. *Chemosphere*, 63, 1261-1272.
- WEBSTER C.P., SCOTT T.S., GOULDING K.W.T., 2004. Can tillage practice affect the contribution of nitrous oxide to the total greenhouse gas production from arable agriculture. Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop, D.J. Hatch, D.R. Chadwick, S.C. Jarvis, J.A. Roker eds. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003, pp. 369-371.
- WRAGE N., VELTHOF G.L., VAN BEUSICHEM M.L., OENEMA O., 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 1723-1732.
- YAMULKI S., JARVIS S.C., 2002. Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biology and Fertility of Soils*, 36, 224-231.

## Impacts des TCSL sur les gaz à effet de serre - Bilans

Le travail du sol est souvent évoqué dans la problématique des gaz à effet de serre (GES) et de la consommation d'énergie en agriculture. Il a en effet un impact sur la consommation de carburant, le stockage de carbone dans les sols ou les émissions de N<sub>2</sub>O. La bibliographie ne permet cependant pas d'avoir une vision claire de l'impact du travail du sol sur les bilans énergétiques ou d'émissions de GES. En effet, les résultats obtenus pour les différents paramètres de ces bilans le sont rarement dans des conditions de milieu comparables. Le travail du sol peut aussi avoir des effets contradictoires, avec par exemple la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> et la hausse des émissions de N<sub>2</sub>O.

Les travaux ayant mesuré un impact global du travail du sol sur les bilans d'émissions de GES dans un site donné, sont extrêmement rares, notamment en Europe (Six et al., 2002 ; Oorts, 2006). Nous nous proposons de réaliser une étude de l'impact des TCSL sur les bilans énergétiques et de GES, en intégrant les données « sol » et « cultures ».

### I. Les bilans énergétiques et de gaz à effet de serre

Les bilans énergétiques et de GES sont calculés selon une méthodologie similaire à celle utilisée pour les analyses en « cycles de vie ». L'unité fonctionnelle considérée est la production récoltée sur un hectare. Dans le cas présent, ces bilans sont évalués à partir de cultures de blé ou de maïs et sont de fait le total des dépenses en énergies non renouvelables ou des émissions de GES liées à ces productions sur un hectare. Au regard de ces dépenses ou émissions, il est attribué une valeur énergétique ou une valeur carbone à la production. Ce type de calcul peut être fait sur un pas de temps de une ou plusieurs années.

#### 1. Le bilan énergétique

Pour calculer les dépenses en énergies non renouvelables d'une culture, on a besoin de traduire chaque intervention technique et chaque produit utilisé ou élaboré par son équivalent en énergie. On comptabilise alors :

- ◆ Les dépenses en énergies non renouvelables directes consommées lors de l'intervention technique : elles se traduisent par un coût énergétique dit de fonctionnement et englobent les consommations de fioul, d'huile et d'électricité.
- ◆ Les dépenses en énergies non renouvelables indirectes consommées lors de la fabrication et du transport d'un intrant agricole ou d'une machine agricole. Par exemple, pour l'engrais, on considère l'énergie dépensée pour l'extraction des matières premières, pour la fabrication de l'engrais et pour son transport jusqu'à la ferme.

Dans le cadre du présent travail, nous utilisons pour l'évaluation des dépenses en énergies non renouvelables un précédent travail (Etude ITCF pour l'ADEME 1998, non publié) actualisé en ce qui concerne les dépenses liées à la fertilisation azotée.

La valeur énergétique attribuée à la production agricole récoltée sur la parcelle correspond à son contenu énergétique exprimé par le PCI (pouvoir calorifique inférieur) des grains de blé ou de maïs dans le cas présent.

#### 2. Le bilan des émissions de gaz à effet de serre

La construction d'un bilan des émissions de GES d'un itinéraire technique vise à prendre en compte l'ensemble des émissions liées à cet itinéraire, en utilisant les coefficients d'équivalence entre gaz basés sur leurs potentiels de réchauffement global (PRG) respectifs. Ces émissions doivent être considérées sur l'ensemble du cycle annuel et peuvent être décomposées en deux sous ensembles : celles liées à la mise en place de la culture et aux pratiques agricoles nécessaires à son suivi et celles liées au fonctionnement du sol et du couvert végétal.

En ce qui concerne les émissions liées à la mise en place et au suivi de la culture, le bilan est calqué pour l'essentiel sur le bilan énergétique et se décompose en des émissions directes et des émissions indirectes pour la production concernée :

- ◆ Les émissions indirectes sont celles induites par la production des différents types d'intrants agricoles (semences, produits phytosanitaires, engrais) et qui sont consommatrices de carburants fossiles et par la construction de différentes catégories de machines agricoles.
- ◆ Les émissions directes sont celles directement quantifiables au niveau de l'exploitation ; elles incluent toutes les émissions associées à la consommation de fioul, de gazole et d'électricité par le matériel agricole dans son sens le plus large.

En ce qui concerne les émissions liées au fonctionnement du sol et du couvert végétal, les bilans reposent en premier lieu sur une évaluation de la variation du stock de carbone organique des sols, qui sur le moyen terme est la traduction des échanges de CO<sub>2</sub> entre l'atmosphère et le système sol-plante. Ces bilans doivent être complétés par les émissions des autres gaz à effet de serre émis par ce système et convertis en équivalents-CO<sub>2</sub> ou en équivalents carbone : il s'agit principalement du protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) et du méthane (CH<sub>4</sub>). Dans cette approche, les émissions de NO<sub>x</sub>, précurseurs d'ozone troposphérique et de ce fait dits gaz à effet de serre indirect, n'ont pas été prises en considération.

Dans le cadre du présent travail, nous utilisons pour l'évaluation des émissions de GES une transposition du référentiel énergétique déjà cité. Cela concerne les émissions directes et les émissions indirectes associées au fioul, gazole ou électricité consommés par le matériel agricole. Les données expérimentales mesurées ont été utilisées pour l'évaluation des émissions de N<sub>2</sub>O (Oorts, 2006) ou du stockage de carbone dans le sol (Thévenet et al., 2002). La valeur carbone attribuée à la production agricole récoltée sur la parcelle correspond au contenu en carbone des produits.

## II. Impact des TCSL sur la consommation de carburant

Différents travaux permettent d'évaluer l'impact du mode d'implantation des cultures sur la consommation de carburant. Certains ont été réalisés à partir d'enquêtes (Le Garrec et al., 2003). D'autres travaux ont consisté à mesurer la consommation de fioul sur des tracteurs réalisant différentes opérations de travail du sol-semis (ITCF, 1982 ; ITCF, 1993 (tableau 1) ; ITCF-ADEME, 1993 (tableau 2)). Ces données ont permis de mettre au point des abaques de consommation de carburant, par type d'opération ainsi que par texture et consistance de sol. C'est par exemple le cas des données présentes utilisant le logiciel « DELTAMEQ » mis au point par Arvalis-Institut du végétal. D'autres logiciels ont été étalonnés à partir d'une consommation spécifique, qui est multipliée par la puissance du tracteur et son débit de chantier (barème d'entraide du BCMA). Certaines publications évaluent l'impact du mode d'implantation des cultures à partir de ce genre de données, en recalculant a posteriori la consommation de fioul occasionnée par les différentes opérations réalisées dans des essais (Tebbrügge et Böhrnsen, 1997 ; FDCUMA 35, 2006 ; SUAD 57, 2006).

Les méthodes dites de travail superficiel ou de techniques culturales simplifiées (TCS) (implantation de cultures sans labour avec maintien de certaines opérations de travail du sol) permettent une économie systématique de carburant par rapport aux implantations avec labour. Le gain est par contre très variable : de 10 à 50 l/ha/an. La majorité des données obtenues en sol limoneux, limono-argileux ou argilo-calcaire donnent un écart de 10 à 20 l/ha/an entre les deux techniques. Les gains les plus importants, de 35 à 50 l/ha/an, sont obtenus dans les sols argileux (Koeller, 1987 ; ITCF, 1982 ; ITCF, 1993). Cela s'explique par la difficulté de labourer ces terres, ainsi que par la nécessité dans certains cas de reprendre les labours pour les affiner avant le semis.

Les références obtenues en semis direct montrent des économies par rapport au labour plus fortes que pour le travail superficiel. Les gains sont toujours aussi hétérogènes et varient de 15 à 60 l/ha/an. La majorité des références obtenues en sols de texture légère à moyenne donnent des écarts de 25 à 35 l/ha/an. Ce sont toujours les sols les plus argileux qui occasionnent les plus grosses économies (45 à 60 l/ha/an).

Les mesures effectuées sur différents types de sol avec diverses rotations de cultures sont très instructives (réseau d'essais ITCF-ADEME, 1993 ; tableaux 1 et 2). Le type de sol a peu d'impact sur les effets des TCSL sur les consommations de carburant, lorsque ces sols sont limoneux, limono-argileux ou argilo-calcaires superficiels. Les itinéraires avec labour se montrent les plus consommateurs en fioul pour les cultures de printemps (betteraves, maïs, tournesol, pois) ainsi que sur colza. Dans le premier cas, cela s'explique par la nécessité de gérer une interculture longue (précédent blé, voire maïs) et d'implanter dans les meilleures conditions la culture suivante. Sur colza, les conditions estivales sont parfois très sèches, rendant difficiles les labours et impliquant la nécessité de reprendre plusieurs fois les états structuraux grossiers ainsi créés. Le réseau d'essais ITCF-ADEME 1993 montre que la culture de blé est celle où les écarts de consommation de fioul sont les moins importants. L'enquête de Le Garrec et al. (2003) confirme que la culture qui permet les plus fortes économies avec les TCSL est le maïs. Les écarts restent cependant équivalents sur colza et sur blé, dans un contexte de sols plutôt légers et humides (Indre et Loire, Côtes d'Armor).

Tableau 1 : Consommation moyenne de carburant (fioul, l/ha/an) sur 4 ans dans des sols de différentes textures en fonction du mode de travail du sol (Essais ITCF 1989 à 1993)

	Labour	Travail superficiel	Semis direct
Sol argileux dur	impossible	18	6
Sol argileux friable	54	19	8
Sol argileux semi-plastique	52	15	6
Limon argileux dur	27	11	5
Limon argileux friable	34	13	6
Limon argileux semi-plastique	37	17	6
Limon battant dur			
Limon battant friable	36	13	6
Limon battant semi-plastique	31	20	5

Blé, précédent maïs grain

Labour = labour + préparation-semis (aucune reprise)

Travail superficiel = Sémavator sans broyage des résidus

Semis direct = semoir à disques sans broyage

Tableau 2 : Consommation moyenne de carburant (fioul, l/ha/an) en fonction du mode de travail du sol dans des sols de textures différentes et avec différentes rotations culturales (Essais ITCF-ADEME 1990 à 1993)

	Sol	Rotation	Labour	Travail superficiel	Semis direct
Coudray (45)	Limon argileux	B-BI-C-BI-P-BI-T-BI	27	18	9
La Jaillière (44)	Limon drainé	C-BI-L-BI-T-BI-P-BI	33	23	19
Le Magneraud (17)	Argilo-calcaire	MG-MG	44	23	21
Le Magneraud (17)	Argilo-calcaire	P-BI-T-BI	37	24	14
Parisot (81)	Limon drainé	MG-S	36	17	9
Suscy (77)	Limon	B-BI-P-BI-C-BI	40	25	20
MOYENNE			36	22	15

B=betterave sucrière ; P=pois ; C=colza ; T=tournesol ; L=lupin

BI=blé ; MG=maïs grain ; S=soja

Cette revue bibliographique confirme l'impact positif des TCSL sur la consommation de fioul. En résumé, par rapport au labour, un itinéraire avec travail superficiel (pratique la plus courante) permet une économie « moyenne » de 20 l/ha/an dans des sols de texture légère à moyenne. En sol argileux, cette valeur peut doubler.

### III. Calcul de l'impact des TCSL sur les bilans énergétiques et de gaz à effet de serre

Afin de réaliser des bilans les plus complets possible, nous avons réalisé nos calculs sur un seul site, celui de l'essai de longue durée de Boigneville (91), conduit par Arvalis-Institut du végétal. En effet, c'est le seul essai français où nous disposons de données assez complètes pour calculer au mieux des bilans énergétiques et de GES. C'est aussi un essai de longue durée permettant d'avoir le recul nécessaire sur le comportement du sol et des cultures à moyen terme, et notamment sur le stockage de carbone dans le sol.

Cet essai a été mis en place à l'automne 1970 (Bodet et al., 1976 ; Boisgontier, 1982 ; Labreuche et al., 2003). Il compare 3 modes de travail du sol dans une rotation maïs-blé (labour, travail superficiel, semis

direct). Nous disposons de données concernant le stock de carbone dans les sols et les émissions de  $N_2O$ , le relevé des itinéraires mis en œuvre. Ce dernier point permettra d'évaluer les consommations de carburant.

## 1. Itinéraires mis en œuvre

Afin de comparer l'impact du mode d'implantation des cultures sur les consommations d'énergie ou les émissions de GES, nous nous appuyons d'abord sur les itinéraires mis en œuvre ces dernières années. Ils ont assez peu évolué concernant les interventions de travail du sol-semis depuis le démarrage de l'essai.

Nous retenons l'exemple des 3 itinéraires présents sur l'essai de Boigneville : labour (« LAB »), travail superficiel (« WS ») et semis direct (« SD »). Ils sont décrits plus précisément sur les tableaux 3 et 4.

Les doses d'azote appliquées sur cet essai sont les mêmes entre labour, travail superficiel et semis direct. Les travaux de Oorts (2006) confirment que l'effet du travail du sol sur la fertilisation azotée à apporter sur cet essai est très limité. L'engrais azoté est parfois apporté sous forme ternaire (NPK) et le plus souvent sous forme d'ammonitrate.

Depuis la mise en place de cette expérimentation en 1970, seules les dernières années ont reçu une irrigation (à partir de 1997, même quantité d'eau entre modalités). Nous n'avons donc pas retenu d'apport d'eau sur maïs, dans les itinéraires décrits tableau 3, afin de prendre en compte la pratique la plus représentative des 36 années de cette expérimentation.

Les consommations de carburant présentées dans les tableaux 3 et 4 ont été calculées à partir du barème d'entraide du BCMA. La consommation de fioul est calculée à partir d'une consommation spécifique de 0,22 l/cv/h qui est multipliée par la puissance du tracteur en cv, le temps de travail en h/ha et le taux de charge du moteur en %. La valeur de 0,22 l/cv/h est valable pour les tracteurs de nouvelle génération avec rampe commune. Les données obtenues avec ce barème sont très proches de celles obtenues avec le logiciel Deltameq d'Arvalis.

Afin de réaliser de vrais bilans énergétiques, nous avons utilisé les rendements des cultures qui contribuent à stocker du  $CO_2$  ou de l'énergie. Les productivités retenues sont celles obtenues sur l'essai de longue durée de Boigneville, des campagnes 1978 à 2006 incluses. Les rendements antérieurs à 1978 n'étaient pas très bons en semis direct sur maïs jusqu'en 1977, faute de matériel adapté. Les rendements du blé sont de 83.3 q/ha sur labour, 83.6 q/ha sur travail superficiel et 83.0 q/ha en semis direct. Ils sont respectivement de 70.1, 70.3 et 69.8 q/ha sur maïs.

## 2. Stockage de carbone dans les sols

L'évolution des stocks de carbone dans les sols de cet essai de longue durée a été évaluée sur la base d'une masse de terre de 3900 t/ha (Thévenet et al., 2002). Entre les années 1970 et 1998, les stocks de carbone sont passés de 39.9 à 42.7 t C/ha avec le labour, de 39.9 à 45.6 t C/ha avec le travail superficiel et de 40.3 à 45.5 t C/ha en semis direct. Cela représente respectivement une évolution annuelle de 99, 205 et 187 kg C/ha/an. En comparaison au labour, le travail superficiel a évité le rejet de 106 kg C/ha/an sur cette durée de 30 ans ; le semis direct donne une valeur sensiblement équivalente de 88 kg C/ha/an. Des valeurs supérieures tirées de la littérature internationale et établies dans des conditions environnementales diversifiées ont été mentionnées par Arrouays et al. (2002). En accord avec le travail de synthèse réalisé pour cette étude (Métay et al., 2007) nous nous appuyons sur les données issues de cet essai de Boigneville, même s'il est difficile d'évaluer la représentativité d'un seul essai pour la France entière.

## 3. Emissions de $N_2O$

Des mesures d'émission de  $N_2O$  ont été réalisées par Oorts (2006) sur l'essai de Boigneville sur des parcelles en labour et en semis direct ; elles ont permis une évaluation de ces émissions sur une année entière. Les valeurs obtenues sont de 0.80 kg N- $N_2O$ /ha/an sur labour et de 1.32 kg N- $N_2O$ /ha/an pour le semis direct. En équivalent carbone, cela représente respectivement 102 et 168 kg C/ha/an. Nous formulons l'hypothèse que le travail superficiel donne la même valeur que le semis direct.

## 4. Emissions de $CH_4$

Aucune mesure n'a été réalisée sur l'essai de Boigneville. Au vu des connaissances sur les émissions ou la consommation de  $CH_4$  par les sols, nous faisons l'hypothèse que celles-ci sont identiques, quel que soit le mode de travail du sol.

Tableau 3 : Itinéraires mis en œuvre sur maïs. Essai de Boigneville

Opérations culturales	LAB	WS	SD	Nb de pass.	période (décade/mois)	Outils utilisés	tracteur utilisé (Ch, nb roues motrices)	Temps /ha	Carb en l/ha	Poids outil (kg)	Produits utilisés	dose s/ha	Unités	Matière active	Concentration (kg/l)	
Broyage sous becs	1			1	15-oct	broyeur sous becs		0.80	6.0	500						
Rebroyage		1		1	15-oct	broyeur 4m	145 cv, 4 RM	0.67	15.0	2 260						
Labour	1			1	15-oct	charrue 5 socs portée	150 cv, 4RM	1.17	32.0	2 290						
Prép-semis	1			1	15-oct	HR semoir	150 cv, 4RM	0.67	15.0	1 690 850	Semence	150	kg			
Prép-semis		1		1	15-oct	rotavator semoir	150 cv, 4RM	0.67	18.0	1 900 850	Semence	150	kg			
Semis			1	1	15-oct	semoir SD	130 cv, 4RM	0.52	11.0	2 760	Semence	150	kg			
Désherbage	1	1	1	1	15-févr	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Archipel	0.25	kg	Mesosulfuron + Iodosulfuron	0.03 + 0.03	
Epannage engrais	1	1	1	1	01-mars	épandeur centri 24m 1200 l	110 cv, 4 RM	0.13	1.0	340	NPK	60	kg N			
												30	kg P2O5			
												30	kg K2O			
Epannage d'azote	1	1	1	1	01-avr	épandeur centri 24m 1200 l	110 cv, 4 RM	0.13	1.0	340	N	120	kg N			
Régulateur	1	1	1	1	01-avr	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Modus	0.3	l			
Fongicide	1	1	1	1	10-avr	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Opera	0.5	l	Tinexapac éthyl Pyraclostrobine + Epoxiconazole	0.25 0.133 + 0.05	
Fongicide	1	1	1	1	01-juin	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Horizon	0.75	l	Tebuconazole	0.25	
Récolte	1	1	1	1	15-oct	mbat 4.5 200 cv benne 12t benne 14t	100 cv, 4RM	0.70	22.0 9.0 9.0	10 000 5 140 5 140						

Tableau 4 : Itinéraires mis en œuvre sur blé. Essai de Boigneville

Opérations culturales	LAB	WS	SD	Nb de pass.	période (décade/mois)	Outils utilisés	tracteur utilisé (Ch, nb roues motrices)	Temps /ha (en h)	Carb en l/ha	Poids outil (kg)	Produits utilisés	dose s/ha	Unités	Matière active	Concentration (kg/l)	
Désherbage	1	1	1	1	01-sept	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Round up	2	l	Glyphosate	0.36	
Préparation sol		1		1	01-oct	rotavator 4m	150cv, 4RM	0.66	18.0	1 900						
Désherbage			1	1	01-nov	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Round up	2	l	Glyphosate	0.36	
Labour	1			1	20-nov	charrue 5 socs portée	150 cv, 4RM	1.17	32.0	2 290						
Préparation sol	1			1	01-avr	vibroculteur, 6 m	140 cv, 4RM	0.28	6.0	1 000						
Désherbage		1	1	1	10-avr	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Round up	2	l	Glyphosate	0.36	
Préparation sol	1	1		1	15-avr	HR 4 m	120 cv, 4 RM	0.67	14.0	1 690						
Semis	1	1	1	1	15-avr	semoir mais 4 rangs	100 cv, 4RM	1.00	14.0	1 600	Semence	28.0	kg			
Désherbage	1	1	1	1	15-mai	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Callisto	0.25	l	Mésotrione	0.1	
Epannage engrais	1	1	1	1	15-avr	épandeur centri 24m 1200 l	110 cv, 4 RM	0.20	2.0	340	NPK	60	kg N			
												40	kgP			
												40	kgK			
Epannage d'azote	1	1	1	1	15-mai	épandeur centri 24m 1200 l	110 cv, 4 RM	0.20	2.0	340	N	120	kg N			
Anti-limace			1	1	01-mai	Delimbe	100 cv, 4RM	0.06	0.5	20	Metarex	5	kg	Méthaldéhyde	0.05	
Désherbage		1	1	1	15-juin	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Stratos	1.5	l	Cycloxydime	0.1	
Insecticide	1	1	1	1	01-juil	pulvé 24m 3000l	100 cv, 4RM	0.10	1.0	2 900	Karaté Xpress	0.15	kg	Lamba-cyhalothrine	0.05	
Récolte	1	1	1	1	15-oct	mbat 4.5 200 cv benne 12t benne 14t	100 cv, 4RM	0.80	22.0 9.0 9.0	10 000 5 140 5 140						

### 5. Bilan au niveau du sol

Le regroupement des éléments précédents (tableau 5) indique que l'effet favorable du stockage de carbone enregistré dans les 3 traitements de cette situation de Boigneville est en grande partie sinon totalement compensé par l'effet défavorable des émissions de N<sub>2</sub>O.



Tableau 5 : Hypothèses retenues à propos du stockage de carbone par le sol et des émissions de GES, avec les 3 modes de travail du sol de l'essai de Boigneville

en kg C/ha/an	LAB	WS	SD
Stockage carbone	99	205	187
Emissions N2O	-102	-168	-168
Emissions CH4	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>-3</b>	<b>37</b>	<b>19</b>

## 6. Consommation de carburant

Les écarts de consommation de carburant, recalculés à partir des itinéraires mis en œuvre, sont de l'ordre de 20 l/ha entre labour (« LAB ») et travail superficiel (« WS »). Cela est conforme à la moyenne de ce qui est observé dans un sol de texture limono-argileuse. Le semis direct génère des économies plus fortes, de l'ordre de 45 l/ha par rapport au labour.

Tableau 6 : Consommation de carburant évaluée pour les 3 modes de travail du sol de l'essai de Boigneville

en l/ha/an	LAB	WS	SD
Maïs	113	95	65
Blé	99	79	57
<b>ROTATION</b>	<b>106</b>	<b>87</b>	<b>61</b>

## 7. Bilan énergétique

Dans le cadre de cette étude, nous avons calculé des bilans énergétiques et de GES pour les 3 modes d'implantations (Labour, Travail superficiel, Semis direct) et les cultures de blé et maïs (tableau 7). En s'appuyant sur l'exemple de l'essai de longue durée de Boigneville, nous avons retenu les hypothèses formulées sur les tableaux 3 à 6.

Les TCSL permettent de réduire les dépenses énergétiques de 5 à 12% dans notre exemple. Cela s'explique par une réduction importante des dépenses liées à la mécanisation, qui atteignent 41%. Par contre, l'absence d'impact sur le poste fertilisation limite la portée des TCSL sur les dépenses dans leur ensemble. En effet, la fertilisation représente 59% des dépenses énergétiques totales. La hausse des dépenses du poste phytosanitaire pèse peu sur l'ensemble. Il est à noter que le poste fertilisation aurait représenté une part encore plus importante si l'azote avait été apporté sous forme de solution azotée.

Le bilan énergétique inclut le solde entre les dépenses d'énergie pour conduire les cultures et l'énergie produite et stockée dans le grain de ces mêmes cultures (tableau 8). Avec des rendements équivalents et une baisse des dépenses énergétiques, les TCSL permettent d'améliorer le bilan énergétique. Les écarts sont cependant modestes (1 à 1.5% du total). Ce calcul montre que les économies d'énergie permises par les TCSL ne se font pas au détriment de la capacité de production d'énergie par les cultures elles mêmes.

Tableau 7 : Dépenses énergétiques des 3 modes de travail du sol de l'essai de Boigneville

<b>Dépense énergétique (en MJ/ha/an)</b>			
<b>Maïs</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
Mécanisation	4 934	4 203	2 901
Engrais	7 222	7 222	7 222
Phytosanitaires	359	755	1 184
Semences	291	291	291
<b>TOTAL</b>	<b>12 806</b>	<b>12 471</b>	<b>11 598</b>
<b>Blé</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
Mécanisation	4 333	3 479	2 531
Engrais	7 209	7 209	7 209
Phytosanitaires	95	95	95
Semences	915	915	915
<b>TOTAL</b>	<b>12 552</b>	<b>11 698</b>	<b>10 750</b>
<b>ROTATION</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
Mécanisation	4 634	3 841	2 716
Engrais	7 216	7 216	7 216
Phytosanitaires	227	425	640
Semences	603	603	603
<b>TOTAL</b>	<b>12 679</b>	<b>12 085</b>	<b>11 174</b>
<b>%</b>	<b>100%</b>	<b>95%</b>	<b>88%</b>

Tableau 8 : Bilan énergétique des 3 modes de travail du sol de l'essai de Boigneville

<b>en MJ/ha/an</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
Dépense Maïs	- 12 806	- 12 471	- 11 598
Production Maïs	86 577	86 824	86 206
Dépense Blé	- 12 552	- 11 698	- 10 750
Production Blé	100 897	101 261	100 534
<b>Dépense moyenne</b>	<b>- 12 679</b>	<b>- 12 085</b>	<b>- 11 174</b>
<b>Production moyenne</b>	<b>93 737</b>	<b>94 043</b>	<b>93 370</b>
<b>Bilan énergétique</b>	<b>81 058</b>	<b>81 958</b>	<b>82 196</b>

## 8. Bilan de gaz à effet de serre

Les TCSL permettent une très nette réduction des émissions de CO<sub>2</sub> liées à la mécanisation (consommation directe de type fioul ou indirecte) (tableau 9) : dans le cas du semis direct cette réduction est de 32% par rapport au labour. Cette forte baisse est atténuée par les autres émissions de CO<sub>2</sub> liées à la conduite des cultures et ne représente que 5 à 13% de l'ensemble des émissions pour les 2 formes de TCSL prises en considération (tableau 9). En effet, le poste fertilisation, qui représente 58% du total, n'est pas modifié par le mode de travail du sol dans nos hypothèses. Exprimée en valeur absolue, la baisse des émissions de CO<sub>2</sub> par rapport au labour représente 293 kg CO<sub>2</sub>/ha/an dans le cas du semis direct et 117 kg CO<sub>2</sub>/ha/an dans le cas du travail simplifié.

Les émissions de gaz à effet de serre issus du sol (CO<sub>2</sub> et N<sub>2</sub>O) sont réduites dans leur globalité par les TCSL. Les augmentations de stocks de carbone et les émissions de N<sub>2</sub>O (tableau 5) traduites en émission de CO<sub>2</sub> montrent que les TCSL améliorent le bilan de 80 à 150 kg CO<sub>2</sub>/ha/an, par rapport au labour (tableau 10). En ajoutant ces données aux émissions reprises du tableau 9 et liées à la conduite des cultures, on montre que les TCSL permettent d'améliorer le bilan d'émissions de GES de l'ordre de 300 kg de CO<sub>2</sub>/ha/an (tableau 10), ce qui représente une réduction de 11-16% des émissions par rapport au labour. Si l'on inclut dans le bilan le stockage de CO<sub>2</sub> dans la biomasse végétale exportée, les écarts de bilan global de GES sont de 300 kg CO<sub>2</sub>/ha/an (ou encore 80 kg C/ha/an) en faveur des TCSL (tableau 11). Il importe en même temps de rappeler que les méthodes de travail du sol ont peu d'impact sur les rendements dans l'essai de Boigneville,



et de souligner que cet effet positif des TCSL sur les émissions de GES ne se fait pas au prix d'une moindre production de grains.

Tableau 9 : Emissions de gaz à effet de serre (en kg CO<sub>2</sub>/ha/an) pour conduire les cultures, pour les 3 modes de travail du sol de l'essai de Boigneville

<b>Maïs</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
Mécanisation	1 026	947	746
Engrais	1 357	1 357	1 357
Phytosanitaires	7	15	23
<b>TOTAL</b>	<b>2 401</b>	<b>2 330</b>	<b>2 137</b>
<b>Blé</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
Mécanisation	883	720	561
Engrais	1 346	1 346	1 346
Phytosanitaires	2	2	2
<b>TOTAL</b>	<b>2 279</b>	<b>2 116</b>	<b>1 958</b>
<b>ROTATION</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
Mécanisation	955	833	654
Engrais	1 352	1 352	1 352
Phytosanitaires	5	9	13
<b>TOTAL</b>	<b>2 340</b>	<b>2 223</b>	<b>2 047</b>
%	<b>100%</b>	<b>95%</b>	<b>87%</b>

Tableau 10 : Emissions de gaz à effet de serre, par les cultures et le sol (en kg CO<sub>2</sub>/ha/an) pour les 3 modes de travail du sol de l'essai de Boigneville

<b>kg CO<sub>2</sub>/ha/an</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
Emission Maïs	- 2 401	- 2 330	- 2 137
Emission Blé	- 2 279	- 2 116	- 1 958
Stockage carbone sol	363	752	686
Emissions N <sub>2</sub> O sol	- 374	- 616	- 616
Emissions CH <sub>4</sub> sol	-	-	-
<b>Emission cultures</b>	<b>- 2 340</b>	<b>- 2 223</b>	<b>- 2 047</b>
<b>Stockage sol</b>	<b>- 11</b>	<b>136</b>	<b>70</b>
<b>Solde</b>	<b>- 2 351</b>	<b>- 2 087</b>	<b>- 1 978</b>
%	<b>100.0%</b>	<b>88.8%</b>	<b>84.1%</b>

Tableau 11 : Bilan de gaz à effet de serre (en kg CO<sub>2</sub>/ha/an) pour les 3 modes de travail du sol de l'essai de Boigneville

<b>kg CO<sub>2</sub>/ha/an</b>	<b>LAB</b>	<b>WS</b>	<b>SD</b>
<b>Emission cultures</b>	<b>- 2 340</b>	<b>- 2 223</b>	<b>- 2 047</b>
<b>Stockage cultures</b>	<b>11 133</b>	<b>11 169</b>	<b>11 089</b>
<b>Stockage sol</b>	<b>- 11</b>	<b>136</b>	<b>70</b>
<b>Bilan de GES</b>	<b>8 782</b>	<b>9 082</b>	<b>9 112</b>

#### IV. Impact du décompactage sur les bilans énergétiques et de GES

Afin de bien mesurer les enjeux des TCSL sur les bilans énergétiques et de gaz à effet de serre, nous avons fait quelques tests de sensibilité. Une première hypothèse testée, « WP », concerne l'implantation de maïs sans labour, sur la base du travail superficiel (WS), avec un itinéraire technique renforcé par un déchaumage et un décompactage supplémentaire (tableau 12). L'itinéraire n'est pas modifié sur blé. Ce scénario « WP » est cohérent avec les enquêtes parcellaires qui montrent un recours plus fréquent au déchaumage en TCSL et surtout un usage du décompactage avant les cultures de printemps. Nous avons fait l'hypothèse que WP

conduit aux mêmes rendements que WS et que les 2 techniques d'implantation induisent les mêmes émissions de GES par le sol (CO<sub>2</sub> et N<sub>2</sub>O).

Les consommations de carburant sont plus fortes sur maïs avec WP qu'avec labour. L'économie sur blé permet cependant de maintenir un niveau de consommation de carburant comparable entre les 2 systèmes, WP et labour, sur l'ensemble de la rotation (tableau 13).

Ce test de sensibilité montre que l'impact positif du travail du sol sur la consommation énergétique est conditionné par l'ensemble de l'itinéraire d'implantation des cultures de la rotation et non par la seule absence de labour (tableau 15).

Les émissions de GES, regroupant celles liées à la conduite des cultures et celles issues du sol, sont favorables aux TCSL, même si leurs itinéraires ne sont pas très « simplifiés » comme pour « WP » (tableau 16). Ces résultats reposent cependant sur l'hypothèse, non vérifiée, que les émissions de GES par le sol sont les mêmes pour tous les itinéraires conduits sans labour.

## V. Impact des cultures intermédiaires sur les bilans énergétiques et de GES

De la même façon, nous avons testé l'impact de l'introduction d'une culture intermédiaire (CI) entre le blé et le maïs, pour chacun des 3 modes de travail du sol. Nous obtenons ainsi 3 scénarii « LAB+CI », « WS+CI » et « SD+CI », avec une intervention supplémentaire introduite dans les itinéraires par le semis de la culture intermédiaire (tableaux 13 & 14). Nous avons considéré que la nécessaire destruction de cette culture intermédiaire n'induirait pas d'intervention supplémentaire car des interventions réalisées habituellement sur sol nu peuvent jouer ce rôle en étant éventuellement décalées dans le temps (labour, intervention chimique). La gestion du couvert est donc intégrée dans l'itinéraire habituel de travail du sol, limitant ainsi la hausse du coût au seul semis (semoir + semences).

Nous n'avons pas pris en compte d'économie d'azote pour la culture suivant la culture intermédiaire avec les scénarii « CI », comme le suggèrent certains travaux réalisés avec des cultures intermédiaires pièges à nitrates (Labreuche et al., 2006). Nous avons cependant introduit un scénario supplémentaire « CI-N » où une économie d'azote de 25 kg N/ha est réalisée sur le maïs. Cette hypothèse est une manière de prendre en compte un cas de figure plus favorable (recyclage d'azote par la culture intermédiaire) ou un itinéraire moins classique (légumineuse en interculture).

La culture intermédiaire induit une très légère hausse de la dépense énergétique ou de GES, au travers de la hausse de consommation de carburant : 6 l/ha/an de fioul sont en moyenne nécessaires pour semer le couvert (tableau 13).

Concernant l'impact des cultures intermédiaires sur le sol, nous avons retenu les chiffres avancés par Boiffin et al. (1986), cités dans l'expertise carbone de l'INRA (Arrouays et al., 2002). La valeur annoncée est de 160 kg C/ha/an avec une culture intermédiaire mise en place tous les ans, soit un stockage moyen de 80 kg C/ha/an, en réalisant une culture intermédiaire un an sur deux dans notre rotation maïs/blé. Nous avons considéré que ce stockage supplémentaire induit par la culture intermédiaire était le même, quel que soit le travail du sol pratiqué. Nous avons également fait l'hypothèse que la culture intermédiaire ne modifiait pas les émissions de N<sub>2</sub>O (tableau 14).

Les cultures intermédiaires induisent une très légère hausse des dépenses énergétiques ou des émissions de GES liées à la conduite des cultures. Elles ont peu d'impact sur le bilan énergétique, sauf dans l'hypothèse d'une économie de 25 kg N/ha (tableau 15). Elles ont par contre un effet significatif sur le bilan d'émissions de GES, qui inclut les émissions liées à la conduite des cultures et celles du sol (tableau 16). Cet effet, dans le cas présent, et avec le niveau de stockage de carbone retenu, est aussi important que celui de la simplification du travail du sol : il est par ailleurs significativement renforcé en cas d'économie de la fertilisation azotée. Ces données demandent cependant à être confirmées expérimentalement.

Tableau 12 : Opérations supplémentaires pour la mise en œuvre sur maïs des variantes « WP », « CI » et « CI-N ». Essai de Boigneville

Opérations culturales	WP	CI	CI-N	Nb de pass.	période (décade/mois)	Outils utilisés	tracteur utilisé (Ch, nb roues motrices)	Temps /ha	Carb en l/ha	Poids outil (kg)	Produits utilisés	dose s/ha	Unités	Matière active	Concentration (kg/l)
Déchaumage	1			1	01-sept	cover crop 4.5 m	130 cv, 4RM	0.45	10.0	3 110					
Décompactage	1			1	01-sept	décompacteur 3m	140 cv, 4RM	0.83	18.0	840					
Semis		1	1	1	01-sept	semoir SD	130 cv, 4RM	0.52	11.0	2 760	Semence	25	kg		
Economie azote				1							N	-25	kg N		

Tableau 13 : Consommation de carburant selon le travail du sol, la présence de cultures intermédiaires et les économies d'azote. Essai de Boigneville

en l/ha/an	LAB	LAB +CI	WP	WS	WS +CI	WS +CI-N	SD	SD +CI
Mais	113	124	123	95	106	106	65	76
Blé	99	99	79	79	79	79	57	57
<b>ROTATION</b>	<b>106</b>	<b>112</b>	<b>101</b>	<b>87</b>	<b>93</b>	<b>93</b>	<b>61</b>	<b>67</b>

Tableau 14 : Hypothèses retenues à propos des émissions et du stockage par le sol de GES, selon le travail du sol, la présence de cultures intermédiaires et les économies d'azote. Essai de Boigneville

en kg C/ha/an	LAB	LAB +CI	WP	WS	WS +CI	WS +CI-N	SD	SD +CI
Stockage carbone	99	179	205	205	285	285	187	267
Emissions N2O	-102	-102	-168	-168	-168	-168	-168	-168
Emissions CH4	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>-3</b>	<b>77</b>	<b>37</b>	<b>37</b>	<b>117</b>	<b>117</b>	<b>19</b>	<b>99</b>

Tableau 15 : Bilan énergétique (en MJ/ha/an) selon le travail du sol, la présence de cultures intermédiaires et les économies d'azote. Essai de Boigneville

Dépense énergétique (en MJ/ha/an)								
<b>Mais</b>	<b>LAB</b>	<b>LAB +CI</b>	<b>WP</b>	<b>WS</b>	<b>WS +CI</b>	<b>WS +CI-N</b>	<b>SD</b>	<b>SD +CI</b>
Mécanisation	4 934	5 433	5 375	4 203	4 702	4 702	2 901	3 400
Engrais	7 222	7 222	7 222	7 222	7 222	6 188	7 222	7 222
Phytoprotecteurs	359	359	755	755	755	755	1 184	1 184
Semences	291	391	291	291	391	391	291	391
<b>TOTAL</b>	<b>12 806</b>	<b>13 405</b>	<b>13 643</b>	<b>12 471</b>	<b>13 070</b>	<b>12 036</b>	<b>11 598</b>	<b>12 197</b>
<b>Blé</b>	<b>LAB</b>	<b>LAB +CI</b>	<b>WP</b>	<b>WS</b>	<b>WS +CI</b>	<b>WS +CI-N</b>	<b>SD</b>	<b>SD +CI</b>
Mécanisation	4 333	4 333	3 479	3 479	3 479	3 479	2 531	2 531
Engrais	7 209	7 209	7 209	7 209	7 209	7 209	7 209	7 209
Phytoprotecteurs	95	95	95	95	95	95	95	95
Semences	915	915	915	915	915	915	915	915
<b>TOTAL</b>	<b>12 552</b>	<b>12 552</b>	<b>11 698</b>	<b>11 698</b>	<b>11 698</b>	<b>11 698</b>	<b>10 750</b>	<b>10 750</b>
<b>ROTATION</b>	<b>LAB</b>	<b>LAB +CI</b>	<b>WP</b>	<b>WS</b>	<b>WS +CI</b>	<b>WS +CI-N</b>	<b>SD</b>	<b>SD +CI</b>
Mécanisation	4 634	4 883	4 427	3 841	4 091	4 091	2 716	2 966
Engrais	7 216	7 216	7 216	7 216	7 216	6 699	7 216	7 216
Phytoprotecteurs	227	227	425	425	425	425	640	640
Semences	603	653	603	603	653	653	603	653
<b>TOTAL</b>	<b>12 679</b>	<b>12 979</b>	<b>12 671</b>	<b>12 085</b>	<b>12 384</b>	<b>11 867</b>	<b>11 174</b>	<b>11 474</b>
%	<b>100%</b>	<b>102%</b>	<b>100%</b>	<b>95%</b>	<b>98%</b>	<b>94%</b>	<b>88%</b>	<b>90%</b>
<b>Bilan énergétique</b>								
<b>en MJ/ha/an</b>	<b>LAB</b>	<b>LAB +CI</b>	<b>WP</b>	<b>WS</b>	<b>WS +CI</b>	<b>WS +CI-N</b>	<b>SD</b>	<b>SD +CI</b>
Dépense Mais	- 12 806	- 13 405	- 13 643	- 12 471	- 13 070	- 12 036	- 11 598	- 12 197
Production Mais	86 577	86 577	86 824	86 824	86 824	86 824	86 206	86 206
Dépense Blé	- 12 552	- 12 552	- 11 698	- 11 698	- 11 698	- 11 698	- 10 750	- 10 750
Production Blé	100 897	100 897	101 261	101 261	101 261	101 261	100 534	100 534
<b>Dépense moyenne</b>	<b>- 12 679</b>	<b>- 12 979</b>	<b>- 12 671</b>	<b>- 12 085</b>	<b>- 12 384</b>	<b>- 11 867</b>	<b>- 11 174</b>	<b>- 11 474</b>
<b>Production moyenne</b>	<b>93 737</b>	<b>93 737</b>	<b>94 043</b>	<b>94 043</b>	<b>94 043</b>	<b>94 043</b>	<b>93 370</b>	<b>93 370</b>
<b>Bilan énergétique</b>	<b>81 058</b>	<b>80 759</b>	<b>81 372</b>	<b>81 958</b>	<b>81 659</b>	<b>82 176</b>	<b>82 196</b>	<b>81 897</b>

Tableau 16 : Bilan de gaz à effet de serre (en kg CO<sub>2</sub>/ha/an) selon le travail du sol, la présence de cultures intermédiaires et les économies d'azote sur l'essai de Boigneville

Emissions de CO <sub>2</sub> par les cultures (en kg CO <sub>2</sub> /ha/an)								
Mais	LAB	LAB +CI	WP	WS	WS +CI	WS +CI-N	SD	SD +CI
Mécanisation	1 026	1 063	1 041	947	984	984	746	783
Engrais	1 357	1 357	1 357	1 357	1 357	1 169	1 357	1 357
Phytosanitaires	7	7	15	15	15	15	23	23
<b>TOTAL</b>	<b>2 401</b>	<b>2 438</b>	<b>2 424</b>	<b>2 330</b>	<b>2 367</b>	<b>2 179</b>	<b>2 137</b>	<b>2 174</b>
Blé	LAB	LAB +CI	WP	WS	WS +CI	WS +CI-N	SD	SD +CI
Mécanisation	883	883	720	720	720	720	561	561
Engrais	1 346	1 346	1 346	1 346	1 346	1 346	1 346	1 346
Phytosanitaires	2	2	2	2	2	2	2	2
<b>TOTAL</b>	<b>2 279</b>	<b>2 279</b>	<b>2 116</b>	<b>2 116</b>	<b>2 116</b>	<b>2 116</b>	<b>1 958</b>	<b>1 958</b>
ROTATION	LAB	LAB +CI	WP	WS	WS +CI	WS +CI-N	SD	SD +CI
Mécanisation	955	973	880	833	852	852	654	672
Engrais	1 352	1 352	1 352	1 352	1 352	1 258	1 352	1 352
Phytosanitaires	5	5	9	9	9	9	13	13
<b>TOTAL</b>	<b>2 340</b>	<b>2 359</b>	<b>2 270</b>	<b>2 223</b>	<b>2 241</b>	<b>2 147</b>	<b>2 047</b>	<b>2 066</b>
%	100%	101%	97%	95%	96%	92%	87%	88%
Emissions de gaz à effet de serre par les cultures et le sol (en kg CO <sub>2</sub> /ha/an)								
kg CO <sub>2</sub> /ha/an	LAB	LAB +CI	WP	WS	WS +CI	WS +CI-N	SD	SD +CI
Emission Mais	- 2 401	- 2 438	- 2 424	- 2 330	- 2 367	- 2 179	- 2 137	- 2 174
Emission Blé	- 2 279	- 2 279	- 2 116	- 2 116	- 2 116	- 2 116	- 1 958	- 1 958
Stockage carbone sol	363	656	752	752	1 045	1 045	686	979
Emissions N <sub>2</sub> O sol	- 374	- 374	- 616	- 616	- 616	- 616	- 616	- 616
Emissions CH <sub>4</sub> sol	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Emission cultures</b>	<b>- 2 340</b>	<b>- 2 359</b>	<b>- 2 270</b>	<b>- 2 223</b>	<b>- 2 241</b>	<b>- 2 147</b>	<b>- 2 047</b>	<b>- 2 066</b>
<b>Stockage sol</b>	<b>- 11</b>	<b>282</b>	<b>136</b>	<b>136</b>	<b>429</b>	<b>429</b>	<b>70</b>	<b>363</b>
<b>Solde</b>	<b>- 2 351</b>	<b>- 2 076</b>	<b>- 2 134</b>	<b>- 2 087</b>	<b>- 1 812</b>	<b>- 1 718</b>	<b>- 1 978</b>	<b>- 1 703</b>
%	100.0%	88.3%	90.8%	88.8%	77.1%	73.1%	84.1%	72.4%
Bilan de gaz à effet de serre (en kg CO <sub>2</sub> /ha/an)								
kg CO <sub>2</sub> /ha/an	LAB	LAB +CI	WP	WS	WS +CI	WS +CI-N	SD	SD +CI
<b>Emission cultures</b>	<b>- 2 340</b>	<b>- 2 359</b>	<b>- 2 270</b>	<b>- 2 223</b>	<b>- 2 241</b>	<b>- 2 147</b>	<b>- 2 047</b>	<b>- 2 066</b>
<b>Stockage cultures</b>	<b>11 133</b>	<b>11 133</b>	<b>11 169</b>	<b>11 169</b>	<b>11 169</b>	<b>11 169</b>	<b>11 089</b>	<b>11 089</b>
<b>Stockage sol</b>	<b>- 11</b>	<b>282</b>	<b>136</b>	<b>136</b>	<b>429</b>	<b>429</b>	<b>70</b>	<b>363</b>
<b>Bilan de GES</b>	<b>8 782</b>	<b>9 056</b>	<b>9 035</b>	<b>9 082</b>	<b>9 357</b>	<b>9 451</b>	<b>9 112</b>	<b>9 386</b>

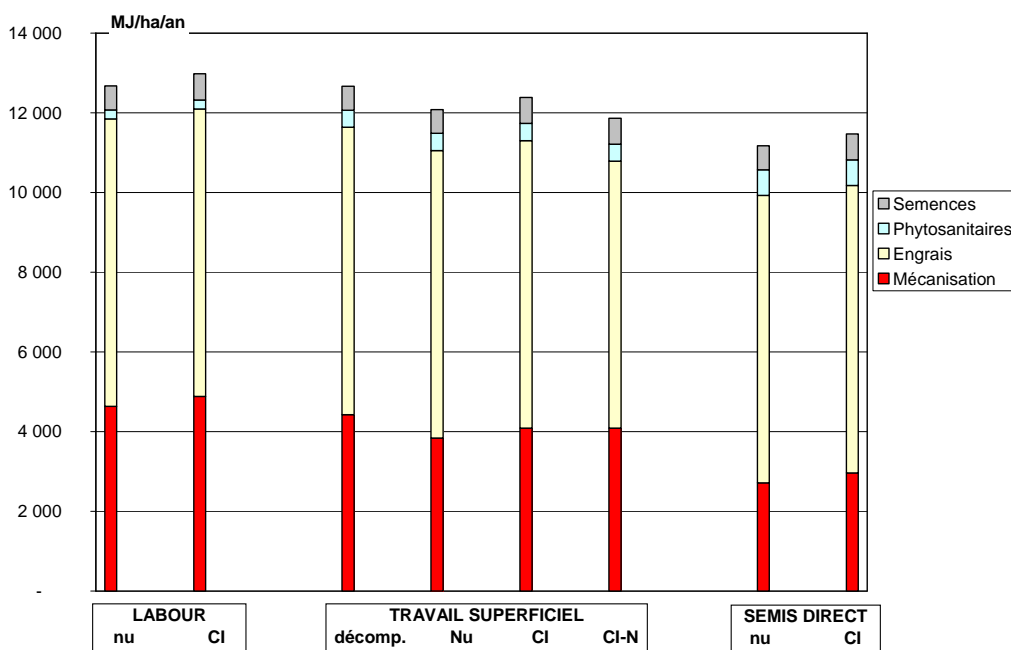
## VI. Conclusion

Les différents calculs que nous avons effectués sont basés sur un seul site expérimental, celui de l'essai de longue durée de Boigneville. C'est en effet le seul site français où nous disposons d'un ensemble de références sur le suivi des cultures, le stockage de carbone dans les sols et les émissions de N<sub>2</sub>O permettant de comparer les différents modes de travail du sol. Cela souligne la fragilité de nos hypothèses.

Les TCSL permettent des économies de carburant assez fortes, de 20 à 40 l/ha/an dans notre exemple, soit environ 20 à 40 % de la consommation annuelle. Cependant, des itinéraires sans labour qui ne sont pas suffisamment simplifiés et qui nécessitent des pratiques complémentaires, par exemple un décompactage, ne permettent pas ce genre d'économie.

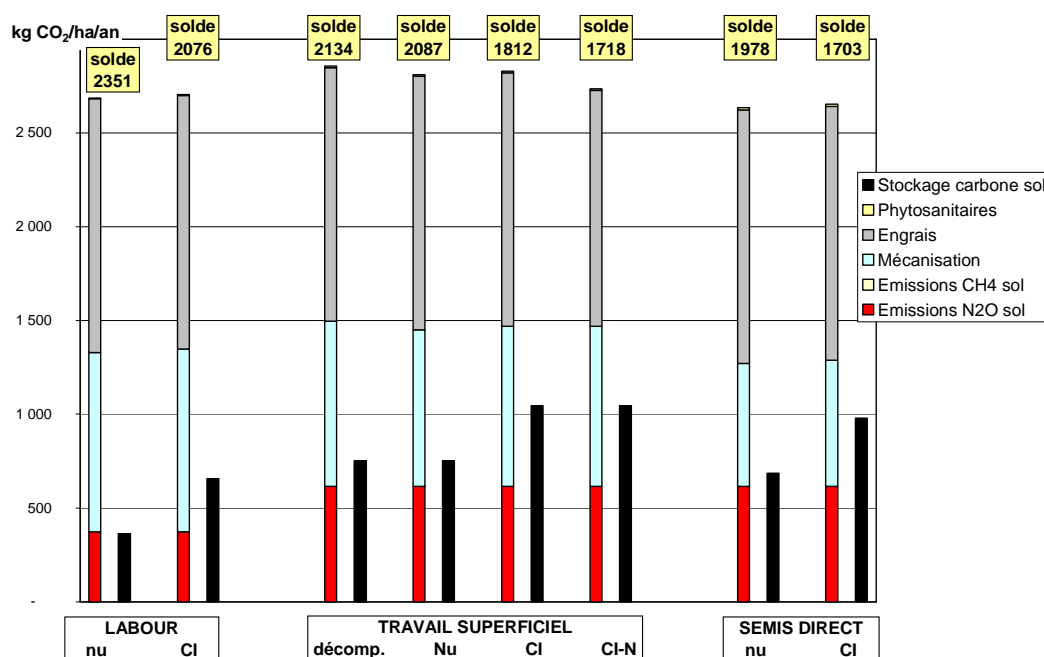
Cet effet bénéfique des TCSL sur la consommation de carburant permet d'améliorer le bilan énergétique, avec une réduction de 5 à 12% des dépenses énergétiques dues à la culture, à conditions que ces pratiques soient liées à une réelle simplification des itinéraires techniques (figure 1).

Figure 1 : Dépenses énergétiques de la rotation maïs-blé (en MJ/ha/an) selon le travail du sol, la présence de cultures intermédiaires et les économies d'azote. Essai de Boigneville



Concernant les GES, les TCSL ont un effet positif, par le biais de la réduction de consommation de carburant et du stockage de carbone dans les sols. La hausse des émissions de N<sub>2</sub>O associée aux TCSL telle que celle mesurée par Oorts (2006), n'ampute que partiellement ces bénéfices. Le bilan global de GES réalisé sur le site de Boigneville indique un stockage accru de l'ordre de 300 kg CO<sub>2</sub>/ha/an pour le travail superficiel et le semis direct : l'introduction d'une culture intermédiaire est susceptible d'induire un effet bénéfique complémentaire de même amplitude.

Figure 2 : Emissions de gaz à effet de serre (en kg CO<sub>2</sub>/ha/an) par les cultures et le sol, selon le travail du sol, la présence de cultures intermédiaires et les économies d'azote sur l'essai de Boigneville



Nous pouvons noter par ailleurs, tant pour le bilan énergétique que pour le bilan de GES, que la stabilité de la productivité des cultures permet de ne pas perdre le bénéfice tiré de la réduction de la consommation d'énergie et des émissions. Nous devons aussi mentionner que si les TCSL permettent de réduire les

dépenses énergétiques et les émissions de GES liées aux pratiques culturelles de l'ordre de 10-15%, leur impact favorable sur le bilan énergétique global et sur le bilan global d'émission, intégrant la valeur énergétique et le stockage de CO<sub>2</sub> de la biomasse végétale produite, n'est que de 3 à 4%, ces bilans énergétiques et de GES étant les plus fortement influencés par le rendement des cultures et leur fertilisation.

Nous retiendrons que le bilan des émissions de GES liées à la conduite des cultures et au sol apparaît favorable aux TCSL (figure 2). Ce bilan est cependant le solde entre des flux contradictoires, notamment au niveau des émissions de CO<sub>2</sub> et N<sub>2</sub>O par le sol. Les travaux rédigés dans ce document par Metay et al. pour le carbone et Nicolardot et Germon pour le protoxyde d'azote montrent la forte variabilité des impacts du travail du sol sur les flux de ces 2 gaz. On doit noter que les données obtenues sur le site de Boigneville se situent à chaque fois vers la limite basse des références obtenues par ailleurs TANT POUR LE STOCKAGE DE CARBONE QUE POUR LES EMISSIONS DE N<sub>2</sub>O. Etant donné le peu de données dont nous disposons sur l'effet du travail du sol sur ces émissions de GES, il convient de rester très prudent quant aux extrapolations que l'on pourrait tirer de l'exemple que nous venons de traiter. Il importe en effet de conforter les données tant sur le stockage du carbone que sur les émissions de N<sub>2</sub>O, dont les variations pourraient profondément changer les conclusions des calculs que nous avons effectués.

## Références bibliographiques

- ARROUAYS D., BALESSENT J., GERMON J.C., JAYET P.A., SOUSSANA J.F., STENGEL P. (eds), 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Expertise collective INRA, Paris. 332p.
- BODET J.M., NOLOT J.M., PERROY J., FOURBET J.F., 1976. Présentation des essais. *Actes du colloque ITCF « Simplification du travail du sol en production céréalière » 7 décembre 1976*, 305 pp.
- BOIFFIN J., KELI-ZAGBAHI J., SEBILLOTTE M., 1986. Systèmes de cultures et statut organique des sols dans le Noyonnais: application du modèle de Hénin et Dupuis. *Agronomie*, 6, 437-446.
- BOISGONTIER D., 1982. Matière organique, simplification du travail du sol et irrigation. *Perspectives Agricoles*, 64, 16-23.
- FDCUMA 35, 2006. Résultats publiés in « TCS et semis direct : quelles sont les marges d'économie ». *Revue TCS* 36, 12-27.
- ITCF, 1982. Compte-rendu des essais de Boigneville, Bougy les Neuville, Champcevais et Nangeville. Non publié.
- ITCF, 1993. Banc d'essai d'outils de travail du sol et de semis. Non publié.
- ITCF-ADEME, 1993. Compte-rendu des essais simplification du travail du sol et économie d'énergie. Non publié.
- LABREUCHE J., COUTURE D., BODET J.M., 2003. Essai travail du sol de longue durée de Boigneville, *Perspectives Agricoles*. 286, p 56-58.
- LE GARREC L., DEGRAEVE C. ET FOSSARD A., 2003. Troisième rapport annuel de l'étude économique et environnementale sur un référentiel d'exploitations en Techniques Culturelles Simplifiées en France. Rapport INRA-APAD. 80 p.
- 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.
- SIX J., ELLIOT E.T., PAUSTIAN K., DORAN J.W., 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 1367-1377.
- SUAD 57, 2006. Résultats publiés in « TCS et semis direct : quelles sont les marges d'économie ». *Revue TCS* 36, 12-27.
- TEBRÜGGE F. et BÖHRNSEN A., 1997. Crop yield and economic aspects of no-tillage compared to plough tillage : results of long-term soil tillage field experiments in Germany. *Proceedings of the EC-workshop IV*, 25-43.
- THÉVENET G., MARY B., WYLLEMAN R., 2002. Stockage du carbone et techniques de travail du sol: Bilan de 30 années d'expérimentation en grande culture. *C. R. Académie d'Agriculture de France*. 88, 5, p 71-78.

# Impacts des TCSL sur la qualité des sols et la biodiversité

## I. Introduction : objectifs et méthodes

La qualité des sols peut se définir comme la ‘capacité du sol à assurer ses fonctions de manière durable : recevoir, stocker et recycler ... l’eau l’énergie et les nutriments’ (Acton & Gregorich, 1995) ou bien comme la ‘capacité du sol à fonctionner au sein de son écosystème, afin de permettre la production biologique, le maintien de la qualité de l’environnement et la préservation de la santé des plantes et des animaux’ (Doran & Parkin, 1996). La notion de qualité renvoie donc tout d’abord aux fonctions des sols parmi lesquelles certaines sont directement influencées par la production agricole :

- Fonction de support de la production végétale : environnement physique de la racine, nutrition et qualité sanitaire des plantes
- Fonctions environnementales : cycle des éléments, maintien de la qualité des ressources, élimination des déchets
- Fonctions d’habitat et de réservoir de biodiversité

Ces fonctions peuvent être caractérisées par des constituants et propriétés physiques, chimiques et biologiques que l’on peut mesurer à l’aide de nombreux indicateurs. Pour faire le lien entre ces différents niveaux d’approche on peut proposer une démarche qualité synthétisée dans le tableau 1 :

Tableau 1 : Approche de la qualité des sols (d’après Carter, 2001)

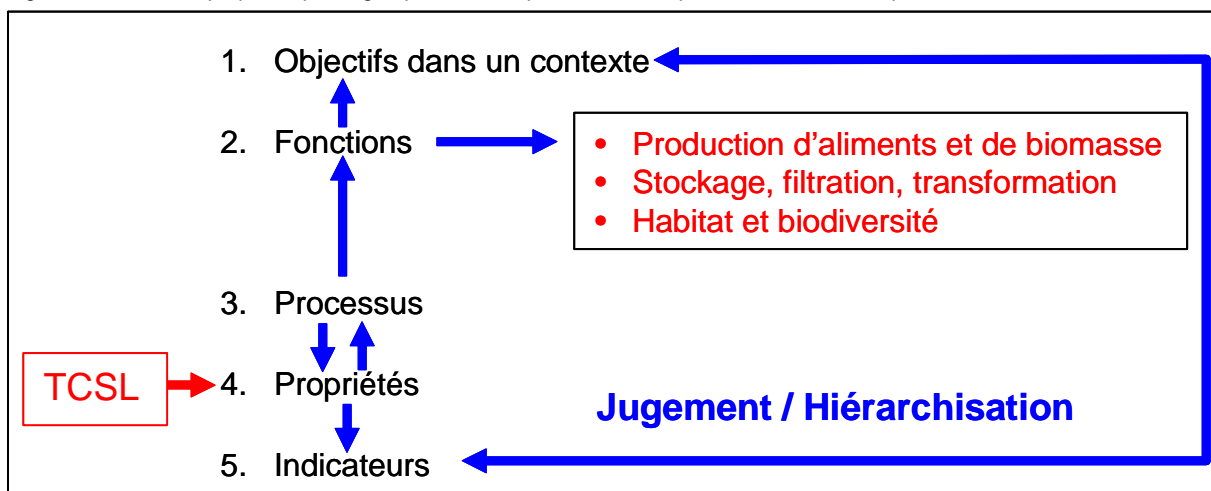
	Séquences	Questions
1	Objectifs	A quoi le sol est-il utilisé ?
2	Fonctions	Quelles fonctions en attend-t-on ?
3	Processus	Quels processus sous-tendent la réalisation des fonctions ?
4	Propriétés / Attributs	Quelles sont les constituants et propriétés déterminants pour la réalisation des fonctions ? Quelles sont leurs valeurs limites ?
5	Indicateurs	Quelles sont les variables mesurables qui rendent compte de la propriété visée ?
6	Méthodologie Standardisation	Quelles sont les méthodes pour mesurer les indicateurs et les valeurs de référence pour interpréter les résultats ?

Dans cette démarche, l’étude de l’impact des TCSL sur la qualité des sols ne doit pas se limiter au renseignement d’une liste d’indicateurs de qualité car on perdrait alors les autres niveaux d’approche ainsi qu’une vision intégrée des processus. Par ailleurs, le jugement de la qualité d’un sol, c’est-à-dire de sa capacité à assurer ses fonctions, est très dépendant des objectifs et du contexte. Pourtant, ce jugement est indispensable pour qualifier les chiffres, pour hiérarchiser ce qui est important par rapport à des objectifs. Pour étudier l’impact des TCSL sur la qualité des sols et la biodiversité en gardant une vision intégrée du fonctionnement du sol tout en qualifiant et quantifiant les impacts, nous nous sommes basés sur la démarche qualité présentée dans le tableau 1 en considérant que les TCSL agissent tout d’abord au niveau des constituants et propriétés (Figure 1) :

- Les pratiques mises en œuvre en TCSL modifient certains constituants et propriétés (niveau 4).
- Ces modifications de constituants et propriétés affectent certains processus (niveau 3) dont vont dépendre les 3 grands types de fonctions des sols (niveau 2). Ces processus modifient en retour d’autres constituants et propriétés du sol.
- Ces modifications dans les constituants et propriétés du sol (niveau 4) peuvent être mesurées au travers d’indicateurs (niveau 5).
- Ces changements seront jugés satisfaisants (‘Jugement/Hierarchisation’) en fonction des objectifs dans un contexte particulier (niveau 1).



Figure 1 : Démarche proposée par le groupe de travail pour étudier l'impact des TCSL sur la qualité des sols



L'analyse bibliographique menée par le groupe 'Qualité des sols et biodiversité' s'est déroulée en trois phases principales :

- ♦ Recenser l'ensemble des constituants et propriétés et des processus influencés directement ou indirectement par les TCSL, et décrire les interactions entre ces processus et les constituants et propriétés.
- ♦ Déterminer pour chaque type de constituants et propriétés, les indicateurs utilisés pour décrire l'impact des TCSL sur la qualité des sols. Le sens de variation de ces indicateurs, l'amplitude, le gradient dans le sol et la cinétique de variation de ces indicateurs sont recherchés dans la littérature scientifique internationale. Nous nous sommes focalisés sur les résultats de travaux effectués en France et dans les pays limitrophe, que nous avons complétés par des synthèses internationales. Pour chaque article, nous nous sommes attachés à décrire les pratiques de travail du sol (selon la typologie élaborée dans cette étude) et le contexte pédoclimatique et cultural dans lequel ont été obtenus les résultats (cf. annexes).
- ♦ Evaluer l'impact des TCSL sur la qualité des sols et la biodiversité en confrontant l'évolution des indicateurs aux objectifs visés.

Ce rapport présente les résultats des deux premières phases. Les résultats de la troisième phase sont présentés dans le rapport « synthèse par milieu ».

Tableau 2 : Principaux effets des TCSL sur les interactions entre constituants – propriétés et processus dans le sol

		TCSL												
		PAS DE RETOURNEMENT					MOINS DE FRAGMENTATION							
Constituants Propriétés	Processus	Matière organique	Mulch	Flore cultivée et adventice	Faune	Micro organismes	Porosité	Etat de surface	Température	Humidité	O <sub>2</sub>	pH	Ions	Pesticides
		Transferts de chaleur			↔				↔		↔			
Transferts de gaz							↔	↔			↔			
Transferts d'eau		↔	↔				↔	↔		↔			↔	↔
Création de porosité					↔		↔	↔	↔	↔				
Stabilisation structure		↔			↔	↔	↔							
Erosion		↔↔	↔				↔	↔↔						↔
Rétention d'eau		↔					↔			↔				
Rétention des éléments		↔	↔			↔						↔	↔	↔
Bio-dégradation		↔↔	↔↔		↔	↔			↔	↔	↔↔	↔↔	↔	↔↔
Enracinement Absorption racinaire				↔			↔						↔↔	
Germination Levée			↔	↔			↔	↔	↔	↔				
Dynamique populations		↔	↔		↔↔	↔↔	↔		↔	↔	↔	↔	↔	

## II. Impact des TCSL sur le fonctionnement du sol

### 1. Interactions entre processus, propriétés et constituants du sol sous l'effet des TCSL

Le tableau 2 permet une compréhension rapide de l'ensemble des interactions entre les processus (en lignes) et les constituants et propriétés (en colonnes) affectés par les TCSL. Les constituants et propriétés ont été classées en 4 familles : les propriétés organiques (en orange), biologiques (en vert), physiques (en jaune) et physico-chimiques non organiques (en bleu). La mise en œuvre des TCSL conduit à deux effets principaux (en rose) : l'absence de retournement du sol et la diminution de l'intensité de la fragmentation. Si l'absence de retournement du sol est une caractéristique générale des TCSL, la diminution de la fragmentation est très variable selon les techniques mises en œuvre : en pseudo-labour par exemple, on peut avoir une fragmentation pratiquement équivalente au labour alors qu'en semis direct, on n'a plus aucune fragmentation mécanique, excepté sur la ligne de semis (cf. Rapport sur la typologie des pratiques). Ces deux effets directs des TCSL affectent certains constituants et propriétés du sol :

- l'absence de retournement du sol joue sur la distribution de la matière organique (entraînant la formation d'un mulch), de la flore et de la faune dans le profil ;
- la diminution de l'intensité de la fragmentation influence directement deux propriétés : la porosité du sol et son état de surface

Les autres constituants et propriétés du sol sont indirectement modifiées par les TCSL, c'est-à-dire via les processus.

Le premier niveau de lecture du tableau 2 permet de relier directement constituants - propriétés et processus. Par exemple, la modification de la distribution de la matière organique du sol a des répercussions sur les processus de ruissellement, d'infiltration, de stabilisation de la structure, de mobilité des éléments, de minéralisation, de dynamique des populations et d'érosion. La lecture par ligne permet de voir de quelles

constituants et propriétés du sol dépend chaque processus. Par exemple, la création de porosité dépend de l'action de la faune du sol et des racines.

Un second niveau de lecture permet de comprendre comment les constituants et propriétés peuvent être indirectement affectés par les TCSL. Prenons par exemple la question : en quoi les TCSL modifient-elles le devenir des pesticides dans le sol ? La lecture du tableau 3 nous donne 4 raisons principales (on pourrait en trouver d'autres en suivant d'autres trajectoires) :

- Les changements de porosité modifient les transferts d'eau, et donc de les transports de pesticides en solution (flèche 1).
- Les changements d'états de surface modifient l'érosion et donc les transports des pesticides fixé au sol (flèche 2).
- Les changements de teneur en matière organique des sols modifient la rétention des pesticides (flèche 3).
- Les changements de teneur en matière organique des sols modifient les populations et l'activité des micro-organismes qui dégradent les pesticides (flèche 4).

Tableau 3 : Un exemple de lecture du tableau 2 : impact des TCSL sur le devenir des pesticides

Ce tableau, établi à partir des processus décrits dans la littérature, permet donc une lecture fonctionnelle des impacts des TCSL sur les constituants et propriétés et les processus du sol. Il nous servira de grille d'analyse de l'impact des TCSL sur les constituants et propriétés du sol et la biodiversité (chapitre suivant).

Processus	TCSL												
	PAS DE RETOURNEMENT					MOINS DE FRAGMENTATION							
Constituants Propriétés	Matière organique	Mulch	Flora cultivée et adventice	Faune	Micro-organismes	Porosité	Etat de surface	Température	Humidité	O <sub>2</sub>	pH	Ions	Pesticides
Transferts de chaleur		↻				↻		↻					
Transferts de gaz						↻	↻			↻			
Transferts d'eau	↻	↻				↻	↻		↻			↻	↻
Création de porosité				↻		↻	↻	↻	↻				
Stabilisation structure	↻			↻	↻	↻							
Erosion	↻ ↻	↻				↻	↻ ↻						↻
Rétention d'eau	↻					↻			↻				
Rétention des éléments	↻	↻			↻						↻	↻	↻
Bio-dégradation	↻ ↻	↻ ↻		↻	↻			↻	↻	↻ ↻	↻ ↻	↻	↻ ↻
Enracinement Absorption racinaire			↻			↻						↻ ↻	
Germination Levée		↻	↻			↻	↻	↻	↻				
Dynamique populations	↻	↻		↻ ↻	↻ ↻	↻		↻	↻	↻	↻	↻	

## 2. Impact des TCSL sur la matière organique du sol

La matière organique est un des constituants du sol directement affectés par les TCSL : l'absence de retournement du sol entraîne une stratification de la matière organique dans les sols (Kay and VandenBygaart 2002). L'accumulation de matière organique peu transformée en surface aboutit à la formation d'un mulch (Guérif 1994). Associé à la diminution de l'intensité de la fragmentation du sol, l'absence de retournement aboutit à une diminution du contact entre la matière organique et la matière minérale. Parmi les minéraux, les argiles peuvent avoir un rôle protecteur de la matière organique vis-à-vis de la minéralisation en formant avec elles des agrégats stables. La fragmentation occasionnée par le labour entraîne une destruction de ces agrégats, facilitant la minéralisation de la matière organique ainsi libérée (Balesdent et al. 2000; Puget et al. 1995). Par ailleurs, le labour assure un meilleur contact entre le sol et la matière organique et permet de rapprocher les acteurs et les ingrédients de la minéralisation c'est-à-dire, la matière organique, les microorganismes, les sources d'azote (Guérif 1994; Recous et Laurent 2001). Une diminution des taux de minéralisation dans les sols non labourés est effectivement observée (Balesdent 2002; Kay et VandenBygaart 2002), en dépit d'une augmentation de la biomasse microbienne en surface, concomitante avec la stratification de la matière organique (cf. Constituants biologiques). La réduction des taux de minéralisation et d'humification se traduit par une augmentation des teneurs en matières organiques des sols en TCSL (Balesdent 2002; Guérif 1994; West and Post 2002). Les mécanismes de stockage de C dans les sols sont décrits plus en détails dans le rapport du groupe de travail sur les effets des TCSL sur les stockages de C.

L'augmentation de matière organique dans les sols est un des facteurs clefs permettant de limiter l'érosion des sols (Holland 2004) en stabilisant la structure des sols (Balabane and al. 2005; Guérif 1994; Puget et al. 1995; Hallaire et al. 2004; Monnier et al. 1973; Stengel et al. 1984). Le taux de matière organique des sols est également un des facteurs qui influence les processus de ruissellement et d'infiltration (Cf résultats du groupe Erosion). Le mulch constitue une barrière physique pour les flux de chaleur et peut limiter l'évaporation du sol (Guérif 1994). Enfin la matière organique constitue une réserve de nutriments (Stockfisch et al. 1999) pour les êtres vivants dont le développement et l'activité vont être affectés par l'augmentation de la matière organique et sa nouvelle répartition dans le sol (cf. Constituants biologiques).

## 3. Impact des TCSL sur la structure du sol

La diminution de l'intensité de la fragmentation des TCSL entraîne une diminution de la porosité totale (Guérif 1994; Tebrügge et Düring 1999; Richard, 2001; Gomez et al, 1994 in Kay et VandenBygaart 2002) et de la rugosité en surface (Guérif 1994; Richard 2001) ainsi que le maintien de l'intégrité physique des agrégats. La création de porosité dans les sols non travaillés est principalement d'origine climatique et biologique (Guérif 1994; Richard 2001). Le développement des vers de terre, favorisé par les TCSL limite la diminution de porosité et dans une certaine mesure la diminution de rugosité par l'émission de turricules (El Titi 2003). L'orientation verticale des pores d'origines biologiques favorise la stabilisation de la macrostructure (meilleure résistance mécanique).

L'augmentation des teneurs en matière organique et l'activité accrue des microorganismes favorisent la stabilisation de la microstructure du sol à l'échelle de la centaine de microns comme de quelques millimètres. La relation entre le taux de carbone et la stabilité a été montrée par de nombreux auteurs (Ball et al. 1996; Chenu et al. 2000; Pagliai et al. 2004). Le rôle des microorganismes sur la stabilité structurale a notamment été montré par Hu et al. (1995), Kiem et Kandeler (1997) et Consentino et al. (2006). De fait, Beare et al. (1997) montrent le rôle prédominant des champignons, souvent plus abondants en TCSL, dans l'agrégation des sols comparés aux bactéries.

Sur le plan de la physique des sols, la stabilisation de la structure des horizons superficiels par la matière organique, la préservation des agrégats et la présence d'un mulch sous TCSL induisent une diminution des risques de battance, de ruissellement et d'érosion (cf. rapport du groupe érosion). L'augmentation de la résistance mécanique du sol limite la sensibilité du sol à des stress externes comme les tassements sévères par les engins agricoles, sauf en conditions très humides (Richard et al. 2004). Enfin, les modifications d'architecture porale (distribution et connectivité des pores) se répercutent sur les transferts de chaleur, de gaz et d'eau, ainsi que sur la composante biologique du sol (macro-organismes, micro-organismes et racines) en raison d'une modification de l'habitat.

## 4. Impact des TCSL sur les flux dans le sol

Les variations de porosité dans les sols sous TCSL (proportion totale, distribution de la taille des pores et orientation des pores) et la présence d'un mulch en surface qui constitue une barrière physique affectent les flux d'eau, de gaz et de chaleur dans le sol. La capacité de rétention d'eau par le sol peut également être

modifiée par ces changements de porosité et de teneur en matière organique (El Titi 2003). Par ailleurs l'augmentation de mésopores dans les sols non travaillés et la limitation de l'évaporation par le mulch peut aboutir à une augmentation de la teneur en eau disponible du sol (Rasmussen 1999). L'augmentation des populations des vers de terre induite par les TCSL, aboutit à la présence de pores de plus grandes tailles, connectés à la surface, ce qui favorise l'infiltration de l'eau par écoulement préférentiel (El Titi 2003). Les flux de gaz sont généralement plus faibles en TCSL en raison de la diminution de la porosité totale et de l'augmentation de la teneur en eau des sols (Ball et al. 1994, 1997). Les TCSL induisent la formation d'un mulch qui assure une isolation thermique du sol. La plus forte teneur en eau du sol souvent observée en TCSL ralentit le réchauffement du sol au printemps conduisant à des températures plus basses (Guérif, 1994). La présence de mulch et les différences de rugosité de surface induisent des variations d'albedo entre sol labouré et sols sous TCSL et donc de température (Ferrero et al 2004).

Teneur en eau, aération et chaleur sont des facteurs édaphiques conditionnant l'activité biologique du sol (microorganismes, faunes, plantes). En modifiant les flux d'eau, les TCSL peuvent également modifier la mobilité et le transfert des ions et substances chimiques en solution.

## 5. Impact des TCSL sur les propriétés physico-chimiques du sol

L'accumulation de matière organique dans les premiers centimètres du sol en TCSL favorise le développement de l'activité microbienne. Cette activité accrue des microorganismes et l'accumulation d'acides humiques provoque une diminution de pH dans les premiers centimètres du sol. En retour, le pH du sol conditionne l'activité biologique, notamment des microorganismes mais est également impliqué dans la biodisponibilité des ions nutritifs et des polluants. La diminution de pH et l'accumulation de matière organique en surface ont des impacts contradictoires sur la CEC. Les composés humiques possèdent une capacité d'échange cationique 2 à 5 fois plus importante que les argiles à forte CEC (Duchaufour, 2001) et leur accumulation en surface sous TCSL pourrait induire une augmentation de la CEC. En revanche, la diminution de pH entraîne une diminution de la CEC due aux charges variables présentes sur la matière organique et certaines argiles et peut aboutir à une diminution de la CEC du sol. L'impact des TCSL sur la CEC du sol va donc dépendre de la densité des charges variables présentes dans le sol. La capacité d'échange cationique d'un sol détermine la rétention et la sélectivité des cations de ce sol et est donc un facteur important de la fertilité (Bortoluzzi et al. 2006)

La quantité d'éléments minéraux dans le sol dépend des flux d'eau (ruissellement, infiltration, drainage), de la mobilité des éléments, de la minéralisation et de l'absorption des nutriments par les racines. La mobilité des ions d'un sol dépend de la nature des constituants du sol (teneur en argiles, matières organiques et oxydes métalliques) des propriétés chimiques du sol (pH, Eh). Les TCSL vont affecter la mobilité des ions via la matière organique, la CEC, le pH et le potentiel d'oxydoréduction. En retour la quantité de nutriments disponible conditionne l'activité biologique.

## 6. Impact des TCSL sur la biocénose

Les effets du travail du sol sur l'abondance et la diversité de la faune du sol sont liés à trois effets majeurs :

- Effets directs sur les organismes lors du travail du sol
- Modifications de l'habitat (teneur en eau des sols, porosité, température...)
- Modifications et distribution spatiale des apports d'éléments nutritifs (matière organique, ions...).

Différents auteurs ont signalé certains effets directs du travail du sol sur la faune du sol, notamment un piégeage possible dans les pores du sol pour les arthropodes et des dommages corporels causés aux animaux (El Titi & Ipach, 1989 ; McLaughlin & Mineau, 1995 ; Kladvko, 2001). Ainsi les techniques les plus « violentes », utilisées en TCSL (pulvérisateurs à disques, déchaumeurs à disques...) sont également susceptibles d'affecter négativement les communautés du sol.

La plupart des espèces vivantes du sol sont hydrobiontes ou hygrobiontes. Elles sont donc particulièrement sensibles à la dessiccation des sols. La conversion du travail conventionnel à une absence de travail entraîne une diminution de la porosité totale du sol mais également un changement de la distribution de la taille des pores (cf. Propriétés physiques). L'augmentation de la proportion des mésopores induit une augmentation de la capacité de rétention en eau dans les sols non travaillés (Kay and VandenBygaart 2002). De plus la nouvelle distribution de la matière organique et la formation de mulch en surface, qui limite l'évaporation contribue à une augmentation de l'humidité notamment en surface. Par ailleurs, les « biopores », c'est-à-dire les pores créés par les racines et la faune (lombrics) deviennent plus nombreux au cours du temps, après l'arrêt du travail du sol, ce qui favorise la circulation de l'eau dans les sols. Cette thèse est également défendue par Winter et al. (1990), considérant qu'une diminution du labour favorise une

porosité permettant une meilleure circulation de l'eau, par la suite bénéfique au déplacement et à la mobilité des organismes du sol. La modification de la taille des pores affecte également l'aération des sols et l'environnement physique des organismes. Par exemple, Visser (1985) suggère que la croissance fongique est meilleure dans les pores larges, qui permettent la sporulation, et qui sont mieux aérés. La structure plus compacte des sols soumis aux TCSL favoriserait le développement des organismes de petite taille. Par exemple, Van Amelswoort et al. (1988) ont démontré qu'un sol plus dense était corrélé à une présence de collemboles de petite taille, comme par exemple *Tullbergia krausbaueri* et *Neelus minimus* (espèces endogées).

L'instauration des TCSL aboutit à une nouvelle distribution de la matière organique dont les teneurs augmentent en surface. Or, les lombriciens et arthropodes du sol sont des décomposeurs et l'une de leur principale fonction consiste à dégrader la matière organique. Ils font partie intégrante des systèmes biologique de régulation de la décomposition de la matière organique dans les sols (El Titi and Ipach 1989). Ils sont donc fortement dépendants de la qualité et de la quantité de cette matière organique et leur développement est en conséquence influencé par les TCSL. Par ailleurs le développement d'un mulch (nourriture et protection) peut induire la prolifération de certaines espèces : limaces (Sandal, 2004; Bout, 2004), carabes, araignées et nématodes (Rougon et al, 2001; Bout, 2004; Andersen, 1995). Les TCSL affectent donc la dynamique des populations de certaines espèces, notamment celles qui sont sensibles aux perturbations du milieu occasionnées par le labour. Parmi ces espèces figurent les vers de terre anéciques dont les galeries participent de manière importante à la création de porosité et de maintien de la structure. Par ailleurs, les vers de terre permettent un brassage de la matière organique avec les minéraux et l'activation des microorganismes impliqués dans la minéralisation. D'une manière générale, l'ensemble des invertébrés du sol sont impliqués dans la stabilisation de la structure, la minéralisation de la matière organique, la dispersion des microorganismes vers de nouvelles niches écologiques, la régulation des pathogènes et des agents antagonistes (prédateurs et parasites (El Titi, 2003b).

L'influence des TLS sur la dynamique des populations affecte également les populations de microorganismes. Les facteurs qui influencent le développement des microorganismes sont les ressources disponibles (répartition de la matière organique essentiellement), l'intégrité physique de l'habitat et des autres populations d'organismes en interaction avec les microorganismes (ex vers de terre, racines). Les modifications des densités et des structures des communautés microbiennes vont se traduire par une modification de la minéralisation et conduire à la stabilisation de la structure.

Les traits de vie des espèces constituent un élément fondamental pour comprendre l'impact du travail du sol sur la biodiversité des organismes du sol. Concernant les vers de terre, on peut aisément distinguer les vers épigés, évoluant en surface et fortement influencés par les teneurs en matière organique, les endogés, vivant en profondeur et essentiellement géophage et les anéciques évoluant sur tout le profil de sol (Kladivko 2001). Ainsi Shuster & Edwards (2003) rapportent que les espèces épigées sont généralement plus sensibles aux changements de pratiques, une diminution du labour permettant généralement de conserver une teneur en eau et en matières organiques plus élevées en surface. Les espèces endogées et anéciques seraient moins sensibles à ces modifications de pratiques car elles auraient la possibilité de se réfugier vers des horizons plus favorables. Une classification similaire à celle des vers de terre existe pour les collemboles (Gisin, 1943) et les mêmes observations sont reportées, un labour profond induisant une diminution plus importante de l'abondance des espèces épigées par rapport aux endogées (El Titi, 2003). Cependant, si les espèces épigées sont généralement affectées directement et donc fortement par le travail du sol effectué en surface, certaines d'entre elles ont des capacités de recolonisation très rapides qui leur permettent de revenir rapidement à leur abondance initiale. Ces observations suggèrent que la flexibilité des espèces, leurs capacités d'adaptation constitueraient un critère majeur de réponses aux différentes techniques de travail du sol. Différentes classifications fonctionnelles existent pour les microarthropodes. Les classifications basées sur le régime alimentaire pourraient être également utilisées pour déterminer l'impact des TCSL sur les microarthropodes du sol. En effet les TCSL affectent la distribution et la qualité de la matière organique, principale source alimentaire des micorarthropodes et justifie le recours à ce genre de classification. Par exemple, les acariens Oribates sont classés selon leur capacités à digérer des tissus fongiques ou végétaux c'est-à-dire la cellulose (composé majoritaire des parois des végétaux supérieurs), la chitine (composé rencontré dans les parois des cellules fongiques) et le tréhalose (composé présent dans le contenu cellulaire des cellules fongiques) (cf. par exemple la classification de (Siepel, 1994).



### III. Impact des TCSL sur les indicateurs de qualité du sol

#### 1. Constituants organiques

##### 1.1. Teneur en matière organique (cf annexe 1)

L'impact des TCSL sur la teneur en matière organique dans les sols a été amplement étudié, notamment pour évaluer les capacités de stockage de C du sol. Outre les problèmes de profondeur d'échantillonnage et de calcul de teneur en matière organique mentionné par le groupe de travail 'Gaz à effet de serre', les unités employées ne sont pas les mêmes selon le contexte de l'étude : les études effectuées dans le cadre du changement global climatique fournissent généralement des vitesses de stockage de C par unité de surface, les autres études renseignent sur les teneur en matière organique à l'issue de l'expérimentation par unité de volume ou de surface. Les données de vitesse de stockage de C dans les sols sous TCSL issues de la littérature internationale sont données à titre indicatif dans un premier temps, les données de teneurs en matière organique au sens strict issues des études françaises et des pays limitrophes constituent la deuxième partie de ce sous chapitre.

Les synthèses bibliographiques basées essentiellement sur des données issues de la littérature américaine fournissent une valeur de stockage de C moyen sous TLS comprise entre 10 et 60 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> : Balesdent (2002) calcule un taux de stockage moyen de 20 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>, West et Post (2002) déterminent à partir de 67 références un taux de stockage de carbone compris d'environ 50 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> et Follett 2001 in (West et Post 2002) concluent à un stockage compris entre 10 et 60 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>. Une synthèse de Paustian et al. (1997 in West et Post 2002), réalisée à partir de 39 expériences menée en Amérique du Nord et Europe, permet de déterminer un stockage moyen de 22 de g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>. Les valeurs d'augmentation de teneur en carbone par West and Post (2002) permettent de calculer quelques valeurs de stockage annuel en Europe : le stockage apparaît faible dans l'étude Allemande de Tebrügge et Düring (1999) (4 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) et bien plus importante dans une étude Ecossaise (120 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> Soane et Ball (1998) in West and Post 2002). La seule étude conduite en France (Boigneville) témoigne d'un stockage de carbone relativement faible : 10 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> (Balesdent 2002). Les données de stockage de C concernant le travail simplifié sont contrastées. A partir de l'analyse de données de 29 expériences, West et Post (2002) ne trouvent pas de différence significative de teneur de C dans des sols en travail réduit et pour des sols en travail conventionnel. Une faible augmentation de teneur de C en travail réduit par rapport à un sol labouré est pourtant parfois observée (Boressen et Njos in West et Post 2002 ; Balesdent 2002). Balesdent (2002) montre par simulation qu'un travail effectué sur les premier 5 cm du sol entraîne une réduction de stockage de C de 25% en cas de faible restitution de matière organique de la culture au sol.

En France et dans les pays limitrophes, de nombreuses études montrent une augmentation des teneurs en matières organique à faible profondeur en semis direct (Fig. 2 et 3). L'augmentation de teneur en carbone varie entre 15% et 100% et a été observée en Allemagne (Düring et Gäth, 2002 ; Grocholl in Tebrügge et Düring, 1999 ; Frede et al., 1994), en Espagne (Lopez Bedillo et al., 1997 ; Diaz-Ravina et al., 2005 ; Enrique et al., 2001 ; Bescansa et al., 2006 ; Hernanz et al., 2002 et Martin Rueda et al., 2007), au Royaume Unis (Stengel et al., 1984 ; Douglas et al., 1986 ; Guerif, 1989 ; Ball et al., 1996 ; Ball et al., 1997) et en France (Stengel et al., 1984 ; Balesdent et al., 1990 ; Oort et al., 2007). Ces variations peuvent être très importantes en surface et diminue en profondeur. Quelques rares études montrent un effet non significatif du semis direct sur la teneur en matière organique en surface (Lopez-Bedillo et al., 1997 ; Anken et al., 2004) ou une diminution de la matière organique sous semis direct (Gomez et al., 2004). Une augmentation plus modérée (inférieure à 25%) est généralement observée en travail superficiel (Guerif, 1989 ; Maillard et al., 1994 ; Hoffmann et al., 1996 ; Friedel et al., 1996 ; Ball et al., 1996 ; Ahl et al., 1998 ; Moreno et al., 2006). Quelques augmentations plus importantes des teneurs ont été rapportées (Stockfisch et al., 1999 ; Piovaneli et al., 2006 ; Murillo et al., 1998 ; Murillo et al., 2006 ; Reuter et al., 2000) ainsi qu'un cas de différence non significative (Anken et al., 2004). En pseudo labour, Maillard et al. (1994), Enrique et al. (2001), Dumontet et al. (2001) et Martin Rueda et al., (2007) observent une augmentation des teneurs en carbone inférieures à 30% tandis que Anken et al., (1994) et Hernanz et al., 2002 ne mesurent pas de différence significative.

Figure 2 : Variation de teneur carbone du sol comparée au sol labouré, en fonction de la durée de l'essai dans les publications recensées (Annexe 1)

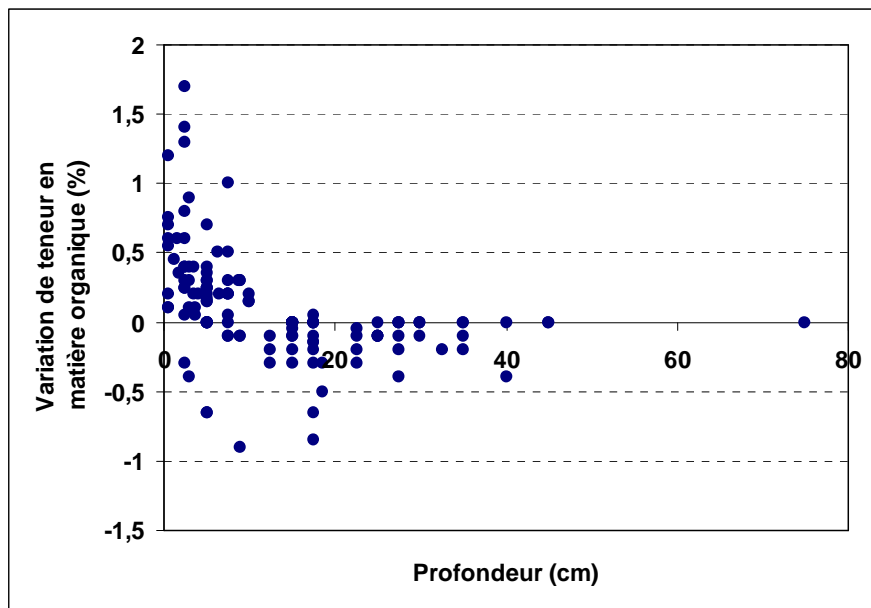
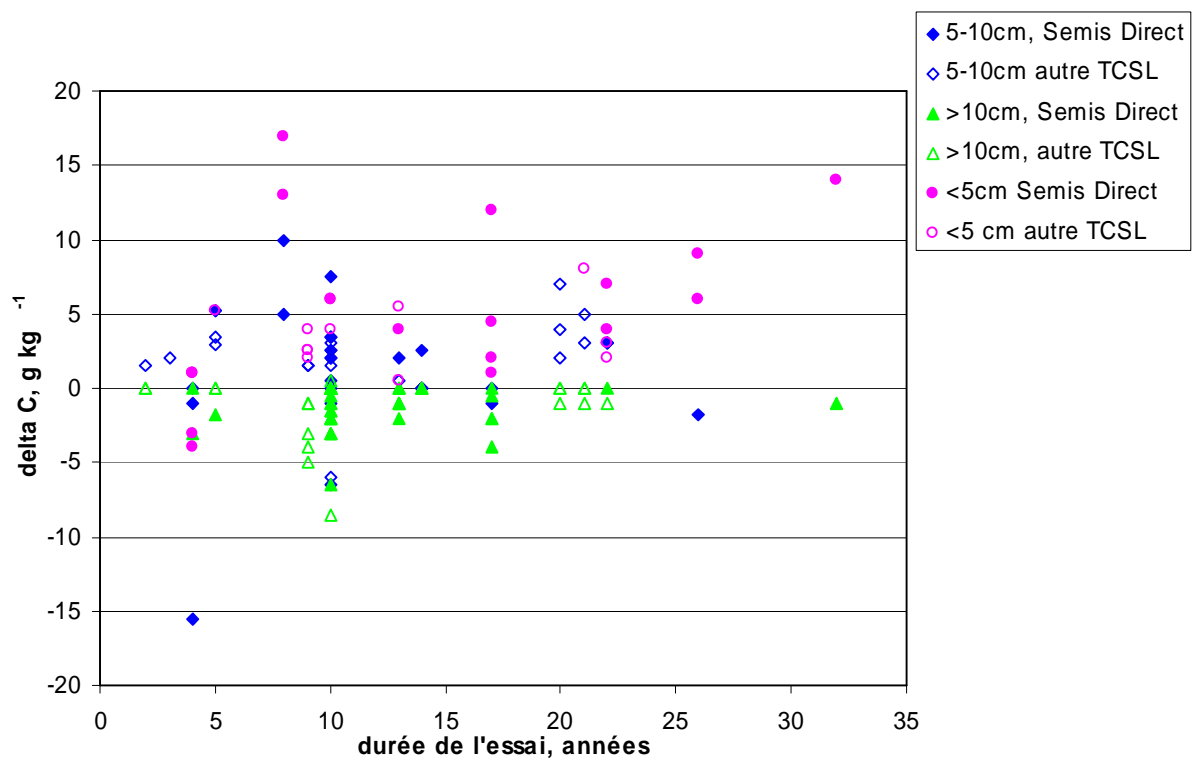


Figure 3 : Variation de teneur en matière organique du sol en TCSL comparée au sol labouré, en fonction de la profondeur d'échantillonnage dans les publications recensées (Annexe 1)





Le stockage de C dans le sol sous TCSL ne serait pas linéaire dans le temps. De nombreux auteurs mentionnent un temps de latence suite à l'instauration des TLS de 5 ans (Kern et Johnson 1993 in (West et Post 2002) Lal et al., 1991 in (West et Post 2002) ; (West et Post 2002). West et Post (2002) déterminent un pic de stockage entre 5 et 10 ans et un nouvel équilibre de teneur en C atteint au bout 15-20 ans. Kern et Johnson (in West and Post 2002) calcule un équilibre atteint en 10-20 ans alors que Lal et al. 1998 (in West et Post, 2002) détermine une durée de stockage plus longue (25-30 ans). West et Post (2002) n'observent pas de corrélation significative entre les variables climatiques et le taux de séquestration de C dans les sols sous TCSL. Pourtant les estimations de durées de stockage de C calculée en Europe paraissent plus longues que les estimations mentionnées ci dessus : Smith et al. (1998 in West et Post 2002) détermine un équilibre de teneur en C atteint 50-100 ans après le passage aux TCSL et dans l'étude française, Balesdent (2002) calcule une durée de stockage de 100 ans. Les données issues des études menées en France et dans le pays limitrophes permettent de retrouver un temps de latence de 5 ans avant l'observation d'une augmentation de teneur en C sous TCSL (Figure 2). En revanche, peu d'essais de longue durée sont actuellement disponibles et il apparaît impossible de définir une durée d'atteinte d'un équilibre de stockage de C à partir de ces données.

### 1.2. Stratification de la matière organique (cf annexe 1)

Pratiquement toutes les études montrent un gradient de teneur en C décroissant avec la profondeur de sol considérée sous TCSL (Guérif 1994; Kay et VandenBygaart 2002; West et Post 2002). A partir de données de la littérature, Kern et Johnson (in West et Post 2002) calculent une différence de teneur en matière organique entre sols non travaillés et sols labourés essentiellement dans les 8 premiers centimètres du sol, moindre entre 8 et 15 cm et non significative sous 15cm. Similairement, West et Post (2002) montrent une augmentation de  $482 \pm 87 \text{ g m}^{-2}$  dans les 7 premiers centimètres, de  $73 \pm 57 \text{ g m}^{-2}$  entre 7 et 15 cm et pas de différence en dessous de 15cm. L'augmentation de teneur en C dans les premiers centimètres du sol se fait parfois aux dépens de la couche de sol inférieure (Guérif 1994). Après 3 années d'expérimentations, Mc Carty et al ; 1998 (in (Kay et VandenBygaart 2002)) mesurent une augmentation de teneur de C sur 0-5cm mais une diminution sur 12.5-20cm. De la même manière Angers et al. 1997 (in (Kay et VandenBygaart 2002)) observent après 3 à 11 ans d'expérimentation une augmentation de la teneur de C dans les sols non travaillés sur 0-10cm, une diminution sur 20-40cm et pas de différence avec les sols labourés à 40-60cm.

Les données issues de la littérature française et des pays limitrophes montrent également une faible accumulation de C en profondeur (Figure 3). Les différences avec le labour peuvent être non significatives en profondeur, i.e. entre 5 et 20 cm selon les auteurs (Balesdent et al., 1990 ; Maillard et al., 1994 ; Ball et al., 1997 ; Grocholl in Tebrügge et Düring, 1999 ; Düring et Gäth, 2002 ; Bescansa et al., 2006, Oort et al., 2007). Une plus faible teneur en matière organique en profondeur (entre 5 et 30cm selon les études) sous semis direct par rapport au sol labouré a également été montré : cette diminution est souvent inférieure à 15% (Frede et al., 1994 ; Ball et al., 1996) mais une diminution plus importante (35% a été rapportée par Douglas et al., 1986). Les différences entre travail superficiel ou pseudo labour et labour sont également non significatives pour des profondeurs comprises entre 5 et 15cm (Maillard et al., 1994 ; Hoffmann et al., 1996 ; Friedel et al., 1996 ; Murillo et al., 1998 ; Bescansa et al., 2006 ; Moreno et al., 2006) et des diminutions relativement importante ont été observée par Ahl et al., 1998).

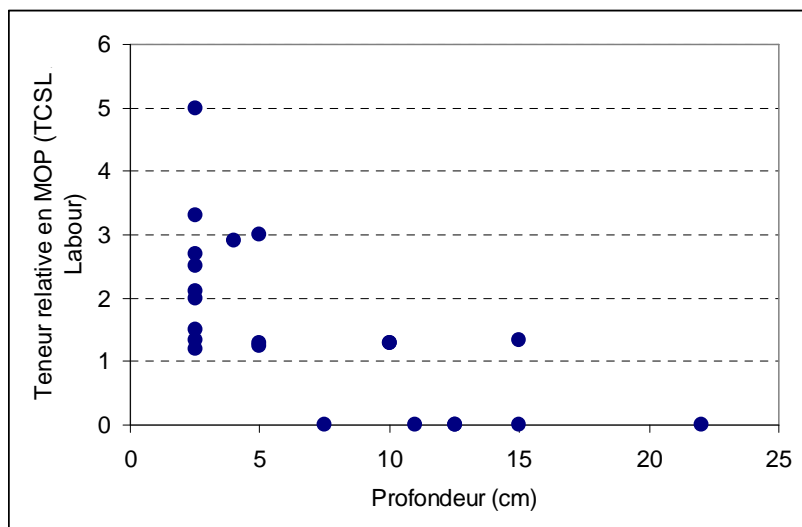
### 1.3. Qualité de la matière organique (cf annexe 2)

Peu d'études européennes portent sur l'impact des TCSL sur la qualité de la matière organique et des travaux menés en Amérique du Nord ont donc été intégrés. La plupart de ces études comparent semis direct et labour. Des travaux menés en France portent sur les matières organiques particulières (MOP) (Puget et al., 1996 et 1999 ; Balabane et al., 2005 Oort et al., 2007), le carbone extractible à l'eau et à l'acide, et sur les teneurs en sucre (Puget et al., 1999). Au niveau des pays limitrophes, une étude menée en Ecosse apportent des informations sur les sucres sous TCSL (Ball et al., 1996) et une étude conduite en Italie porte sur le carbone extractible à l'eau et le carbone humifié (Piovanelli et al., 1995).

Les matières organiques particulières (MOP) sont un indicateur de la teneur en matière organique facilement minéralisable. De nombreux auteurs observent une augmentation importante (20% à 5 fois plus) de teneur de C dans les MOP sous semis direct (Balabane et al., 2005 ; Oorts et al, 2007 ; Six et al., 1999 ; Wander et Bidart, 2000 ; Wander et Xang, 2000 ; Liebig et al., 2004 ; Chan, 2001 ; Franzluebbbers et Arshad 1997 ; Needelman et al., 1999 ; Puget et al., 1995 et 1999 ; Denef et al., 2004 ; Tan et al., 2007). Cette accumulation de MOP est essentiellement localisée en surface (Figure 4) : Balabane et al., (2005), Oorts et al. (2007), Franzluebbbers et Arshad (1997), Wander et Xang (2000) et Denef et al. (2004) ne mesurent pas de différences entre labour (ou pseudo labour) et semis direct en dessous de 5 cm, et Needelman et al.,

(1999), Deneff et al. (2004) et Tan et al. (2007) mesurent une diminution de C dans les MOP sous semis direct en profondeur. Balabane et al. (2005) ont montré pour l'essai de Boigneville, une accumulation de C-MOP dans l'horizon 0-5 cm du sol sous travail superficiel et semis direct, mais aucune variation lorsque l'on considère l'horizon 0-30 cm. En travail superficiel, Puget et al. (1996) observent également une augmentation de C dans les MOP, mais cette augmentation reste modérée comparée au semis direct. En surface (0-5 cm) les MOP représentent une proportion plus importante du C du sol sous semis direct que sous labour (par ex. Balabane et al. 2005 1,5 à 2x plus) : il y a donc une qualité des MO différente en surface et pas seulement une accumulation des MO en surface.

Figure 4 : Abondance relative des matières organiques particulaires dans les sols (semis direct/labour) en fonction de la profondeur



Les teneurs en C extractible à l'eau, à l'acide et de C humifiées augmentent également sous TCSL pour les horizons les plus superficiels. Cette augmentation est plus importante sous semis direct que sous travail superficiel ou pseudo labour (Ball et al., 1996 ; Anger et al., 1993 ; Puget et al., 1999 ; Piovanelli et al., 2006). En profondeur une diminution par rapport au labour peut être observée (Angers et al., 1993 ; Piovanelli et al., 2005). Les quelques études portant sur l'effet des TCSL sur les sucres montrent une augmentation des teneurs. Arshad et al. (1990) mesurent une légère augmentation des teneurs en sucres sous semis direct par rapport au pseudo labour. Ball et al. (1996) montrent des résultats similaires en travail superficiel et en labour. Puget et al. (1999) montrent pour l'essai de Boigneville une très forte augmentation des teneurs en sucre sous semis direct, dans le cas de l'horizon 2-3 cm avec une augmentation du rapport entre les teneurs en mannose et xylose, indiquant une origine microbienne plus marquée des sucres sous semis direct.

## 2. Propriétés physiques

### 2.1. Etat structural

Tableau 4 : Nombre de cas où une augmentation (↗) une diminution (↘) ou un effet non significatif (→) est rapporté pour l'impact des TCSL sur les indicateurs de l'état structural et nombre de références consultées (n)

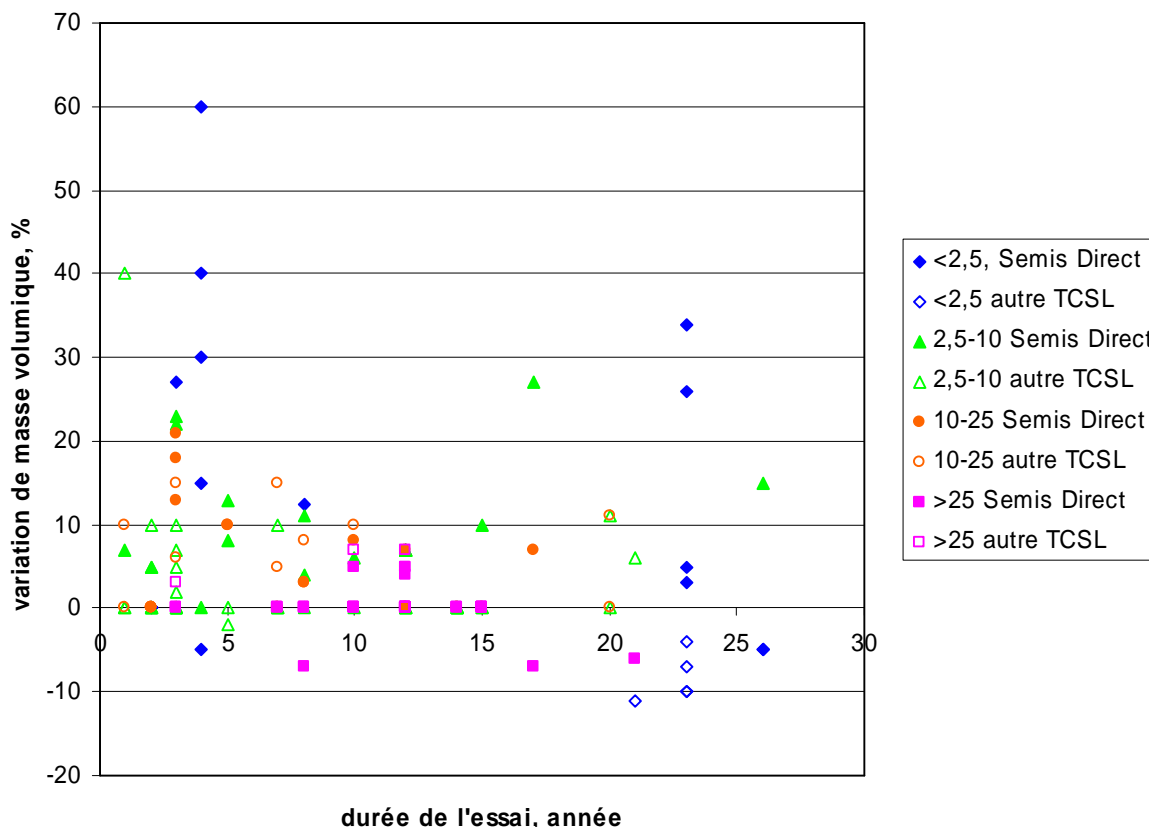
Indicateurs	↗	→	↘	n
Masse volumique	26	34	10	33
Macropores	1	10	19	12
Mésopores	1	2	1	2
Ø moyen des agrégats	9	4	0	7
>2mm	6	5	0	6
250µm-2mm	4	3	1	5
53-250µm	0	4	2	4
<53µm	0	3	4	3

### 2.1.1. Porosité totale / Masse volumique du sol (cf annexe 3)

La littérature traitant des variations de porosité totale ou de masse volumique (densité apparente) dans la zone géographique choisie est relativement abondante (Tableau 4), toutefois les principales observations d'une synthèse internationale (Kay et VandenBygaart 2002) et d'une synthèse du Nord de l'Europe (Rasmussen 1999) sont reprises dans ce paragraphe. L'impact des TCSL sur la masse volumique du sol apparaît assez variable selon les situations (Tableau 4) même si l'on note une tendance à l'augmentation de la masse volumique. En semis direct ; cette augmentation a été observée en Espagne (Gomez et al., 1999 ; Gomez et al., 2004 ; Bescansa et al., 2006 ; Enrique et al., 2001 ; Pelegrin et al., 1990) en Allemagne (Ehlers et al., 1983, Tebrügge et Düring, 1999), en Suisse (Chassot et al, 2001), en Ecosse (Ball et al., 1994 ; Pidgeon, 1981 ; Ball et al, 1997) et en Angleterre (Douglas et al., 1986). L'augmentation relative par rapport à un sol labouré varie entre quelques pourcent à 30% maximum. Cependant, dans 40% des situations recensées, on n'observe pas de différence significative de masse volumique du sol entre semis direct et labour et, dans certains cas, les auteurs rapportent une diminution de masse volumique en semis direct (Douglas *et al.* 1986 ; Tebrügge & Düring, 1999). Les variations de densité sous travail superficiel sont la plupart du temps non significatives (Sharma et al., 1985 ; Douglas et al., 1986 ; Pelegrin et al, 1990 ; Braim et al., 1992 ; Chamen et Longstaff, 1995 ; Comegna et al., 1990 ; Friedel et al., 1996 ; Hernanz et Sanchez-Giron, 2000 ; Horn, 2004 ; Anken et al., 2004 ; Bescansa et al., 2006). On observe parfois une augmentation de masse volumique moins prononcée qu'avec le semis direct (Pidgeon, 1981 ; Douglas et al., 1986 ; Maillard et al., 1994, Bonari et al., 1995 ; Moreno et al., 1997 ; Moreno et al., 2000 ; Bescansa et al., 2006) et une diminution de densité inférieure à 10% est observée par Ball et al. (1994). Ces résultats moins marqués que pour le semis direct proviennent du fait que toutes les techniques de travail superficiel maintiennent une activité de fragmentation du sol plus ou moins importante. Les quelques études sur le pseudo labour montrent également de faibles variations de densité par rapport au sol labouré (Pellegrin et al., 1990 ; Enrique et al., 2001 ; Hernanz et al., 2002 ; Anken et al., 2004).

Cette diversité de résultat provient tout d'abord de l'horizon de sol considéré pour les mesures. Les diminutions de porosité observées sous semis direct concernent généralement la couche 5 – 20 cm (Kay et VandenBygaart 2002; Rasmussen 1999). En surface (0-5cm), la porosité d'un sol sous TCSL peut être similaire voire supérieure à celle d'un sol équivalent labouré, en raison de la présence des résidus en surface et de l'augmentation des teneurs en matière organique (Guérif 1994 ; Kay et VandenBygaart 2002). Cette diminution de masse volumique en surface est observée en semis direct par Ball et al. (1996) et Tebrügge et Düring (1999) et en travail superficiel par Ball et al. (1996) et Stockfisch et al. (1999). Les TCSL peuvent aboutir à une diminution de la porosité totale sous la zone travaillée (Douglas et al., 1986 ; Riley et al., (1994), Rydberg (1986), Njos et Borresen (1988) in Rasmussen 1999 ; Bescansa et al. 2006). Au niveau équivalent au fond des sols labouré, le non travail permet de maintenir un volume de pores sans discontinuité (Guérif 1994) : les chenaux de vers de terre profonds peuvent même aboutir à la disparition progressive de l'ex fond de labour (Hangen et al. 2001). Une diminution de masse volumique est effectivement observée par Ehlers et al. (1983), Douglas et al. (1986), Stockfisch et al. (1999) et Tebrügge et Düring (1999).

Figure 5 : Variation de masse volumique ( $(M_{V_{TCSL}} - M_{V_{labour}}) / M_{V_{labour}}$ ) comparée au sol labouré, en fonction de la durée de l'essai dans les publications recensées (Annexe 3)



Un autre facteur important est l'âge de l'essai sur lesquelles ont été faites les mesures. Ainsi, dans les publications recensées, on observe une augmentation de la masse volumique en semis direct comparé au labour dans 70% des cas quand la différenciation date de moins de 10 ans, mais cette proportion tombe à 25% quand l'essai a plus de 10 ans (Figure 5). Cela renvoie à l'existence d'une phase de transition mentionnée par plusieurs auteurs : la diminution de porosité les premières années en raison de la diminution de la fragmentation du sol serait progressivement compensée par une porosité d'origine biologique, résultant de l'accroissement des populations de lombriciens notamment. Toutefois, la durée de cette période de transition est assez différente selon les auteurs. D'après Richard (2001), elle serait de l'ordre de quelques années. Après 14 ans d'expérimentation, Friedel et al. (1996) et Anken et al. (2004) observent effectivement des densités similaires en labour et en semis direct. L'étude conduite en France à Boigneville montre en non travail un pseudo équilibre poral atteint en 3 ans (Guérif 1994). Cependant dans une revue récente, Kay et VandenBygaart (2002) rapportent une différence de porosité totale non systématique pour les expérimentations de moins de 10 ans et systématique après 15 ans de différenciation. La littérature issue de l'aire géographique étudiée permet d'identifier quelques exemples d'augmentation de densité sous semis direct ou travail superficiel pour une durée d'expérimentation supérieure à 15 ans (Ball et al., 1994 ; Maillard et al., 1994 ; Tebrügge et Düring, 1999).

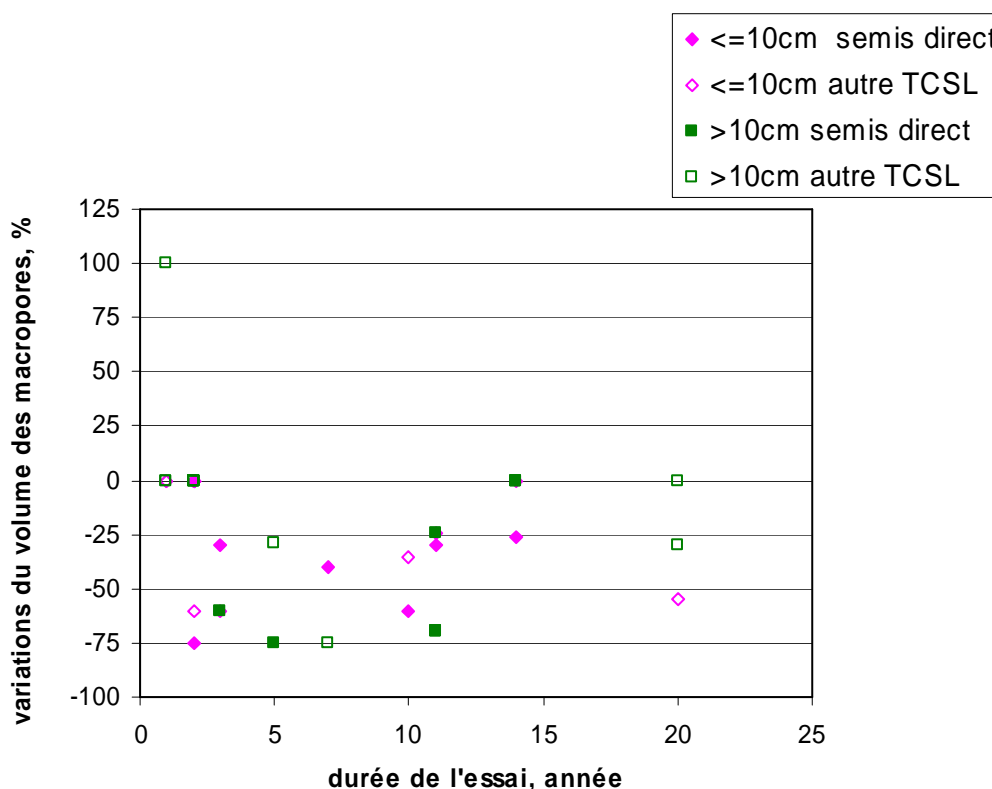
Enfin, la date de mesure apparaît comme un facteur expliquant la diversité des résultats en raison des fluctuations annuelles de porosité. Ainsi, Pelegrin et al. (1990) n'observent pas de différence entre un sol non travaillé et un sol labouré depuis 3 ans, lorsque la densité est mesurée en novembre (juste avant le labour) alors que cette différence s'élève à 20% en juin. Par ailleurs, le compactage qui résulte de la récolte entraîne une diminution brutale de la porosité alors que la régénération climatique et biologique de la porosité est progressive (Richard 2001). Ces fluctuations annuelles résultent donc de la combinaison d'événements instantanés (compactage par les engins, création de porosité mécanique) et progressifs à l'échelle de la campagne (rappuyage du labour, création de porosité biologique) dans les processus de création / destruction de la porosité du sol.

### 2.1.2. Taille des pores (cf annexe 4)

Les études portant sur les variations de distributions de taille des pores suite au passage au TCSL sont relativement peu nombreuses par rapport aux études sur la porosité totale. Seul le diamètre des pores est estimé alors qu'il serait intéressant d'estimer leur connectivité pour la compréhension des flux d'eau et de gaz dans les sols. Par ailleurs, les informations proviennent essentiellement d'études de moins de 15 ans et concernent essentiellement les macropores (Kay et VandenBygaard 2002). De plus, les limites des tailles des pores des différentes classes (macro, méso, micro) ne sont pas similaires d'une étude à l'autre. Kay et VandenBygaard (2002) nomment macropores les pores dont le diamètre est supérieur à 30µm, mésopores les pores dont le diamètre est compris entre 0,2 et 30µm et micropores les pores dont le diamètre est inférieur à 0,2µm. Les données issues des références françaises et des pays limitrophes (cf Annexe 4) témoignent de la diversité des catégories de pores considérées. Dans de nombreuses études, la taille des pores est déduite des caractéristiques de rétention d'eau des sols : d'après Bescansa et al. (2006) un potentiel matriciel de -33kPa correspond à des pores dont la taille est supérieure à 9µm, -50kPa à 6µm et 1500 à 0.2µm. Yavuzcan et al (2005) appliquent une pression de -6kPa qui correspond à une taille de pore de 50µm (Duchaufour, 2001).

Dans leur revue internationale, Kay et VandenBygaard (2002) rapportent des informations contradictoires sur l'impact des TCSL sur les macropores : certains auteurs observent une augmentation des macropores (Shipitalo et Protz (1987), Dress et al. (1994), McGarry et al. (2000) et VandenBygaard (1999) in Kay et VandenBygaard 2002) alors que d'autres mesurent une diminution des macropores sous TCSL (VandenBygaard, 1999 et Azooz et al., 1997 in Kay et VandenBygaard 2002). Dans leur revue, Kay et VandenBygaard (2002) concluent à une augmentation des pores de diamètre 100-500µm dans les sols non travaillés par rapport aux sols travaillé de manière conventionnelle. De plus, le nombre de biopores (pores ronds de diamètres supérieurs à 500µm) augmentent avec la durée du non travail.

Figure 6 : Variation de masse volumique  $((V_{mTCSL} - V_{m\text{labour}})/V_{m\text{labour}})$  comparée au sol labouré, en fonction de la durée de l'essai dans les publications recensées (Annexe 3)



Les données recensées en France et dans les pays limitrophes (Figure 6) montrent toujours une diminution de macroporosité mais dans des proportions très variables (de quelques pourcents à 4 fois moins). Plusieurs facteurs permettent d'expliquer cette diversité de réponse :

- L'intensité de travail du sol : lorsque le travail superficiel et le semis direct sont comparés au labour sur le même essai on observe très souvent une diminution plus importante en semis direct (Pidgeon, 1981 ; Douglas et al., 1986 ; Hallaire et al., 2004, Bescansa et al. 2006).

- La profondeur de mesure : en Italie, Pagliai et al. (1995 in Kay et VandenBygaart 2002) ne mesurent pas de différence de macroporosité ( $>50\mu\text{m}$ ) sur 0-10cm entre des sols en travail superficiel et des sols labourés. En revanche, à 20-30cm, le sol limoneux en travail superficiel présente 10% de macroporosité de plus que le sol labouré. Dans le sol argileux, aucune différence de macroporosité entre les deux traitements n'est mesurée à 20-30 cm. En Suisse, Anken et al (2004) observent une diminution de 25% du volume des macropores dans le non travaillé comparé au sol labouré ou en travail superficiel lorsque la mesure est effectuée entre 5 et 8 cm de profondeur. Aucune différence significative n'est en revanche mesurée à des profondeurs plus importantes.
- La date de mesure : le volume des macropores évolue au cours de l'année et la différence importante entre semis direct et sol labouré observée en automne après labour peut être plus faible en fin d'hiver, en raison d'une diminution naturelle de la porosité, plus importante dans le cas du sol labouré qu'en semis direct (Mackie-Dawson et al., 1989).

Peu d'informations sont disponibles sur la cinétique de l'évolution des pores en TCSL. L'évolution des différentes classes de porosités devrait dépendre, au moins en partie, de la texture des sols. Cependant d'après Kay et VandenBygaart (2002), les données de la littérature actuellement disponible ne permettent pas de faire le lien entre texture et l'évolution des diamètres des pores en TCSL.

Très peu d'informations concernant les variations de volume des micropores sous TCSL sont disponibles dans la littérature internationale. Peu d'informations ont également été trouvées en France et dans les pays limitrophes sur les mésopores et quelques synthèses internationales ont été intégrées à cette étude. Une synthèse internationale (Kay et VandenBygaart ; 2002) et une synthèse réalisée à partir d'études conduites dans les pays scandinaves (Rasmussen, 1999) rapportent une diminution du volume des mésopores sous TCSL. Le travail superficiel peut également aboutir à une augmentation du volume des mésopores (Hussein et al., 1998 in Kay et VandenBygaart, 2002)). Aucune étude concernant l'influence des TCSL sur les variations du volume des mésopores en France n'a été trouvée et des résultats contradictoires sont observés dans les quelques études réalisées dans les pays frontaliers (Tab. 3) : Bescansa et al. (2006) montrent en Espagne une augmentation importante des mésopores ( $0.2\mu\text{m}$ - $9\mu\text{m}$ ) dans les sols non travaillés comparés au sol travaillés (labour et travail superficiel) alors que Yavuzcan et al. (2005) en Allemagne mesure 2 fois moins de mésopores dans le sol sous travail superficiel à 25cm dans qu'en sol labouré. Lorsqu'elle est constatée, cette augmentation du volume des mésopores se traduit par une diminution de la porosité à l'air et une augmentation du volume d'eau disponible (Rasmussen, 1984 in Rasmussen 1999).

### **2.1.3. Taille des agrégats (cf annexe 5)**

Peu d'études européennes portent sur l'influence des TCSL sur la taille des agrégats. Deux types d'informations peuvent être présentés pour évaluer l'impact de pratique culturale sur la taille des agrégats : le diamètre moyen des agrégats et la distribution des différentes classes d'agrégats. La diminution de l'intensité de fragmentation sous TCSL a pour conséquence une augmentation de la proportion des macro agrégats aux dépens des agrégats de plus petites tailles entraînant ainsi une augmentation du diamètre moyen des agrégats (Tableau 3). Les données issues d'Amérique du Nord montrent en général une augmentation de la taille moyenne des agrégats comprise entre 15 et 40% (Yang et Wander, 1998 ; Arshad et al., 1994 ; Angers et al., 1993) en semis direct et pas d'effet significatif du travail superficiel ou du pseudo labour. En Angleterre, Ball et al. (1996) observent dans le premier centimètre du sol, une très forte augmentation du diamètre moyen des agrégats en semis direct (2 fois plus) par rapport au sol labouré et une augmentation plus modérée dans les sols en pseudo labour et en travail superficiel (40%). En France, Oorts et al. (2007) mesurent sur 0-5cm également un diamètre moyen des agrégats 2 fois plus important sous semis direct qu'en labour, et une augmentation plus modérée en profondeur. Richard et al. (1995) ont comparé sur différents sols des environs de Laon l'influence du labour de printemps sur la taille des agrégats. Ces auteurs observent une diminution de la taille des agrégats sur les sols labourés comparés au sol pour lequel le labour de printemps a été supprimé.

La diminution de l'intensité du travail du sol induit une augmentation importante de la proportions des macroagrégats : Wright et Hons (2005 a et b) et Mikha et Rice (2004) et Angers et al, 1992) mesurent 50% à 4 fois plus pour d'agrégats de taille supérieures à 2mm, et 25 à 40% d'agrégats dont la taille est comprise entre  $250\mu\text{m}$  et 2mm dans les sols non travaillés que dans les sols labourés ou travaillés avec chisel. Cette augmentation de ces classes d'agrégats se fait au détriment des agrégats dont la taille est inférieure à  $250\mu\text{m}$ , plus nombreux dans les sols travaillés. Ces différences sont généralement reportées pour les premiers 5 cm du sol et les rares mesures effectuées en dessous de 5 cm (Wright et Hons, 2005 a et b) ne montrent pas de différence entre TCSL et labour. Sur une courte expérimentation dans l'Aveyron (2.5 mois) Barthès et al. (1998) observent également une augmentation de 20% de la proportion de macroagrégats en semis direct aux dépens des mésoagrégats et des microagrégats. Des différences plus contrastées sont mesurées à Boigneville : Oorst et al. (2007) mesurent 2 fois plus d'agrégats supérieurs à 2mm en semis

direct qu'en labour, une augmentation de 60% de la proportion des agrégats dont la taille est comprise entre 0.25mm et 2mm et une diminution de 25% des mesoagrégats.

## 2.2. Comportement physique des sols

Tableau 5 : Nombre de cas où une augmentation (↗) une diminution (↘) ou un effet non significatif (→) est rapporté pour l'impact des TCSL sur les indicateurs du comportement physique des sols et nombre de références consultées (n)

Indicateurs	↗	→	↘	n
Stabilité des agrégats	15	9	3	12
Résistance à la pénétration	21	11	1	17
Résistance à la Compaction	4	3	1	5

### 2.2.1. Stabilité des agrégats (cf annexe 6)

L'augmentation de la stabilité structurale sous TCSL a été montrée par de nombreux auteurs pour des agrégats situés à proximité de la surface du sol (Angers et al. 1998; Arshad et al. 1999; Balabane and al. 2005; Beare et al. 1994; Puget et al. 1995; Six et al. 1998); Schjonning and Rasmussen 1981 in (Rasmussen 1999) Rydberg 1986 in (Rasmussen 1999). Peu d'articles français (Balabane et al. 2005, Chenu et al. 2004, Puget et al. 1995) ou issu des pays limitrophes portent sur l'impact des TCSL sur la stabilité des agrégats, aussi, quelques références issues des Etats-Unis ont été intégrées ici. Une augmentation de la stabilité des agrégats a souvent été observée sous TCSL (Tableau 4). La diminution de fragmentation et l'augmentation des teneurs en matière organique dans les premiers centimètres du sol favorisent la préservation et la formation d'agrégats stables. Au Etats-Unis, Yang et Wander (1998) rapportent une augmentation de la stabilité des agrégats entre 35 et 40% en non labour et pas de différences significatives en travail superficiel. Rhoton et al. (2002) observent de plus grandes différences entre sol non travaillé et pseudo labour : une stabilité des agrégats deux fois plus grande est mesurée dans le sol non travaillé par rapport à un sol en pseudolabour. Les différences sont significatives sur des profondeurs variables selon la culture : entre 0 et 3 cm sous une culture de maïs et entre 0 et 7 cm sous une culture de coton (Rhoton et al., 2002). Paradoxalement, une étude publiée précédemment par les mêmes auteurs (Rhoton et al, 1993), ne mettait pas en évidence de différence significative entre sol labouré et semis direct pour des sols différents de l'étude de 2002 et sous culture de soja ou sorgho.

Un ensemble d'études menées en France (Boigneville) et au Royaume Unis permettent d'observer une stabilité des agrégats deux fois plus importante en semis direct qu'en sol labouré pour le sol de Boigneville et pour 9 des 13 sols étudiés au Royaume Unis (Stengel et al, 1984). Une augmentation similaire de la stabilité des agrégats en semis direct a également été rapportée par Douglas et al. (1986), Gruber (1993 in Tebrügge et Düring, 1999). En revanche Barthès et al. (1999) mesurent en France une augmentation plus modérée de la stabilité des agrégats sous TCSL (entre 5 et 50%). Une augmentation également importante est observée en travail superficiel par Friedel et al. (1996), Douglas et al. (1986) et Gruber (1993 in Tebrügge et Düring, 1999) contrairement à Pagliai et al. (1995) et Maillard et al. (1994). En sol limoneux cultivé, l'implantation d'un semis direct et d'un labour superficiel à Boigneville s'accompagnent d'une augmentation de la stabilité structurale dans les 5 cm de surface du sol (Chenu et al. 2004 x 1.8 en 30 ans ; Balabane et al, 2005 ; Puget et al. 1995). Lorsque le semis direct est accompagné d'une couverture végétale permanente, l'augmentation de stabilité structurale est rapide (3 ans) et très importante (x 2.1 en 5 ans, là encore dans les 5 cm de surface) (Chenu et al. 2004 ; Balabane et al, 2005).

Une étude comparant labour et pseudo labour montre également une légère augmentation de la stabilité des agrégats en pseudo labour (Maillard et al., 1994). En revanche, Hernanz et al. (2002) mesurent peu de variations de stabilité des agrégats entre labour, pseudo labour et semis direct et Gomez et al. (2004) observe une diminution de 20% de la stabilité des agrégats dans un sol non travaillé par rapport à un sol labouré dans une oliveraie en Espagne. La comparaison des durées des expérimentations et des textures des sols de ces différentes études n'a pas permis de mettre en évidence une relation entre ces paramètres et les variations de stabilité des agrégats sous TCSL. Cependant, quelques études montrent que la stabilité des agrégats mesurée est également susceptible de varier en fonction du type de culture pratiqué (Hernanz et al., 2002), de la date d'échantillonnage (Douglas et al., 1986) de la profondeur d'échantillonnage (Maillard et al., 1984) et de la teneur en argile du sol (Gruber, 1993 in Tebrügge et Düring, 1999).

L'augmentation de la stabilité des agrégats améliore la stabilité structurale dans son ensemble ce qui a pour conséquence une diminution de l'érosion et du ruissellement et une augmentation de la portance et de la résistance à la compaction du sol.

### **2.2.2. Résistance du sol à la contrainte (cf annexe 7)**

Les TCSL ont un impact à deux niveaux : (i) sur la contrainte elle-même (diminution du nombre de passage ou de la surface compactée) et (ii) sur le comportement du sol face à cette contrainte. Une diminution de la surface compactée en TCSL est observée aussi bien en grandes cultures (Richard et al., 1995) qu'en sols viticoles (Lagacherie et al., 2006). Plusieurs indicateurs sont utilisés par les auteurs pour caractériser la résistance à la contrainte d'un sol en TCSL : la pénétrabilité, la résistance à la compaction, à la torsion, la portance.

La littérature concernant l'impact des TCSL sur la pénétrabilité en France est inexistante en revanche un nombre important de travaux sur le sujet ont été menés dans les pays limitrophes (Tableau 4). La résistance à la pénétration peut augmenter de manière importante sous semis direct : des travaux effectués en Suisse (Chassot et al., 2001) en Allemagne (Ehlers et al., 1983) en Italie (Pelegrin et al., 1990) et au Royaume Unis (Brain et al., 1992 ; Ball et al., 1994 ; Sharma, 1985) montrent en surface une résistance à la pénétration en semis direct entre 2 et 10 fois plus importante qu'en sol labouré. Cette augmentation de la résistance à la pénétration résulte des modifications de porosité et d'architecture porale induites par les TCSL. Les variations de pénétrabilité entre semis direct et labour sont souvent observées sur une partie importante du profil, jusqu'à 30 cm (Pelegrin et al., 1990 ; Ball et al., 1994 ; Sharma, 1985, Brain et al., 1992) même si ces différences diminuent avec la profondeur (Chassot et al., 2001 ; Ehlers et al., 1983). On note également que cette amplitude de variation est similaire pour des essais de courtes durées (inférieure à 5 ans) et pour des expérimentations plus longues (6 à 23 ans). L'augmentation de la résistance à la pénétration apparaît souvent moins importante en travail superficiel (Bonari et al., 1995 ; Chamen et Longstaff, 1995 ; Yvuzcan et al., 2005). En revanche, une augmentation similaire de résistance à la pénétration est mesurée par Sharma (1985) en semis direct et en travail superficiel.

Les quelques études de stress à la compression ou à la consolidation montrent des résultats contradictoires. En Allemagne, Wierman et al. (2000) observent une diminution de la résistance à la compaction dans un sol travaillé superficiellement comparé au sol labouré : les valeurs sont divisées par 2 à 10 et 20cm et diminuent de 30% à 30cm. Une autre étude réalisée en Allemagne (Horn, 2004) met au contraire en évidence une augmentation de 40% de la résistance à la compaction à 10 et 30cm du sol en travail superficiel par rapport au sol labouré. De la même manière, Anken et al. (2004) mesurent en Suisse une augmentation de ce paramètre de 50% à 15cm de profondeur du sol non travaillé par rapport au labouré, les variations mesurées à d'autres profondeurs n'étant pas significative. Quelques rares études en Ecosse apportent des informations sur l'impact des TCSL sur la résistance du sol mesurée en torsion. Cette résistance est 2 fois plus importante en semis direct depuis 4 ans qu'en labour et 3 fois plus importante en semis direct de 23 ans qu'en labour (Ball et al., 1997). Une augmentation plus modérée (25%) est rapportée par Campbell et al. (1986) entre un sol en semis direct et un sol en travail superficiel.

Peu de travaux ont été effectués sur l'impact des TCSL sur la portance des sols. Dans l'étude conduite en France à Boigneville, (Guérif 1994) observe une augmentation de la portance du sol : la déformation verticale en non travail est de quelques centimètre (5 à 10 cm pour des engins de récolte présentant des pressions au sol de 500 à 600kPa) alors qu'elle peut affecter toute la couche travaillée en labour. L'effet bénéfique des TCSL sur la portance n'est pas systématique, il dépend de l'état initial du sol, des successions de culture, du développement de la culture et des conditions dans lesquelles les pratiques agricoles sont effectuées : un passage d'engins en condition humide (lors d'une récolte par exemple) peut avoir des effets négatifs aussi importants que ceux observés dans les parcelles labourées (Richard 2001).



### 2.3. Flux d'eau (cf annexe 8)

Tableau 6 : Nombre de cas où une augmentation (↗) une diminution (↘) ou un effet non significatif (→) est rapporté pour l'impact des TCSL sur les indicateurs des flux d'eau, de gaz et de chaleur, et nombre de références consultées (n)

Indicateurs	↗	→	↘	n
Teneur en eau	17	14	10	17
Conductivité hydraulique	8	6	6	10
Perméabilité /diffusibilité à l'air	2	3	9	6

#### 2.3.1. Teneur en eau

De nombreux travaux indiquent des variations de teneur en eau sous TCSL mais les observations sont contradictoires (Tableau 6). Certains auteurs rapportent une augmentation relativement importante (10% à 3 fois plus) des teneurs en eau sous semis direct (Enrique et al. 2001, Josa et Hereter, 2001 ; Mackie Dawson et al., 1989 ; Ball et al., 1996 ; Diaz-Ravina, 2005). D'autres auteurs observent également peu de différences (Enrique et al., 2001) ou une diminution inférieure à 25% (Ball et al., 1994 ; Bescansa et al., 2006 ; Sharma, 1985). En travail superficiel, des augmentations de teneur en eau inférieures à 35% ont été rapportés (Moreno et al. 1997 ; Pagliai et al., 1985 ; Bonari et al., 1995 ; Hoffmann et al., 1996 ; Ball et al., 1996 ; Moreno et al., 2000 ; Josa et Hereter, 2001) mais également des différences non significatives (Sharma, 1985 ; Chamen et al., 1995 Moreno et al. 1997 ; Pagliai et al., 1985 ; Ball et al., 1994 ; Bonari et al., 1995 ; Hoffmann et al., 1996 ; Bescansa et al., 2006) et des diminutions de l'ordre de 25% (Bonari et al., 1995 ; Ball et al., 1994).

Des résultats différents peuvent être observés selon la durée de l'essai, la saison et la présence d'une culture. Hoffman et al. (1995) n'observent pas de différence d'humidité entre labour et travail superficiel la première année de différenciation et une diminution de 5% en la 2<sup>ème</sup> année. Mackie Dawson et al. (1989) mesurent une forte augmentation de l'humidité (30 à 50%) en semis direct en automne et en hiver et pas de différences significatives le reste de l'année. Des variations plus aléatoires sont observées pendant la culture. Richard et al. (1995) observent une augmentation de l'humidité de 10 à 25% sur le sol non labouré au moment du semis et pas différences significatives 1 semaine après le semis. De la même manière, Moreno et al. (1997) mesurent en travail superficiel une augmentation de l'humidité de 20% avant l'émergence des plantes et pas de différence après l'émergence. L'absorption d'eau par les plantes modifie le bilan hydrique des sols et peut masquer des différences induites par le mode de travail du sol. Enfin, il existe des différences de profils d'humidité. Hoffmann et al. (1996) rapportent une augmentation d'humidité sous travail superficiel lorsque la mesure est effectuée sur 0-10cm mais une diminution lorsque la mesure est effectuée sur 0-20cm. Les différences observées par Sharma (1985) ne sont significatives que sur les 20 premiers centimètres et Richard et al., 1995 ne mesure pas de différence en dessous de 5 cm. Ces différences d'humidité vont donc essentiellement affecter la germination des plantes et la dynamique des populations des organismes vivant en surface du sol.

#### 2.3.2. Conductivité hydraulique

Peu d'études françaises portent sur l'impact des TCSL sur la conductivité hydraulique. En revanche les travaux réalisés dans les pays limitrophes sont assez abondants mais portent essentiellement sur l'impact du travail superficiel. La diminution de porosité et de macroporosité observée dans les références consultées pour ces indicateurs devrait se traduire par une diminution de la conductivité hydraulique. Seuls quelques travaux montrant une diminution de densité au niveau de la zone de labour laissent imaginer une augmentation de la conductivité hydraulique sous TCSL. Les références concernant cet indicateur montrent pourtant un impact contradictoire du travail superficiel sur la conductivité hydraulique (Tableau 5).

Certains auteurs montre une augmentation de la conductivité hydraulique sous travail superficiel (Moreno et al., 1997 ; Pagliai et al., 1995 ; Wiermann et al., 2000) qui peut être conséquente, entre 3 et 10 fois la valeur de la conductivité hydraulique observée pour le sol labouré. Lorsqu'une diminution est observée elle est en général relativement moins importante entre 3 et 70% (Gomez et al, 1999 ; Horn, 2004 ; Yvuzcan et al., 2005). Des diminutions de facteur 6 et 9 ont cependant été rapportées par Moreno et al. (1997) en travail superficiel et par Pelgrin et al., (1990) en travail superficiel et en semis direct. Les résultats d'une étude française effectuée par Heddadj et al., (2005) montrent une diminution de conductivité hydraulique sous semis direct et travail superficiel par rapport au labour (cf. rapport du groupe Erosion).

L'influence de la texture du sol, de l'âge de l'expérimentation et des pratiques culturales sur la variabilité des résultats n'a pas pu être mise en évidence. Les résultats peuvent varier selon la saison de l'échantillonnage et d'une année à l'autre. Par exemple, Pelegrin et al. (1990) n'observent pas de différence significative entre sol labouré et sol sous semis direct, travail superficiel et pseudo labour lorsque la mesure de conductivité hydraulique est mesurée en novembre alors que d'importantes différences sont observées en juin. Après 2 ans d'expérimentations, Moreno et al. (1997) observent sous travail superficiel une diminution de la conductivité hydraulique d'un facteur 6, alors qu'une augmentation d'un facteur 2 est rapportée la 3<sup>ème</sup> année. Les différences s'atténuent en profondeur (Horn, 2004 ; Wiermann et al., 2000 ; Yvuzcan et al., 2005).

## **2.4. Flux d'air (cf annexe 8)**

### **2.4.1. Perméabilité à l'air**

Quelques études sur l'impact des TCSL sur la perméabilité à l'air ont été effectuées en Espagne, en Ecosse et en Allemagne. Toutes ces études montrent une diminution de la perméabilité de l'air sous TCSL. En Espagne, Pelegrin et al. (1990) montrent une diminution de la perméabilité à l'air d'un facteur 4 en travail réduit et en semis direct par rapport au labour, quelque soit la date de mesure. En revanche en pseudo labour, les résultats varient en fonction de la technique employée et de la date de mesure. Les auteurs observent en novembre une diminution d'un facteur 3 entre un pseudo labour avec cultivateur à 18-22cm et labour, alors que cette diminution n'est plus que de 30% en juin. Inversement, le pseudo labour avec disque à 30-33cm ne présente pas de différence avec le labour en novembre et une augmentation de 50% de la perméabilité à l'air en juin. Une diminution plus modérée (30% en humidité naturelle) est rapportée par Yavuzcan et al. (2005) en Allemagne. En revanche, Ball et al. (1994, 1997) mesurent en une diminution d'un facteur 6 à 40 est mesurée sur sol sous semis direct depuis 4 ans. La différence entre semis direct et sol labouré est cependant un peu moins importante pour un essai de plus de vingt ans. La diminution de la perméabilité à l'air pourrait favoriser la formation de zone anoxique dans le sol et affecter les organismes et modifier la dynamique des populations.

### **2.4.2. Diffusivité relative**

Seules quelques études réalisées en Ecosse portent sur l'impact des TCSL sur la diffusivité relative. Ball et al. (1994 ; 1997) observent une forte diminution de la diffusivité relative sous semis direct par rapport au sol labouré avec comme pour la perméabilité à l'air une forte influence de l'âge de l'expérimentation mais aussi de la nature du sol : la diffusivité relative diminue d'un facteur 4 à 10 pour un sol sous semis direct depuis 23 ans et d'un facteur compris entre 2 et 4 pour un sol sous semis direct depuis 4 ans, les facteurs de diminution les plus importants étant observés dans le sol contenant le plus d'argile. En revanche, Campbell et al. (1986) mesurent une faible diminution de la diffusivité relative (<20%) pour un sol limoneux argileux en semis direct par rapport au pseudo labour après 4 ans de différenciation.

## **2.5. Flux de chaleur**

Peu d'informations ont été trouvées dans la littérature sur l'impact des TCSL sur la température du sol. Une légère diminution de température a pu être observée sous semis direct (Hay et al., 1978 ; Chassot et al., 2001) et sous travail superficiel (Hoffman et al., 1995) mais essentiellement pendant la période de réchauffement du sol au printemps (avril, mai) en raison d'une teneur en eau supérieure en TCSL (Stockfisch et al., 1999). A l'automne, une augmentation de la température du sol sous semis direct de 10% est rapportée par Santiveri et al. (2004) mais ces auteurs ne mesurent la température que sur 15 jours en novembre. Comme l'humidité, la température conditionne l'activité biologique et notamment la germination des plantes qui peut être affectée par un retard du réchauffement du lit de semence (Guérif 1994).

## **3. Propriétés physico chimiques**

### **3.1. pH**

Une diminution de pH dans les sols non travaillés par rapport aux sols labourés a été observée en France, (Limousin et Tessier 2006, Oorts et al., 2007), en Allemagne (Friedel et al., 1996) en Suisse (Maillard et al., 1994), en Espagne (Diaz-Ravina et al., 2005), en Italie (Papini et al., 2007), aux Etats Unis (Unger 1991, Dick, 1983, in (Franzluebbers et Hons 1996), Franzluebbers et Hons 1996), dans les pays scandinaves (Ekeberg et Riley 1997, Borresen et Njos, 1993 ; Rasmussen 1988) in (Rasmussen 1999) et au Canada (Arshad et al., 1990 in Rasmussen, 1999). Cette diminution de pH reste cependant faible, souvent inférieure à 0,5 unité pH pour des pH initiaux variant de 5,6 à 8,6 (Unger 1991 in Franzluebbers & Hons, 1996 ; Franzluebbers et Hons 1996 ; Friedel et al., 1996 ; Maillard et al., 1994 ; Diaz-Ravina et al., 2005 ; Papini et al., 2007) et certains auteurs ne mesurent pas de différence significatives entre labour et TCSL (Ball et al., 1994 ; Martin-Rueda et al., 2007 ; Ellmer et al., 2000). L'absence d'impact des TCSL sur le pH du sol peut provenir d'une

forte teneur en carbonates du sol (Martin Rueda et al., 2007) mais pourrait aussi être dû à la profondeur d'échantillonnage : en effet de nombreux auteurs rapportent une diminution de pH dans les 5-10 premiers centimètres du sol et pas d'effet (Unger 1991 (in Franzluebbers & Hons, 1996 ; Franzluebbers et Hons 1996 ; Maillard et al., 1994 ; Oorts et al., 2007) ou une légère augmentation (Friedel et al., 1996) en dessous des 5-10 premiers centimètres et il n'est donc pas étonnant de ne pas observer de modifications de pH lorsque les mesures sont faites sur les 15 ou les 40 premiers centimètres du sol (Ball et al., 1994 ; Papini et al., 2007). Des diminutions de pH plus importantes sont observées sur le site de Boigneville en France : Oorts et al. (soumis) mesurent une diminution de pH de 1,2 unité pH (pH initial 6,0) dans les 5 premiers centimètres du sol sous semis direct et Limousin et Tessier (2006) rapportent une diminution entre 0,5 et 1,5 unité pH : la diminution de pH varie entre 0,5 et 0,8 unités pH sous la culture dans les 10 premiers centimètres du sol alors que dans l'inter rang la diminution de pH était encore plus marquée et dépassait une unité pH. Mesurées sur 20cm les diminutions de pH paraissaient plus faibles (0,3 unité pH sous le rang de culture et 0,6 unité pH pour l'inter rang) mais restent significatives (Limousin and Tessier 2006).

Le petit nombre de références portant sur l'impact des TCSL sur le pH des sols ne permet pas de déterminer l'effet des différentes modalités de TCSL, de la texture du sol et de la durée de l'essai sur les résultats observés. Cependant, une synthèse scandinave montre que les variations de pH entre sols sous TCSL et sol labourés ne sont pas observées pour des durées d'expérimentation courte (<6 ans) (Comia et al, 1994, Nielsen and Hansen 1982, Rasmussen and Andersen 1991, Rydberg 1987, Riley 1988) in (Rasmussen 1999). En revanche des diminutions de pH significatives sont observées pour des durées d'expérimentation plus longues : pour une durée d'expérimentation variant de 6 à 18 ans, une diminution de 0,2 à 0,3 unités pH est observée dans des sols scandinaves travaillés en surface. On notera que les variations de pH sous TCSL sont essentiellement due à l'accumulation de matière organique en surface des sol et qu'un temps de latence similaire à celui rapporté par les scientifiques Scandinaves pour le pH est rapportés pour l'accumulation de matière organique (cf Constituants organiques)

### **3.2. CEC et taux de saturation du complexe d'échange**

Peu d'études portent sur l'influence des TCSL sur la CEC. Une étude française montre une diminution significative de la CEC sur 10 cm dans le sol non travaillé. Dans l'inter rang cette diminution peut atteindre 25% ( $2,2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) (Limousin and Tessier 2006). En revanche, il n'y a à notre connaissance pas d'études sur l'impact des TCSL sur la saturation du complexe d'échange menée en France ou en zone tempérée au sens large. Néanmoins quelques études portant sur les ions échangeables sont disponibles (cf paragraphe ci-dessous).

### **3.3. Teneur en macroéléments**

#### **3.3.1. Azote**

Voir le rapport du groupe Azote.

#### **3.3.2. Phosphore**

Voir le rapport du groupe Phosphore.

#### **3.3.3. Potassium**

L'effet du non travail sur les teneurs du sol de K est contradictoire : certains travaux montrent une augmentation de K dans le sol non travaillé (Limousin and Tessier, 2006 ; (Franzluebbers and Hons, 1996 ; Lal et al. 1990 and Unger, 1991 in Limousin and Tessier 2006 ; Ismail et al, 1994 in (Franzluebbers and Hons 1996) ; Ballet et al., 1994 ; Martin Rueda et al., 2007 ; Murillo et al., 1998) alors que d'autres ne montrent pas de différence entre le sol non travaillé et le sol labouré (Matowo et al. 1999, Rhoton 2000; Hickman, 2002) in Limousin and Tessier 2006 ; Ellmer et al., 2000). En Amérique du Nord, lorsqu'une augmentation de K est observée, elle est inférieure à 35% de K extractible total initial alors des augmentations plus importantes (30 à 75%) sont observées dans les pays limitrophes (Ball et al., 1994 ; Maillard et al., 1994 ; Martin Rueda et al., 2007). L'observation de K extractible est généralement observée en surface et l'impact des TCSL est souvent non significatif en profondeur (Rasmussen, 1999 ; Murillo et al., 1998 ; Martin Rueda et al., 2007). Certains auteurs mesurent sous TCSL une diminution de K extractible en profondeur (Ismail et al. 1994 in Franzluebbers and Hons 1996 ; Maillard et al., 1994). L'étude conduite à Boigneville montre une faible augmentation de K extractible sous semis direct comparé aux travaux menés dans les pays limitrophes : les auteurs mesurent une augmentation de K de la CEC de 7 à 8% sur 0-5 cm, de 2-4% à 5-10, de 2% à 10-15cm, et pas de différence à 15-20cm. (Limousin et Tessier 2006).

### 3.3.4. Sodium

Peu d'études portent sur l'effet des TLS sur les teneurs de Na dans les sols. Franzluebbbers et Hons (1996) mesurent une diminution de 10 à 20mg kg<sup>-1</sup> entre 60 et 90 cm pour une teneur initiale variant entre 40 et 75 mg kg<sup>-1</sup>. Dans l'étude de Boigneville, le sol contenait trop peu de Na pour comparer les concentrations de cet ion entre le sol non travaillé et le sol labouré (Limousin and Tessier 2006).

### 3.3.5. Calcium

Une diminution de Ca extractible est souvent observée dans les sols non travaillés par rapport aux sols labourés (Limousin et Tessier, 2006 ; Blevins et al 1983, Lal et al 1990 et (Matowo et al. 1999) in Limousin et Tessier, 2006 ). Cette diminution n'est cependant pas systématique (Franzluebbbers et Hons 1996) et dépend de la profondeur de sol considérée. Matowo *et al.* (1999) observent à 15-30 cm une diminution de la concentration de Ca extractible d'environ 10% en non labour par rapport au travail simplifié mais une augmentation du même ordre de grandeur entre 2,5 et 10 cm. Ismail et al. (1994, in (Franzluebbbers et Hons 1996) observent une augmentation de Ca de 28% à 0-5 cm mais diminution de 11% sur 5-30cm. L'étude conduite à Boigneville relate une concentration de Ca extractible homogène dans l'horizon labouré, une diminution de 15% de la CEC sous le rang de maïs et de 20% de la CEC pour l'inter rang sur 0-5cm dans le sol non travaillé, Ca occupant 75% de la CEC dans le sol labouré (Limousin et Tessier 2006). Les différences diminuent mais restent significative à 5-10 cm et aucune différence n'est observée à 10-15cm. En revanche à 15-20cm, le sol non travaillé présente une concentration de Ca légèrement plus élevée que celle du sol labouré (différence inférieure à 10% de la CEC).

### 3.3.6. Magnésium

L'effet des TCSL sur les teneurs de Mg dans les sols est contradictoire. Aux Etats-Unis, Matowo *et al.* (1999) observent à 12,5 – 40 cm une diminution de Mg d'environ 15% dans le sol en semis direct par rapport au sol en pseudolabour alors que Franzluebbbers et Hons (1996) n'observent pas de variations et Ismail et al. (1994 in (Franzluebbbers et Hons 1996) mesurent sous TCSL une augmentation de 36% à 0-5 cm mais une diminution de 42% sur 5-30cm. En Ecosse, Ball et al. (1994) rapportent une augmentation de Mg phytodisponible sur 0-15cm de 20% en travail superficiel, de 30% sous un semis direct mis en place depuis 4 ans, mais cette augmentation n'est que de 5% dans le cas du semis direct installé depuis plus de 20 ans. Dans l'étude française, Limousin & Tessier (2006) observent une augmentation significative des concentrations de Mg dans le sol non travaillé par rapport au sol labouré sur 0-10cm. Cette différence est inférieure à 3% de la CEC mais pour une teneur dans le sol labourée de 6% de la CEC.

## 3.4. Teneur en oligo-éléments et métaux

Aux Etats-Unis, Franzluebbbers et Hons (1996) mesurent sur 0-5cm une forte concentration de Zn, 3 fois plus concentré dans le sol sous semis direct que dans le sol labouré, et une relative augmentation de Mn (42 à 84% de plus). En Espagne, Martin Rueda et al. (2007) observent également sous pseudo labour et sous semis direct une augmentation de Zn disponible (50-70%) et de Mn disponible (30-50%) dans les 15-30 premiers centimètres du sol. En revanche, le pseudolabour n'a pas d'impact sur les teneurs de Zn et Mn disponibles dans les horizons plus profonds tandis que le semis direct entraîne une diminution de la disponibilité de ces métaux entre 30 et 60cm. De la même manière, Murillo et al., (1998) rapportent une augmentation de Mn disponible sous travail superficiel dans les 5 premiers centimètres du sol et pas d'effet en dessous de 5cm.

Les deux références consultées traitant de l'impact des TCSL sur la disponibilité de Fe et Cu apportent des résultats contradictoires : Franzluebbbers et Hons mesurent sur 0-5cm une diminution des concentrations de Cu et de Fe d'environ 15% sous semis direct par rapport au sol labouré alors que Martin Rueda et al., (2007) observent sous pseudolabour et semis direct une augmentation importante (40-125%) de la disponibilité de ces oligo éléments dans les 15 premiers centimètre, pas d'effet en profondeur sous pseudo labour et une diminution (10-20%) en profondeur sous semis direct.

En dépit d'une augmentation de teneur en matière organique, Limousin et Tessier (2006) observent à Boigneville une augmentation de la concentration d'Al extractible dans le sol non travaillé alors que cette concentration est négligeable dans le sol labouré. L'augmentation d'Al résulte de la diminution de pH dans le sol non travaillé et peut atteindre jusqu'à 15% de la CEC dans l'inter rand sur 1-3cm. Dans le rang la différence avec le sol labouré n'est plus significative en dessous de 5 cm et dans l'inter rang la différence n'est plus significative en dessous de 10cm.

## 4. Constituants biologiques

### 4.1. Flore

Voir résultats du groupe Phytosanitaires.

### 4.2. Faune

#### 4.2.1. Densité et diversité de la microfaune (nématodes, protozoaire)

L'effet des TCSL sur les populations des nématodes est très variable selon les espèces (par exemple, dans une revue, Minton 1986 in (El Titi, 2003) ne reportent pas d'effet d'une réduction de travail du sol sur les densités de *Meloidogyne incognita* et *Paratrichodorue christiei* mais une augmentation de densité de *Scutellonema brachyurum*). Les variations observées par plusieurs auteurs sont souvent explicités en termes de différence de porosité et de distribution de la matière organique. La diminution de la macroporosité pourrait expliquer l'impact différent des TCSL sur des organismes de taille différente. Ainsi Webb et Corbett (1973) observent pour les populations de nématodes parasites une augmentation des organismes de petites tailles et une diminution des organismes de grande taille sous semis direct. Dans cette étude, la compaction des sols en semis direct aboutirait à une diminution des zones de refuges pour les parasites de grandes tailles qui sont donc plus exposés aux pesticides. Des études montrent également un gradient vertical de nématodes aligné à celui de la matière organique (Overhoff et al., 1991; Assheuer et al., 1992; Rössner et al., 1994). L'accumulation de matière organique favoriserait le développement des nématodes prédateurs de bactéries : Lopez-Fando et Bello (1995) observent sous semis direct une augmentation de la densité des nématodes essentiellement due au développement des nématodes bactérivores. Cependant, des résultats contradictoires sont rapportés par Lenz et Eisenbeis (2000) qui mesurent plus de nématodes bactérivores dans le sol labouré que dans le sol sous semis direct. Comme pour l'ensemble de la faune du sol, les effets des TCSL apparaissent très prononcés les quelques jours qui suivent le travail du sol et s'atténuent les mois suivant : Lenz et Eisenbeis (2000) ne mesurent pas de différences significatives de densités de nématodes entre semis direct et sol labouré 3 mois après le travail du sol. En revanche, dans cette étude les différences de composition trophiques sont encore importante 3 mois après le labour et ne sont plus observées 6 mois après. A notre connaissance, aucun travail ne porte sur l'impact des TCSL sur les populations de protozoaires.

#### 4.2.2. Diversité et densité de la mésofaune (arthropodes : acariens et collemboles)

La plupart des études menée en France et dans les pays limitrophes portant sur l'impact des TCSL sur la mésofaune du sol concernent les microarthropodes : acariens et collemboles. Dans une synthèse, Holland (2004) rapporte un effet des TCSL contradictoire sur les populations des macroarthropodes avec par exemple autant d'espèces de Carabes favorisées par le labour que par les TCSL. Cependant quelques études portent sur les hyménoptères parasitoïdes, en raison de leur rôle de régulateur des populations de parasite des plantes : en Allemagne Klingenberg et al. (1994) observent une densité des parasitoïdes du charençon de la tige du chou (*Ceutorhynchus pallidactylus*) 2 fois plus importante sous semis direct que sous cultivateur et 3 fois plus importante sous semis direct que sous labour. De la même manière, Rodriguez et al. (2006) observent plus d'hyménoptères parasitoïdes et d'araignées sous semis direct que sous sol labouré. Dans une étude menée en France, Cortet et al. (2002) observent une plus grande diversité des microarthropodes en travail superficiel par rapport au sol labouré.

L'influence des pratiques culturales sur les populations d'acariens mésostigmates a souvent été étudiée mais de nombreuses études sont multifactorielles (culture de couverture, épandages...) et l'influence du travail du sol reste difficile à déterminer. El Titi et al. (1999 in El Titi 2003 b) observent une augmentation des acariens prédateurs (Mesostigmates) dans le système de culture sans labour. Cependant l'augmentation est très variable selon les années et certaines espèces (*Rh. agrestis* et *A. siculus*) prolifèrent dans le sol labouré (Hulugallea et al, 1997, Gottfriedsen et al, 1987) probablement en raison d'une meilleure aération du sol labouré (Dunger 1983 in Visser 1985). Ces résultats confirment les observations de (Behan-Pelletier, 1999 et Wardle 1995 in (Aubertot et al. 2006) qui décrivent une réponse des acariens au travail du sol dépendante du groupe taxonomique considéré.

Les populations d'acariens Oribates sont très dépendantes de la localisation des débris végétaux et sont donc susceptibles d'être affecté par les TCSL. Hulsmann et Wolters (1998) observent effectivement une diminution de 50 % de la densité des acariens dans les sols travaillés par rapport au semis direct et cette diminution est essentiellement due à la diminution de la densité des oribates. Les différences entre sol labouré et semis direct sont plus importantes au début de l'été, période pendant laquelle les arthropodes sont

particulièrement sensibles à la sécheresse ; le labour a probablement entraîné une exposition à la sécheresse accrue des acariens. Les modifications de la taille des pores sous TCSL sont susceptibles d'affecter les différentes espèces en fonction de leur taille. Cependant, dans leur étude, Hulsman et Wolters n'observent pas de relation entre la taille des acariens et l'impact de différentes TCSL sur leur développement. En revanche de nombreux auteurs rapportent une diminution des oribates microphytophages pour toute forme de travail du sol (Hulsmann et Wolters, 1998 et références citées).

Les populations de collemboles sont généralement inhibées par le travail du sol et leur développement devrait donc être favorisé par les TCSL. Cependant le développement de certaines espèces est au contraire favorisé par le labour (Wardle, 1995 in Aubertot et al. 2006). Edwards et Lofty 1969 (in El Titi 2003 b) montre une augmentation des densités des collemboles (Hypogastruridae et Onychiuridae) dans un sol non travaillé par rapport au même sol labouré mais les différences disparaissent en quelques mois. Matt (1986 in El Titi, 2003b) observe également une densité plus importante des collemboles epe- hémi et euedaphiques dans le sol non labouré mais quelques exceptions apparaissent pour les populations de *Tullbergia denisi* et *T krausbaueri* dont la densité augmente après le labour. Le développement des espèces sensibles ou favorisées par le labour peut aboutir à des cinétiques de densités (dynamique des populations) différentes entre les modalités de travail du sol. Dittmer et Schrader (2000) observent sous labour et sous travail superficiel quasiment les mêmes espèces en présence mais des densités différentes pour chacune des ces espèces d'un système de culture à l'autre. Ces différences de densités spécifiques aboutissent à des pics de densité de collemboles différents : le pic est atteint en juillet en travail superficiel alors que la densité de collemboles est maximale fin août dans le sol labouré

La modification d'humidité de la surface du sol sous TCSL est des facteurs affectant les communautés de microarthropodes. Une étude menée en France en sol viticole méditerranéen (Renaud 2004) montre qu'un travail du sol, même superficiel sur les 15 premiers centimètres du sol, diminue la teneur en eau des sols. Parallèlement, des modifications majeures sont observées au niveau des communautés de microarthropodes du sol. Les effets du travail du sol varient selon l'espèce considérée : si certaines espèces sont affectées négativement comme les acariens *Oribates Tectocephus sarekensis*, *Hemileius initialis*, et les Collembole *Cryptopygus thermophilus* et *Sphaeridia pumilis*, d'autres espèces ont pu se multiplier, comme l'Oribate *Zygoribatula frisiae* et les collemboles *Ceratophysella denticulata*, *Entomobrya unostriata* et *Lepidocyrtus cyaneus*. Dans cette étude, il a été suggéré que les espèces favorisées par le travail du sol sont celles qui ont de bonnes capacités pour coloniser de nouveaux milieux, car le travail du sol crée un nouvel environnement, où beaucoup d'arthropodes ont été éliminés. Ces caractéristiques de colonisateurs pionniers se réfèrent surtout aux espèces de collemboles, d'autant plus favorisées qu'elles sont des espèces épigées et hémiedaphiques, donc très mobiles. Par exemple *Ceratophysella denticulata* est une espèce mobile, de petite taille, et semble bien adaptée morphologiquement pour se faufiler dans un environnement perturbé après le travail du sol. Son corps mou ne lui permet probablement pas de survivre aisément aux dommages corporels engendrés par le travail du sol. En revanche, ses caractéristiques biologiques en font une espèce compétitive, capable de coloniser rapidement un nouveau milieu, et pouvant réagir rapidement à une perturbation intense et de courte durée. A l'opposé, *Sphaeridia pumilis* est une espèce synchronique (présence d'une diapause), qui, par ailleurs est abondante dans les litières, et dont la densité est positivement corrélée à l'augmentation des teneurs en eau dans les sols. Elle sera donc défavorisée par un enfouissement de la matière organique et une diminution de l'humidité du sol.

#### **4.2.3. Biomasse, densité et diversité des vers de terre**

Beaucoup d'études montrent que les effectifs et la biomasse de lombrics augmentent en TCSL (Friebe, 1992a; Granval *et al*, 1993 ; Rasmussen, 1999 ; Emmerling, 2001; Hangen *et al.*, 2001; Alletto, 2002; Aslam *et al* 1999, Carter *et al* 1994 Hubbard *et al* 1999, Jordan *et al* 1997, Kladvko *et al* 1997 in El Titi 2003). Les études menées en France et dans les pays limitrophes permettent d'observer une densité et une biomasse de vers de terre sous semis direct en général 2 à 7 fois plus importante qu'en labour (Mauer-Troxler *et al.*, 2006 ; Epperlein, 2003 ; Wyss *et Glasstetter*, 1992 ; Maillard *et Cuendet*, 1997 ; Anken *et al*, 1997 ; Anken *et al.*, 2004, Cunningham *et al.*, 2002 ; Edwards *et al.*, 1992 ; Fribe *et Henke* 1992 in Tebrügge *et Düring*, 1999 : Friebe *et Henke*, 1991 in Frede *et al.*, 1994 ; Balabane *et al*, 2005 ). Lorsque plusieurs modalités de TCSL sont comparées, la densité de vers de terre augmente avec la diminution de l'intensité du travail du sol. En Suisse, Anken *et al.* (1997) mesurent 4 fois plus de vers de terre sous semis direct et 2 fois plus de vers de terre en pseudolabour qu'en sol labouré. En Allemagne, Friebe *et Henke* (1991 in Frede *et al.*, 1994) comptent 2 fois plus de vers de terre en travail réduit qu'en sol labouré et 4 fois plus en semis direct. Cette augmentation de densité et de biomasse des vers de terre résulte essentiellement du développement des vers de terre anéciques, favorisés par la formation de mulch sous TCSL (Mauer-Troxler *et al.*, 2006 ; Epperlein, 2003 ; Wyss *et Glasstetter*, 1992 ; Maillard *et Cuendet*, 1997 ; Edwards *et al.*, 1992 ; Fribe *et Henke* 1992 in Tebrügge *et Düring*, 1999 ; Balabane *et al*, 2005 ). En revanche, dans un sol comptant plus de 90% de vers de terre endogée , Topoliantz *et al.* (2000) mesurent une forte densité de vers



de terre sous labour que sous travail superficiel. Une étude réalisée en Bourgogne lors du projet européen ECOGEN ([www.ecogen.dk](http://www.ecogen.dk)), (Varois & Chaignot en Bourgogne), montre également une diminution de l'abondance des vers (nombre de vers par m<sup>2</sup>) lorsqu'on applique une technique simplifiée (suppression du labour d'automne) par rapport au labour classique en raison d'un effet nettement positif du labour sur la biomasse des endogés. La redistribution de la matière organique en profondeur par le labour peut être bénéfique aux vers endogés qui vivent en profondeur et remontent rarement en surface. En revanche les anéciques, qui se nourrissent en surface, sont susceptibles de trouver moins de matière organique suite au labour.

Comme pour l'ensemble de la faune du sol, les différences de densité et de biomasse de vers de terre entre sols labourés et sol sous TCSL sont susceptibles de s'atténuer dans les temps: Boström 1995 in El Titi 2003 montrent dans une étude Suédoise que la population de vers de terre d'un sol labouré recouvre le niveau de la population du contrôle non labouré après 1 an.

#### **4.2.4. Activité et densité des limaces**

Dans une enquête menée en 1985 auprès de 115 exploitations agricoles, les dégâts dus à l'activité de limaces représentent un des inconvénients du semis direct le plus souvent cité (Daleinne et Strasman, 1985). L'effet bénéfique du semis direct sur l'activité des limaces n'est pas systématiquement observé chaque année (Kreye, 2004) et les dégâts sont d'autant plus importants que l'humidité du sol est élevée au moment du semis (Sievert et al., 2000). L'impact du travail superficiel est plus contradictoire: Sievert et al. (2000) rapportent une diminution de l'activité des limaces dans les sols sous travail superficiel, alors que El Titi (2005) observent une tendance à l'augmentation de leur densité. Symondson et al. (1996) observent également une augmentation des densités d'une espèce de carabe prédatrice de limaces (*Pterostichus melanarius*) qui pourrait limiter le développement des limaces sous TCSL.

#### **4.2.5. Densité et diversité des mammifères et des oiseaux**

La formation de mulch sous TCSL favorise le développement des vertébrés en fournissant un habitat et de la nourriture pour ces animaux et pour les arthropodes dont ils se nourrissent (Holland 2004). L'augmentation de la densité et de la diversité des espèces nicheuses sous TCSL a notamment été observée aux Etats-Unis (e.g. Holland 2004, Cunningham et al., 2004). Les études concernant l'impact des TCSL sur les populations d'oiseaux sont très rares en Europe. Les études menées au Royaume Uni indiquent des résultats contrastés: Saunders (2000 in Holland 2004) n'observe pas d'effet significatif, Higginbotham et al. 2000 (in Holland, 2004) montrent dans un champ sous semis direct une forte densité d'alouettes des champs, de pinsons des arbres, de moineaux et de bruands jaunes pendant l'hiver, et Cunningham et al. (2004) comptent une plus grande proportion d'alouettes des champs, de faisan et de passereaux granivores dans les sols non labourés comparés aux sols labourés. Une étude menée dans le sud de l'Europe permet également d'observer une augmentation des densités et de la diversité des oiseaux (Valera-Hernandez et al., 1997 in Holland, 2004).

Peu d'études portent sur l'impact des TCSL sur les petits mammifères. La présence des résidus de culture en surface et la non perturbation des galeries par le labour sont susceptibles de favoriser le développement des rongeurs. Des observations en ce sens ont été effectuées aux Etats-Unis (Warburton et Klimstra, 1984 in Holland 2004). Cependant, au Royaume Uni, Higginbotham et al. (2000 in Holland, 2004) montre une préférence des mulots en été pour les sols labourés, en raison de la présence de fissures permettant à ces rongeurs de se protéger. Le développement accru des populations de rongeurs peut être néfaste aux cultures: en Allemagne, Kreye (2004) observe davantage de dégâts occasionnés par les mulots sous semis direct et pseudo labour comparé au labour.

### **4.3. Microorganismes**

Le suivi des indicateurs des microorganismes pose de nombreux problèmes méthodologiques. Le premier problème se situe au niveau de l'échantillonnage: les communautés microbiennes trouvent dans la matière organique les nutriments nécessaires à leur développement et vont suivre la même stratification que la matière organique dans les sols sous TCSL (Balabane et al., 2005). Mais les communautés microbiennes présentent également une grande variabilité spatiale dans chaque couche du sol. Par ailleurs, la dynamique des populations microbiennes est soumise aux variations saisonnières de présence des substrats organiques, ce qui induit une variation temporelle qui doit être prise en compte. Le deuxième problème se situe au niveau des indicateurs eux-mêmes. L'indicateur souvent utilisé est la biomasse microbienne dont la méthodologie ne permet pas de distinguer entre la biomasse bactérienne et la biomasse fongique. De plus, une partie de la biomasse racinaire peut-être comptabilisée comme biomasse microbienne. La quantification d'ADN permet la distinction entre populations bactériennes et fongiques séparément et apparaît comme une méthode prometteuse bien que le déterminisme de la relation entre quantité d'ADN et biomasse reste à

établir. Enfin, les mesures de biomasse ne rendent pas compte de l'activité des microorganismes. Celle-ci peut être évaluée à l'aide de l'activité enzymatique ou de la respiration spécifique de la microflore. On considère des enzymes constitutives, présentes chez de nombreux organismes et exprimées en permanence, et des enzymes plus spécifiques de certaines bactéries ou exprimées dans certaines conditions. Les enzymes constitutives sont de fait peu sensibles au labour. La mesure d'activité enzymatique spécifique doit donc être privilégiée pour évaluer l'impact des TCSL.

#### **4.3.1. Biomasse et diversité microbienne**

Les TCSL sont susceptibles d'augmenter la biomasse et la diversité microbienne dans la partie superficielle des sols (Holland, 2004). Quelques travaux menés dans les pays limitrophes, rapportent peu de différences de biomasse microbienne entre sol labouré et sol sous TCSL (Stockfisch et al., 1999 ; Maurer-Troxler et al., 2006) mais la majorité des références consultées présentent une augmentation de biomasse microbienne sous TCSL. L'augmentation de biomasse microbienne a été observée sous semis direct (Maillard et Cuendet, 1997 ; Diaz-Ravina et al., 2005), sous travail superficiel (Papini et al., 2002 ; Piovanelli et al., 2006 ; Dilly et al., 2003 ; Hoffmann et al., 1997 ; Ahl et al., 1998 ; Friedel et al., 1996) et sous pseudolabour (Dumontet et al., 2001). Cette augmentation peut être importante (30 à 100% : Dumontet et al., 2001 ; Maillard et Cuendet, 1997 ; Diaz-Ravina et al. 2005 ; Hoffmann et al., 1996) et est localisée dans les premiers centimètres du sol (Maillard et Cuendet, 1997, Murillo et al., 2006 ; Dilly et al., 2003 ; Ahl et al., 1998 ; Friedel et al., 1996 ; Hoffmann et al., 1996). En profondeur, les différences entre labour et TCSL diminuent et peuvent être non significatives (Maillard et Cuendet, 1997 ; Friedel et al., 1996) et quelques auteurs (Dilly et al., 2003 ; Ahl et al., 1998 ; Piovanelli et al., 2006 ; Hoffmann et al., 1996) rapportent une biomasse microbienne plus importante sous labour dans les horizons plus profonds (10-45cm). L'augmentation des densités bactériennes a également été observée dans la rhizosphère, zone de développement préférentiel des bactéries, et peut se traduire par une plus grande nodulation des Poacées et une plus grande fixation symbiotique de l'azote de l'air (Hoflich et al. (1999).

En France, une première étude menée à Boigneville montre une augmentation de la biomasse microbienne sur 0-5 cm sous semis direct et travail simplifié (x 1,6 et x1,4 respectivement, mais pas de différence sur 0-30cm (Balabane et al. 2005). Les études de diversité montrent une richesse de la diversité bactérienne similaire entre les différents systèmes de culture. Cependant les espèces bactériennes présentes sous semis direct et travail superficiel ne sont pas les mêmes que dans les sols labourés (Balabane et al. 2005). Une deuxième étude, réalisée à Versailles, compare les communautés microbiennes en semis direct sous couvert végétal et labour conventionnel. Après 5 ans d'expérimentation, les auteurs observent sur 0-5cm une augmentation de la biomasse microbienne en semis direct sous couvert végétal (x 1,4), mais une diminution relative des bactéries cultivables. La richesse de la diversité bactérienne ne varie pas selon le système de culture, mais les espèces en présence ne sont pas les mêmes (Balabane et al. 2005).

#### **4.3.2. Activité microbienne**

L'augmentation de biomasse microbienne se traduit souvent par une augmentation de l'activité biologique. Les indicateurs de l'activité biologique le plus souvent mesurés sont la respiration du sol, la minéralisation de C et N et dans une moindre mesure l'activité enzymatique. D'une manière générale, activités biologiques et biomasse microbiennes suivent les mêmes tendances sous TCSL : une augmentation des activités biologiques en surface est souvent rapportée ainsi qu'une absence d'effet ou une diminution d'activité en profondeur. Une augmentation de la respiration basale du sol sous semis direct et /ou travail superficiel a été observée par Piovanelli et al. (2006), Maillard et Cuendet (1997) et Dilly et al. (2003), contrairement à Maurer-Troxler et al. (2006). En profondeur, Maillard et Cuendet (1997) ne mesurent pas de différences entre sol labouré et sol sous travail superficiel et semis direct, tandis que Dilly et al. (2003) et Friedel et al. (1996) rapportent une diminution relative de respiration du sol sous travail superficiel (respectivement 15-30 cm et 10-25 cm de profondeur) De la même manière, une augmentation de la minéralisation de C ou de N a été observée en surface sous semis direct (Balabane et al. 2005, Oorts et al., 2006, Piovanelli et al., 2006, Hoffmann et al., 1996 ; Friedel et al., 1996).

Des tendances similaires sont rapportées pour les activités enzymatiques : le travail superficiel ou le semis direct peut aboutir à une augmentation de l'activité phosphatase (Piovanelli et al., 2006), de la  $\beta$  glucosidase (Diaz-Ravina et al., 2005, Friedel et al., 1996), de la fluorescein diacétate hydrolase (Diaz-Ravina et al., 2005), de la deshydrogénase (Friedel et al., 1996) et de la protéase (Friedel et al., 1996). Comme pour la respiration du sol et la minéralisation de C et N, les effets peuvent être non significatifs en profondeur ( $\beta$  glucosidase et protéase) voire inversés (uréase et deshydrogénase) (Friedel et al., 1996). Enfin Dilly et al. (2003) n'observent pas d'effet significatif des activités  $\beta$  glucosidase et de l'ammonification de l'arginine sous travail superficiel et Ulrich et al. (2006) rapportent une diminution des activités catalase et de l'ammonification de l'arginine sous semis direct et pseudo labour comparé au sol labouré.



### **4.3.3. Représentativité fongique dans les communautés microbienne et diversité fongique**

Parmi les microorganismes, les champignons sont particulièrement favorisés par la diminution du travail du sol (Beare et al, 1990 ; Coleman et al, 1994 ; Frey et al, 1999 ; Hendrix et al, 1986). Peu d'études conduites en France et dans les pays limitrophes portent sur l'impact des TCSL sur le développement des champignons du sol. En Allemagne, Hoflich et al. (1999) n'observent pas d'effet des TCSL sur le développement des champignons saprophytes alors que Ahl et al. (1998) mesurent une augmentation du rapport ergostérol / biomasse microbienne, indiquant une plus forte proportion de champignons parmi les communautés microbiennes (l'ergostérol étant un composant des membranes cellulaires fongiques). De la même manière, l'étude conduite en France à Versailles montre une augmentation de l'abondance des champignons sous semis direct et couverture végétale permanente par rapport au sol labouré (x 4 en 5 ans). Comme pour les bactéries, la richesse de la diversité fongique ne varie pas selon le système de culture mais les espèces en présence ne sont pas les mêmes (Balabane et al. 2005).

Davantage de travaux portent sur l'impact des TCSL sur le développement des champignons mycorhiziens à vésicule arbuscule (MVA), notamment en Suisse. Ces champignons qui vivent en symbioses strictes fournissent à leur plante hôte des macroéléments (P, N) et des oligoéléments (Zn, Cu), en retour la plante fournit des molécules carbonées aux champignons (Smith et Read, 1997). Le labour dilue les propagules des MVA en profondeur et réduit le taux d'infection des racines de la plante hôte (Kabir, 2005) ; les TCSL sont donc susceptibles de favoriser le développement de ces champignons. Une augmentation du taux de mycorhization des racines a effectivement été rapportée (Anken et al., 2004 ; Mehravaran, 2001 ; Mozafar et al., 2000). En revanche, Hoflich et al. (1999) ne détectent pas d'augmentation des champignons mycorhiziens sous TCSL. Le développement de ces champignons peut également être favorisé par l'augmentation des plantes adventices sous TCSL (Jansa et al., 2002). La mycorhization plus importante des racines de blé sous semis direct n'a pas eu d'incidence sur le rendement (Anken et al., 2004). En revanche, la mycorhization plus importante des racines de maïs sous semis direct est corrélée avec des concentrations de P, Zn et Cu plus importantes dans les feuilles de maïs sous semis direct (Mehravaran, 2001). Jansa et al. (2002) n'observent pas d'influence du travail du sol (labour, pseudo labour, semis direct) sur la diversité spécifique des MVA, en revanche la structure des communautés de ces champignons varie d'une modalité de travail du sol à une autre.

## **IV. Conclusion**

Cette étude bibliographique montre que les impacts environnementaux des TCSL sur la qualité des sols et la biodiversité apparaissent très variables selon les indicateurs utilisés et les situations dans lesquelles sont mesurés ces indicateurs. Cette variabilité résulte tout d'abord de la diversité des techniques mises en œuvre sous l'appellation TCSL (cf. rapport sur la typologie des pratiques). Cette variabilité résulte également de la complexité des phénomènes à l'origine des profondes modifications du fonctionnement de l'agrosystème en TCSL (Tableau 7). Il existe en effet de nombreuses interactions entre processus qui peuvent faire évoluer l'agrosystème dans des directions assez différentes selon les conditions pédoclimatiques et les techniques culturales mises en œuvre. Cette variabilité résulte enfin des objectifs visés dont vont dépendre le jugement et la hiérarchisation des critères de qualité des sols et de biodiversité (cf. Figure 1).

Malgré cette diversité et cette contextualisation nécessaire des résultats, il existe de grandes tendances que l'on a cherché à synthétiser dans le tableau 6 en fonction des trois grandes fonctions du sol affectées par les TCSL (cf. Figure 1).

Tableau 7 : Principaux impacts des TCSL sur trois fonctions du sol

☺ : impact positif ☹ : impact négatif

Indicateurs de qualité des sols et de biodiversité	Impact des TCSL sur les fonctions du sol		
	Production	Stockage, filtration, transformation	Habitat et biodiversité
<b>Constituants organiques</b>			
Teneur et qualité de la MOS	☺☺ Fertilité, structure, érosion, rétention d'eau	☺☺ Surface d'échange, protection du sol ☺ Stockage C, rétention eau ☹ Rétention de polluants	☺☺ Nourriture, protection
<b>Propriétés physiques</b>			
Porosité	☹☹ Enracinement si peu de pores biologiques ou climatiques ☺ Continuité porale, biopores	☺ Continuité porale, biopores	☺ à ☹ selon taille organisme ☺ Continuité porale
Taille et stabilité des agrégats	☺☺ Structure, érosion, battance, ruissellement	☺ Erosion, battance, ruissellement	☺ Erosion
Résistance du sol	☺ Portance		
Conductivité hydraulique	☺ Infiltration	☺ Infiltration ☹ Ecoulements préférentiels	☺ Teneur en eau souvent plus élevée
Température	☹ Réchauffement printemps		
<b>Propriétés chimiques</b>			
Teneur en macroéléments	☺ Plus de MOS ☹ Moins de minéralisation		
<b>Constituants Biologiques</b>			
Flore	☹☹ Adventices ☺ Si plante de couverture	☺☺ Si plante de couverture	☺☺ Si plante de couverture
Faune	☺☺ Lombriciens (structure, fertilité) ☹☹ Bioagresseur (limaces...) ☺☺ Auxiliaires (carabes...)	☺☺ Activité biologique, décomposition	☺ à ☹ selon espèce ☺ Biodiversité
Micro-organismes	☺ Structure, fertilité	☺☺ Activité microbienne en surface, biodégradation	☺ à ☹ selon espèce ☺ Biodiversité

Ce tableau met en évidence un paradoxe : les principaux impacts négatifs des TCSL affectent la fonction de production or ce sont généralement les agriculteurs qui sont les premiers moteurs du développement de ces pratiques. Pourquoi adopter des TCSL si cela pose des problèmes de maintien d'une structure favorable, de contrôle des bioagresseurs etc. ? En fait, les raisons essentielles du changement de pratiques en France sont souvent liées à des critères économiques et/ou d'organisation, de pénibilité du travail beaucoup plus qu'à des critères agronomiques : les TCSL peuvent permettre une diminution des charges mais généralement pas une augmentation des rendements, sauf dans des contextes particuliers (érosifs par exemple) et, peut-être sur le long terme (en raison d'une augmentation du taux de matière organique du sol par exemple) mais on manque de recul en France pour démontrer cela. Cela ne signifie pas que le raisonnement agronomique soit absent, au contraire : il devient essentiel pour gérer les impacts négatifs sur la fonction de production en jouant sur l'adaptation des autres techniques culturales, la couverture du sol, la rotation etc.

Ce tableau met en évidence un autre paradoxe : les impacts environnementaux des TCSL (deux colonnes de droite) apparaissent le plus souvent positifs alors que c'est un lieu de controverse très vive. Finalement, les impacts environnementaux négatifs ne viennent pas tant des TCSL en elles mêmes que des adaptations

réalisées pour résoudre les problèmes occasionnés sur la fonction de production : apporter plus de pesticides pour résoudre le problème des bioagresseurs par exemple. Cela signifie que les impacts environnementaux des TCSL peuvent être très positifs, notamment pour restaurer la matière organique, lutter contre l'érosion, augmenter la biodiversité, à condition que l'on puisse accompagner le processus d'évolution technique et d'innovation dans un sens qui permette d'éviter le recours à des pratiques polluantes, au premier rang desquelles figure l'utilisation de produits phytosanitaires. Des pratiques alternatives existent, le développement de l'intérêt des agriculteurs en TCSL pour les couverts végétaux en est un exemple, mais la création et la diffusion de connaissances et d'outils adaptés reste un défi pour l'ensemble des acteurs impliqués dans ce processus d'innovation : agriculteurs, firmes, organismes de développement et de recherche.

## Références bibliographiques

- ACTON, D.F. & GREGORICH, L.J. 1995. Understanding soil health. In: The health of our soils: toward sustainable agriculture in Canada.
- AHL, C., R.G. JOERGENSEN, E. KANDELER, B. MEYER, AND V. WOELER. 1998. Microbial biomass and activity in silt and sand loams after long-term shallow tillage in central Germany. *Soil & Tillage Research* 49:93-104.
- ALLETTO, L. 2002. Travailler le sol sans retournement de surface. Bilan sur la fertilité physique, chimique et biologique d'un sol limoneux de Bretagne après 3 années de travail simplifié. CA Morbihan, Université Rennes, INRA Rennes.
- ANDERSEN A. 1999. Plant protection in spring cereal production with reduced tillage. II. Pests and beneficial insects. *Crop-Protection* 18, 651-657.
- ANGERS D.A. and CARON J. 1998. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry* 42, 55-72.
- ANGERS, D.A. 1998. Water-stable aggregation of Quebec silty clay soils: some factors controlling its dynamics. *Soil & Tillage Research* 47:91-96.
- ANGERS, D.A., A. N'DAYEGAMIYE, and D. COTE. 1993a. Tillage-induced differences in organic matter of particle size fractions and microbial biomass. *Soil Science Society of America Journal* 57:512-516.
- ANGERS, D.A., N. SAMSON, and A. LEGERE. 1993b. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Canadian Journal of Soil Science* 73:51-59.
- ANKEN, T., J. HEUSSER, P. WEISSKOPF, U. ZIHLMANN, H.R. FORRER, C. HOGGER, C. SCHERRER, A. MOZAFAR, and W.G. STURNY. 1997. Soil cultivation systems. Direct sowing sets highest standards FAT-Berichte, Switzerland. Eidgenossische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tanikon Switzerland.
- ANKEN, T., P. WEISSKOPF, U. ZIHLMANN, H. FORRER, J. JANSKA, and K. PERHACOVA. 2004. Long-term tillage system effects under moist cool conditions in Switzerland. *Soil & Tillage Research* 78:171-183.
- 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 & Tillage Research* 53:41-47.
- ARSHAD, M.A., K.S. GILL, and G.R. COY. 1994. Wheat yield and weed population as influenced by three tillage systems on a clay soil in temperate continental climate. *Soil & Tillage Research* 28:227-238.
- ARSHAD, M.A., M. SCHNITZER, D.A. ANGERS, and J.A. RIPMEESTER. 1990. Effects of till vs no-till on the quality of soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 22:595-599.
- AUBERTOT, J., N. COLBACH, I. FELIX, N. MUNIER-JOLAIN, and J. ROGER-ESTRADE. 2006. La composante biologique: contrôle des maladies et ravageurs, p. 213-218, In T. Doré, et al., eds. *L'agronomie aujourd'hui. Quae, Versailles*.
- BALABANE M.F. BUREAU, T. DECAENS, M. AKPA, M. HEDDE, K. LAVAL, P. PUGET B. PAWLAK ET S. BARRAY, D. CLUZEAU, J. LABREUCHE et J.M. BODET, Y. LE BISSONNAIS, P. SAULAS, M. BERTRAND, L. GUICHARD, D. PICARD, S. HOUOT, D. ARROUAYS, Y. BRYGOO, C. CHENU. 2005. Restauration de fonctions et propriétés des sols de grandes cultures intensive. Effets de systèmes de culture alternatif sur les matières organiques et la structure des sols limoneux et approche du rôle fonctionnel de la diversité biologique des sols. Dmostra. Réponse à appel d'offres du MATE, INRA.
- BALESDENT J. 2002. Estimations chiffrées, par unité de surface, du stockage de carbone dans le sol associé aux changements de pratiques agricoles. In Expertise INRA. Stocker du carbone dans les sols agricoles. D. Arrouays Ed, *Editions INRA*. pp 115-200.
- BALESDENT, J., A. MARIOTTI, and D. BOISGONTIER. 1990. Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from <sup>13</sup>C abundance in maize fields. *Journal of Soil Science* 41:587-596.
- BALESDENT, J., C. CHENU, and M. BALABANE. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research* 53:215-230.
- BALL, B.C., D.J. CAMPBELL, J.T. DOUGLAS, J.K. HENSHALL, and M.F. O'SULLIVAN. 1997. Soil structural quality, compaction and land management. *European Journal of Soil Science* 48:593-601.
- BALL, B.C., M.V. CHESHIRE, E.A.G. ROBERTSON, and E.A. HUNTER. 1996. Carbohydrate composition in relation to structural stability, compactibility and plasticity of two soils in a long-term experiment. *Soil & Tillage Research* 39:143-160.

- BALL, B.C., R.W. LANG, E.A.G. ROBERTSON, and M.F. FRANKLIN. 1994. Crop performance and soil conditions on imperfectly drained loams after 20-25 years of conventional tillage or direct drilling. *Soil & Tillage Research* 31:97-118.
- BARTHÈS, B., A. ALBRECHT, J. ASSELINE, G. DE NONI, E. ROOSE, and M. VIENNOT. 1998. Pratiques culturales et érodibilité du sol dans les Rougiers de Camarès (Aveyron). *Etude et Gestion des Sols* 5:157-170.
- BARTHES, B., A. ALBRECHT, J. ASSELINE, G.D. NONI, and E. ROOSE. 1999. Relationship between soil erodibility and topsoil aggregate stability or carbon content in a cultivated Mediterranean highland (Aveyron, France). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 30:1929-1938.
- BEARE, M.H., C.L. NEELY, D.C. COLEMAN, and W.L. HARGROVE. 1990. A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. *Soil Biology & Biochemistry* 22:585-594.
- BEARE, M.H., P.F. HENDRIX, and D.C. COLEMAN. 1994. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* 58:777-786.
- BEARE, M.H., S. HUS, D.C. COLEMAN, and P.F. HENDRIX. 1997. Influences of mycelial fungi on soil aggregation and organic matter storage in conventional and no-tillage soils. *Applied Soil Ecology* 5:211-219.
- BESCANSA, P., M.J. IMAZ, I. VIRTO, A. ENRIQUE, and W.B. HOOGMOED. 2006. Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. *Soil & Tillage Research* 87:19-27.
- BONARI, E., M. MAZZONCINI, and A. PERUZZI. 1995. Effects of conventional and minimum tillage on winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) in a sandy soil. *Soil & Tillage Research* 33:91-108.
- BORTOLUZZI, E.C., D. TESSIER, D.S. RHEINHEIMER, and J.L. JULIEN. 2006. The cation exchange capacity of a sandy soil in southern Brazil: an estimation of permanent and pH-dependent charges. *European Journal of Soil Science* 57:356-364.
- BOUCHE M.B. 1972. Lombriciens de France. Ecologie et Systématique. INRA, Paris.
- BRAIM, M.A., K. CHANEY, and D.R. HODGSON. 1992. Effects of simplified cultivation on the growth and yield of spring barley on a sandy loam soil. 2. Soil physical properties and root growth; root:shoot relationships, inflow rates of nitrogen; water use. *Soil & Tillage Research* 22:173-187.
- CAMPBELL, D.J., J.W. DICKSON, B.C. BALL, and R. HUNTER. 1986. Controlled seedbed traffic after ploughing or direct drilling under winter barley in Scotland, 1980-1984. *Soil & Tillage Research* 8:3-28.
- CARTER, M.R. 2001. Organic matter and sustainability. In: Sustainable management of soil organic matter, (eds. R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell & Watson, C.A.), pp. 9-22.
- CHAMEN, W.C.T., and D.J. LONGSTAFF. 1995. Traffic and tillage effects on soil conditions and crop growth on a swelling clay soil. *Soil Use and Management* 11:168-176.
- CHAN, K.Y. 2001. Soil particulate organic carbon under different land use and management. *Soil Use and Management* 17:217-221.
- CHASSOT, A., P. STAMP, and W. RICHNER. 2001. Root distribution and morphology of maize seedlings as affected by tillage and fertilizer placement. *Plant and Soil* 231:123-135.
- CHENU, C., Y. LE BISSONNAIS, and D. ARROUAYS. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal* 64:1479-1486.
- COLEMAN, D.C., HENDRIX, P.F., BEARE, M.H., CROSSLEY, D.A., HU, S. & VAN VLIET, P.J. 1994. The impact of management and biota and nutrient dynamics and soil structure in subtropical agro-ecosystems: Impacts on detritus food webs. In: Soil Biota Management in Sustainable Farming Systems, (eds. C.E. Pankhurst, B.M. Doube, V.V.S.R. Gupta & P.R. Grace), pp. 133-143. CSIRO, Melbourne.
- COMEGNA, V., C. RUGGIERO, M. AMATO, F. D'ANNA, A. SOMMELLA, and A. SANTINI. 1990. Physical and hydrophysical properties of a vertic ustorthents soil of southern Italy as affected by some cultivation systems. *Agricoltura Mediterranea* 120:159-169.
- CORTET, J., D. RONCE, N. POINSOT-BALAGUER, C. BEAUFRETON, A. CHABERT, P. VIAUX, and J.P.C.D. FONSECA. 2002. Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems. *European Journal of Soil Biology* 38:239-244.
- Cosentino, D., C. Chenu, and Y. Le Bissonnais. 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 38:2053-2062.
- CUNNINGHAM, H.M., K. CHANEY, R.B. BRADBURY, and A. WILCOX. 2004. Non-inversion tillage and farmland birds: a review with special reference to the UK and Europe. *Ibis* (London) 146:192-202.
- DALEINNE, E., and A. STRASMAN. 1985. The practical application of no-tillage of cereals following a survey of farmers using the method. *Bulletin d'Information du CEMAGREF*:41-51.

- DENEFF, K., J. SIX, R. MERCKX, and K. PAUSTIAN. 2004. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* 68:1935-1944.
- DIAZ-RAVINA, M., J. BUENO, S.J. GONZALEZ-PRIETO, and T. CARBALLAS. 2005. Cultivation effects on biochemical properties, C storage and <sup>15</sup>N natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone. *Soil & Tillage Research* 84:216-221.
- 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.
- DITTMER, S., and S. SCHRADER. 2000. Long term effects of soil compaction and tillage on Collembola and straw decomposition in arable soil. *Pedobiologia* 44:527-538.
- DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum dataset. In: *Methods for Assessing Soil Quality, Volume Special Publication 49* (eds. J.W. Doran & A.J. Jones), pp. 25-37. Soil Science Society of America, Madison.
- DOUGLAS, J.T., M.G. JARVIS, K.R. HOWSE, and M.J. GOSS. 1986. Structure of a silty soil in relation to management. *Journal of Soil Science* 37:137-151.
- DUCHAUFOR, P. 2001. Introduction à la science du sol: Sol, végétation, environnement. 6ème ed.
- DUMONTET, S., A. MAZZATURA, C. CASUCCI, and P. PERUCCI. 2001. Effectiveness of microbial indexes in discriminating interactive effects of tillage and crop rotations in a Vertic Ustorthens. *Biology and Fertility of Soils* 34:411-416.
- DURING, R.A., and S. GATH. 2002. Tillage effects on the accumulation of polychlorinated biphenyls in biosolid-amended soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165:299-304.
- EDWARDS, C.A., W.M. EDWARDS, and M.J. SHIPITALO. 1992. Earthworm populations under conservation tillage and their effects on transport of pesticides into groundwater Proceedings, Brighton Crop Protection Conference, Pests and Diseases, 1992 Brighton, November 23-26, 1992. British Crop Protection Council, Farnham UK.
- EHLERS, W., U. KOPKE, F. HESSE, and W. BOHM. 1983. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil & Tillage Research* 3:261-275.
- EL TITI, A. 2003a. Effects of tillage on invertebrates in soil ecosystems, p. 261-296, In A. El Titi, ed. *Soil tillage in agroecosystems*. CRC Press, New-York (USA).
- EL TITI, A. 2003b. Interactions between tillage and earthworms in agroecosystems, p. 229-260, In A. El Titi, ed. *Soil tillage in agroecosystems*. CRC Press, New-York (USA).
- EL TITI, A. 2005. Responses of *Deroceras reticulatum* to the annual effects during the last three years. *Bulletin OILB/SROP* 28:59-63.
- EL TITI, A. and IPACH U. 1989. Soil fauna in sustainable agriculture: results of an integrated farming system at Lautenbach, *F.R.G. Agriculture, Ecosystems & Environment* 27, 561-572.
- ELLMER, F., H. PESCHKE, W. KOHN, F.M. CHMIELEWSKI, and M. BAUMECKER. 2000. Tillage and fertilizing effects on sandy soils. Review and selected results of long-term experiments at Humboldt-University Berlin. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:267-272.
- EMMERLING, C. 2001. Response of earthworm communities to different types of soil tillage. *Applied Soil Ecology* 17:91-96.
- ENRIQUE, A., P. BESCANS, I. VIRTO, and J.J. PEREZ DE CIRIZA. 2001. Conservation tillage under semiarid conditions in Navarra: study of soil parameters and economical efficiency Conservation agriculture, a worldwide challenge. First World Congress on conservation agriculture, Madrid, Spain, 1-5 October, 2001. Volume 2: offered contributions. Xul, Cordoba Spain.
- EPPERLEIN, J. 2003. Development of the biological activity in different tillage systems Conservation agriculture: environment, farmers experiences, innovations, socio-economy, policy. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht Netherlands.
- FERRERO, A., L. SUDIRO, A. NOSALEWICZ, and J. LIPIEC. 2004. Effects of grass cover and tillage on temperature of soil in sloping vineyard. *International Agrophysics* 18:121-126.
- FRANZLUEBBERS, A.J., and F.M. HONS. 1996. Soil-profile distribution of primary and secondary plant-available nutrients under conventional and no tillage. *Soil & Tillage Research* 39:229-239.
- FRANZLUEBBERS, A.J., and M.A. ARSHAD. 1997. Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Science Society of America Journal* 61:1382-1386.
- FREDE, H.G., R. BEISECKER, and S. GATH. 1994. Long-term impacts of tillage on the soil ecosystem. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 157:197-203.

- 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 Biology & Biochemistry* 31:573-585.
- FRIEBE, B. 1992 a. Entwicklung der Makro- und Mesofauna unter dem Einfluß langfristig differenzierter Bodenbearbeitung., p. 117-130, In B. Friebe, ed. Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden. Beiträge zum 3. Symposium vom 12.-13. Mai 1992 in Gießen. Wiss. Fachverlag Dr. Fleck, Giessen.
- 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.
- FUJITA M. and FUJIYAMA S. 2001. How can the minor species, *Tectocepheus minor* (Oribatida), dominate *T. velatus* in a no-tillage crop field. *Pedobiologia* 45, 36-45.
- GISIN, H. 1943. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im Schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. *Revue Suisse de Zoologie* 50:131-224.
- GOMEZ, J.A., J.V. GIRALDEZ, M. PASTOR, and E. FERERES. 1999. Effects of tillage method on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil & Tillage Research* 52:167-175.
- GOMEZ, J.A., P. ROMERO, J.V. GIRALDEZ, and E. FERERES. 2004. Experimental assessment of runoff and soil erosion in an olive grove on a Vertic soil in southern Spain as affected by soil management. *Soil Use and Management* 20:426-431.
- GUERIF, J. 1989. Effects of changing straw disposal on soil physical properties. EUR Report:117-126.
- GUERIF, J. 1994. Influence de la simplification du travail du sol sur l'état structural des horizons de surface: conséquences sur leurs propriétés physiques et leurs comportements mécaniques, p. 13-33, In G. Monnier, et al., eds. *Simplification du travail du sol*, Vol. 65. INRA éditions, Paris (France).
- GUGGENBERGER, G., S.D. FREY, J. SIX, K. PAUSTIAN, and E.T. ELLIOTT. 1999. Bacterial and fungal cell-wall residues in conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 63:1188-1198.
- HALLAIRE, V., M. LAMANDÉ, and D. HEDDADJ. 2004. Effet de l'activité biologique sur la structure de sols soumis à différentes pratiques culturales. Impact sur leurs propriétés de transfert. *Etude et Gestion des Sols* 11:47-58.
- HANGEN, E., U. BUCZKO, O. BENS, J. BRUNOTTE, and R.F. HUTTL. 2001. Infiltration patterns into two soils under conventional and conservation tillage: influence of the spatial distribution of plant root structures and soil animal activity. *Soil & Tillage Research* 63:181-186.
- HAY, R.K.M., J.C. HOLMES, and E.A. HUNTER. 1978. The effects of tillage, direct drilling and nitrogen fertiliser on soil temperature under a barley crop. *Journal of Soil Science* 29:174-183.
- HEDDADJ, D., C. GASCUEL-ODOUX, P. COTINET, and Y. HAMON. 2005. Mode de travail du sol, ruissellement et propriétés hydrodynamiques sur un dispositif expérimental de l'Ouest de la France. *Etude et Gestion des Sols* 12:53-66.
- HENDRIX, P.F., R.W. PARMELEE, D.A. CROSSLEY JR., D.C. COLEMAN, E.P. ODUM, and P.M. GROFFMAN. 1986. Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *BioScience* 36:374-380.
- HERNANZ, J.L., and V. SANCHEZ-GIRON. 2000. Compaction effects due to field traffic on soil properties and the response of different crops in three tillage systems. *Advances in Geocology*:269-277.
- HERNANZ, J.L., R. LOPEZ, L. NAVARRETE, and V. SANCHEZ-GIRON. 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil & Tillage Research* 66:129-141.
- HOFFMANN, C., H. PLATTE, T. LICKFETT, and H.J. KOCH. 1997. Microbial biomass and N mineralization in relation to N supply of sugar beet under reduced tillage. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 160:187-193.
- 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.
- HOFLICH, G., M. TAUSCHKE, G. KUHN, K. WERNER, M. FRIELINGHAUS, and W. HOHN. 1999. Influence of long-term conservation tillage on soil and rhizosphere microorganisms. *Biology and Fertility of Soils* 29:81-86.
- HOLLAND, J.M. 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103:1-25.
- HORN, R. 2004. Time dependence of soil mechanical properties and pore functions for arable soils. *Soil Science Society of America Journal* 68:1131-1137.

- HU, S., D.C. COLEMAN, M.H. BEARE, and P.F. HENDRIX. 1995. Soil carbohydrates in aggrading and degrading agroecosystems: influences of fungi and aggregates. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 54:77-88.
- HULSMANN, A., and V. WOLTERS. 1998. The effects of different tillage practices on soil mites, with particular reference to Oribatida. *Applied Soil Ecology* 9:327-332.
- JANSA, J., A. MOZAFAR, T. ANKEN, R. RUH, I.R. SANDERS, and E. FROSSARD. 2002. Diversity and structure of AMF communities as affected by tillage in a temperate soil. *Mycorrhiza* 12:225-234.
- JOSA, R., and A. HERETER. 2001. Increase in topsoil water content during spring due to lack of tillage in a pea-cereal crop rotation Conservation agriculture, a worldwide challenge. First World Congress on conservation agriculture, Madrid, Spain, 1-5 October, 2001. Volume 2: offered contributions. Xul, Cordoba Spain.
- JOUY L. and MUNIER-JOLAIN N. 2001. Gestion de l'interculture, désherbage et protection des cultures. In Du labour au semis direct: enjeux agronomiques, SIMA, 21 février 2001, 2001. pp 18-20.
- KABIR, Z. 2005. Tillage or no-tillage: impact on mycorrhizae. *Canadian Journal of Plant Science* 85:23-29.
- KAY, B.D., and A.J. VANDENBYGAART. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil & Tillage Research* 66:107-118.
- KIEM, R., and E.S.o.a.b.t.m.b.a.a.b.s.t.a.t.A.S.E. KANDELER, 5. 1997. Stabilization of aggregates by the microbial biomass as affected by soil texture and type. *Applied Soil Ecology* 5.
- KLADIVKO, E.J. 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil & Tillage Research* 61:61-76.
- KLINGENBERG, A.V., and B. ULBER. 1994. Investigations on the occurrence of Tersilochinae (Hym., Ichneumonidae) as parasitoids of oilseed rape pests in the Gottingen region in 1990 and 1991, and on their emergence following various tillage techniques. *Journal of Applied Entomology* 117:287-299.
- KREYE, H. 2004. Effects of conservation tillage on harmful organisms and yield of oilseed rape. *Bulletin OILB/SROP* 27:25-29.
- LAGACHERIE, P., G. COULOUMA, P. ARIAGNO, P. VIRAT, H. BOIZARD, and G. RICHARD. 2006. Spatial variability of soil compaction over a vineyard region in relation with soils and cultivation operations. *Geoderma* 134:207-216.
- LAVELLE P. and SPAIN A.V. 2001. Soil ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 654 p.
- LENZ, R., and G. EISENBEIS. 2000. Short-term effects of different tillage in a sustainable farming system on nematode community structure. *Biology and Fertility of Soils* 31:237-244.
- 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., and D. TESSIER. 2007. Effects of no-tillage on chemical gradients and topsoil acidification. *Soil & Tillage Research* 92:167-174.
- LOPEZ-BELLIDO, L., F.J. LOPEZ-GARRIDO, M. FUENTES, J.E. CASTILLO, and E.J. FERNANDEZ. 1997. Influence of tillage, crop rotation and nitrogen fertilization on soil organic matter and nitrogen under rain-fed Mediterranean conditions. *Soil & Tillage Research* 43:277-293.
- LOPEZ-FANDO, C., and A. BELLO. 1995. Variability in soil nematode populations due to tillage and crop rotation in semi-arid Mediterranean agrosystems. *Soil & Tillage Research* 36:59-72.
- MACKIE-DAWSON, L.A., C.E. MULLINS, E.A. FITZPATRICK, and M.N. COURT. 1989. Seasonal changes in the structure of clay soils in relation to soil management and crop type. I. Effects of crop rotation at Cruden Bay, NE Scotland. *Journal of Soil Science* 40:269-281.
- MAILLARD, A., A. VEZ, and J.P. RYSER. 1994. Results of a no-tillage trial for over 20 years at Changins. II. Soil chemical properties. *Revue Suisse d'Agriculture* 26:133-139.
- MAILLARD, A., and G. CUENDET. 1997. Results from an over 20 years old ploughless tillage experiment at Changins. V. Biological soil properties and earthworms. *Revue Suisse d'Agriculture* 29:225-230.
- MAILLARD, A., J.A. NEYROUD, and A. VEZ. 1995. Results of a no-tillage experiment over more than 20 years at Changins. III. Physical properties. *Revue Suisse d'Agriculture* 27:5-10.
- MARSCHNER H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. *Academic Press*, London. 889 p.
- MARTIN-RUEDA, I., L.M. MUNOZ-GUERRA, F. YUNTA, E. ESTEBAN, J.L. TENORIO, and J.J. LUCENA. 2007. Tillage and crop rotation effects on barley yield and soil nutrients on a Calcicortidic Haploxeralf. *Soil & Tillage Research* 92:1-9.
- MATOWO, P.R., G.M. PIERZYNSKI, D. WHITNEY, and R.E. LAMOND. 1999. Soil chemical properties as influenced by tillage and nitrogen source, placement, and rates after 10 years of continuous sorghum. *Soil & Tillage Research* 50:11-19.



- MAURER-TROXLER, C., A. CHERVET, L. RAMSEIER, W.G. STURNY, and H.R. OBERHOLZER. 2006. Soil biology after ten years of no- and conventional tillage. *Revue Suisse d'Agriculture* 38:89-94.
- MCLAUGHLIN A. and MINEAU P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 55, 201-212.
- MEHRAVARAN, H. 2001. Effect of three soil tillage intensities on the activity of mycorrhizal fungi in two soils in Switzerland. *Iranian Journal of Plant Pathology* 37:Pe209-Pe219, en65-en67.
- MIKHA, M.M., and C.W. RICE. 2004. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 68:809-816.
- MONNIER G., STENGEL P. and FIES J.C. 1973. Une méthode de mesure de la densité apparente de petits agglomérats terreux. Application à l'analyse des systèmes de porosité du sol. *Annales Agronomiques* 24, 533-545.
- MORENO, F., F. PELEGRIN, J.E. FERNANDEZ, and J.M. MURILLO. 1997. Soil physical properties, water depletion and crop development under traditional and conservation tillage in southern Spain. *Soil & Tillage Research* 41:25-42.
- MORENO, F., F. PELEGRIN, J.E. FERNANDEZ, J.M. MURILLO, and I.F. GIRON. 2000. Influence of climatic conditions on soil physical properties under traditional and conservation tillage. *Advances in Geoecology*:295-304.
- MORENO, F., J.M. MURILLO, F. PELEGRIN, and I.F. GIRON. 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO<sub>3</sub>. *Soil & Tillage Research* 85:86-93.
- MOZAFAR, A., T. ANKEN, R. RUH, and E. FROSSARD. 2000. Tillage intensity, mycorrhizal and nonmycorrhizal fungi, and nutrient concentrations in maize, wheat, and canola. *Agronomy Journal* 92:1117-1124.
- MURILLO, J.M., F. MORENO, E. MADEJON, I.F. GIRON, and F. PELEGRIN. 2006. Improving soil surface properties: a driving force for conservation tillage under semi-arid conditions. *Spanish Journal of Agricultural Research* 4:97-104.
- MURILLO, J.M., F. MORENO, F. PELEGRIN, and J.E. FERNANDEZ. 1998. Responses of sunflower to traditional and conservation tillage under rainfed conditions in southern Spain. *Soil & Tillage Research* 49:233-241.
- NEEDELMAN, B.A., M.M. WANDER, G.A. BOLLERO, C.W. BOAST, G.K. SIMS, and D.G. BULLOCK. 1999. Interaction of tillage and soil texture: biologically active soil organic matter in Illinois. *Soil Science Society of America Journal* 63:1326-1334.
- OORTS, K., B. NICOLARDOT, R. MERCKX, G. RICHARD, and H. BOIZARD. 2006. C and N mineralization of undisturbed and disturbed soil from different structural zones of conventional tillage and no-tillage systems in northern France. *Soil Biology & Biochemistry* 38:2576-2586.
- OORTS, K., H. BOSSUYT, J. LABREUCHE, R. MERCKX, and B. NICOLARDOT. 2007. Carbon and nitrogen stocks in relation to organic matter fractions, aggregation and pore size distribution in no-tillage and conventional tillage in northern France. *European Journal of Soil Science* 58:248-259.
- PAGLIAI, M., M. RAGLIONE, T. PANINI, M. MALETTA, and M.L. MARCA. 1995. The structure of two alluvial soils in Italy after 10 years of conventional and minimum tillage. *Soil & Tillage Research* 34:209-223.
- PAGLIAI, M., N. VIGNOZZI, and S. PELLEGRINI. 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil & Tillage Research* 79:131-143.
- PAPINI, R., C. GAMBA, C. PIOVANELLI, and G. BRANDI. 2002. Impact of tillage practices on seasonal nitrate dynamics, leaching and microbial activity in a crop rotation Ecological significance of the interactions among clay minerals, organic matter and soil biota. 3rd Symposium on Soil Mineral-Organic Matter-Microorganism Interactions and Ecosystem Health, Naples-Capri, Italy, 22-26 May 2000. *Elsevier Science B.V.*, Amsterdam Netherlands.
- PAPINI, R., G. VALBOA, C. PIOVANELLI, and G. BRANDI. 2007. Nitrogen and phosphorous in a loam soil of central Italy as affected by 6 years of different tillage systems. *Soil & Tillage Research* 92:175-180.
- PELEGRIN, F., F. MORENO, J. MARTIN-ARANDA, and M. CAMPS. 1990. The influence of tillage methods on soil physical properties and water balance for a typical crop rotation in SW Spain. *Soil & Tillage Research* 16:345-358.
- PIDGEON, J.D. 1981. A preliminary study of minimum tillage systems (including broadcasting) for spring barley in Scotland. *Soil & Tillage Research* 1:139-151.
- PIOVANELLI, C., C. GAMBA, G. BRANDI, S. SIMONCINI, and E. BATISTONI. 2006. Tillage choices affect biochemical properties in the soil profile. *Soil & Tillage Research* 90:84-92.
- PUGET, P., C. CHENU, and J. BALESSENT. 1995. Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 46:449-459.

- PUGET, P., D.A. ANGERS, and C. CHENU. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry* 31:55-63.
- PUGET, P., E. BESNARD, and C. CHENU. 1996. Une méthode de fractionnement des matières organiques particulières des sols en fonction de leur localisation dans les agrégats. *Compte rendu de l'Académie des Sciences* 322:965-972.
- RASMUSSEN, K.J. 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: a Scandinavian review. *Soil & Tillage Research* 53:3-14.
- RECOUS S. and LAURENT F. 2001. Matières organiques et travail du sol. Du labour au semis direct: enjeux agronomiques, SIMA. In Du labour au semis direct: enjeux agronomiques SIMA, SIMA, 21 février 2001, 2001. pp 5-7.
- RENAUD, A., N. POINSOT-BALAGUER, J. CORTET, and J.L. PETIT. 2004. Influence of four soil maintenance practices on Collembola communities in a Mediterranean vineyard. *Pedobiologia* 48:623-630.
- RHOTON, F.E., M.J. SHIPITALO, and D.L. LINDBO. 2002. Runoff and soil loss from midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil & Tillage Research* 66:1-11.
- RHOTON, F.E., R.R. BRUCE, N.W. BUEHRING, G.B. ELKINS, C.W. LANGDALE, and D.D. TYLER. 1993. Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and no-tillage systems. *Soil & Tillage Research* 28:51-61.
- RICHARD G., MARY B., BOIZARD H., ROGER-ESTRADE J. and CHENU C. 2004. Impacts de techniques culturales sur le fonctionnement des sols cultivés: composantes physiques et organiques. In Techniques culturales sans labour, 31 mars 2004, 2004. Ed CORPEN. pp 50-53.
- RICHARD, G. 2001. Fonctionnement physique des sols cultivés: labour, non labour, structure et érosion. Du labour au semis direct: enjeux agronomiques, Salon international du machinisme agricole.
- RICHARD, G., J. BOIFFIN, and Y. DUVAL. 1995. Direct drilling of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) into a cover crop: effects on soil physical conditions and crop establishment. *Soil & Tillage Research* 34:169-185.
- RODRIGUEZ, E., F.J. FERNANDEZ-ANERO, P. RUIZ, and M. CAMPOS. 2006. Soil arthropod abundance under conventional and no tillage in a Mediterranean climate. *Soil & Tillage Research* 85:229-233.
- SANTIVERI, F., J. LLOVERAS, S. MARTI, and C. CANTERO. 2004. Crop emergence and early crop growth of barley affected by crop residue under different tillage systems and N fertilization rates in semiarid conditions of Northeast Spain. *Options Méditerranéennes. Serie A, Séminaires Méditerranéens*:63-71.
- SHARMA, R.B. 1985. Plant-water relations, crop growth and grain yield of spring barley in relation to tillage methods. *Soil & Tillage Research* 6:111-121.
- SHUSTER, W.D., and C.A. EDWARDS. 2003. Interactions between tillage and earthworms in agroecosystems, p. 229-260, In A. El Titi, ed. *Soil tillage in agroecosystems*. CRC Press, New-York (USA).
- SIEPEL H. and DE RUITER-DIJKMAN E.M. 1993. Feeding guilds of Oribatid mites based on carbohydrates enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1491-1497.
- SIEPEL, H. 1994. Life-history tactics of soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils* 18:263-278.
- SIEVERT, M., V. GARBE, and H.H. HOPPE. 2000. Impact of soil cultivation on weeds, diseases and slugs in winter oilseed rape. *Bulletin OILB/SROP* 23:187-196.
- SIMPSON, R.T., S.D. FREY, J. SIX, and R.K. THIET. 2004. Preferential accumulation of microbial carbon in aggregate structures of no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* 68:1249-1255.
- SIX, J., E.T. ELLIOTT, and K. PAUSTIAN. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* 63:1350-1358.
- SIX, J., E.T. ELLIOTT, K. PAUSTIAN, and J.W. DORAN. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62:1367-1377.
- SMITH, S.E., and D.J. READ. 1997. Mycorrhizal symbiosis Mycorrhizal symbiosis. *Academic Press, San Diego, US*.
- STENGEL, P., J.T. DOUGLAS, J. GUERIF, M.J. GOSS, G. MONNIER, and R.Q. CANNELL. 1984. Factors influencing the variation of some properties of soils in relation to their suitability for direct drilling. *Soil & Tillage Research* 4:35-53.
- STOCKFISCH, N., T. FORSTREUTER, and W. EHLERS. 1999. Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. *Soil & Tillage Research* 52:91-101.
- SYMONDSON, W.O.C., D.M. GLEN, C.W. WILTSHIRE, C.J. LANGDON, and J.E. LIDDELL. 1996. Effects of cultivation techniques and methods of straw disposal on predation by *Pterostichus melanarius* (Coleoptera: Carabidae) upon slugs (Gastropoda: Pulmonata) in an arable field. *Journal of Applied Ecology* 33:741-753.

- TAN, Z., R. LAL, L. OWENS, and R.C. IZAURRALDE. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil & Tillage Research* 92:53-59.
- TAVARES-FILHO, J., and D. TESSIER. 1998. Influence des pratiques culturales sur le comportement et les propriétés de sols du parana (Bresil). *Etude et Gestion des Sols* 5:1-12.
- TEBRUGGE, F., and R.A. DURING. 1999. Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil & Tillage Research* 53:15-28.
- TOPOLIANTZ, S., J.F. PONGE, and P. VIAUX. 2000. Earthworm and enchytraeid activity under different arable farming systems, as exemplified by biogenic structures. *Plant and Soil* 225:39-51.
- TORRESEN K.S. and SKUTERUD R. 2002. Plant protection in spring cereal production with reduced tillage. IV. Changes in the weed flora and weed seedbank. *Crop Protection* 21, 179-193.
- ULRICH, S., B. HOFMANN, S. TISCHER, and O. CHRISTEN. 2006. Influence of tillage on soil quality in a long-term trial in Germany. *Advances in Geoecology*:110-116.
- UNGER, P.W. 1991. Organic matter, nutrient, and pH distribution in no- and conventional-tillage semiarid soils. *Agronomy Journal* 83:186-189.
- VAN AMELSVOORT P.A.M., DONGEN M. and WERFF A. 1988. The impact of collembola on humification and mineralization of soil organic matter. *Pedobiologia* 31, 103-111.
- VISSER S. 1985. Role of soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. In *Ecological Interactions in Soil, Plants, Microbes and Animals*, Eds A.H. Fitter, D. Atkinson, D.J. Read and B. Usher. pp 297-317. British Ecological Society, Oxford.
- WANDER, M.M., and M.G. BIDART. 2000. Tillage practice influences on the physical protection, bioavailability and composition of particulate organic matter. *Biology and Fertility of Soils* 32:360-367.
- WANDER, M.M., and X. YANG. 2000. Influence of tillage on the dynamics of loose- and occluded-particulate and humified organic matter fractions. *Soil Biology & Biochemistry* 32:1151-1160.
- WEBB, R.M., and D.C.M. CORBETT. 1973. The effect of phorate on nematode populations in wheat grown continuously on ploughed and unploughed soil. *Soil Biology and Biochemistry* 5:585-591.
- 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.
- WIERMANN, C., D. WERNER, R. HORN, J. ROSTEK, and B. WERNER. 2000. Stress/strain processes in a structured unsaturated silty loam Luvisol under different tillage treatments in Germany. *Soil & Tillage Research* 53:117-128.
- WINTER J.P., VORONEY R.P. and AINSWORTH D.A. 1990. Soil microarthropods in long-term no-tillage and conventional tillage corn production. *Canadian Journal of Soil Science* 70, 641-653.
- WRIGHT, A.L., and F.M.A. HONS. 2005a. Tillage impacts on soil aggregation and carbon and nitrogen sequestration under wheat cropping sequences. *Soil & Tillage Research* 84:67-75.
- WRIGHT, A.L., and F.M.B. HONS. 2005b. Carbon and nitrogen sequestration and soil aggregation under sorghum cropping sequences. *Biology and Fertility of Soils* 41:95-100.
- WRIGHT, S.F., J.L. STARR, and I.C. PALTINEANU. 1999. Changes in aggregate stability and concentration of glomalin during tillage management transition. *Soil Science Society of America Journal* 63:1825-1829.
- WYSS, E., and M. GLASSTETTER. 1992. Tillage treatments and earthworm distribution in a Swiss experimental corn field. *Soil Biology & Biochemistry* 24:1635-1639.
- YANG, X., and M.M. WANDER. 1998. Temporal changes in dry aggregate size and stability: tillage and crop effects on a silty loam Mollisol in Illinois. *Soil & Tillage Research* 49:173-183.
- YAVUZCAN, H.G., D. MATTHIES, and H. AUERNHAMMER. 2005. Vulnerability of Bavarian silty loam soil to compaction under heavy wheel traffic: impacts of tillage method and soil water content. *Soil & Tillage Research* 84:200-215.

Annexe 1 : Analyse bibliographique de l'impact des TCSL sur la teneur en matière organique des sols

référence	localisation	sol(s)	durée de l'essai	culture et succession	travail du sol	teneur MO
Enrique et al., 2001	NE Espagne	Calcic haploxerept argileux	5 ans	orge	labour (25cm) pseudo labour (15cm) semis direct	+14% +14%
Friedel et al., 1996	Allemagne	haplo luvisol sur loess 78% limon, 20 argile	14 ans	papillonacées- céréales succession colza- céréales succession	labour 25cm L travail superficiel (rotary cultivation 10-12cm)	+25% (0-10cm), NS 10-25cm
Frede et al., 1994	Allemagne	Luvic Phaeozem (loess) eutric cambisol (sable)	11 ans 9 ans	8 ans céréales, 3 ans betterave 6 ans céréales, 3 ans betterave	labour Travail superficiel (cultivateur) semis direct	- +15 à 30% (0-10cm), -7 à 12% (15-20cm) +15 à 30% (0-10cm), -7 à 12% (15-20cm)
Anken et al., 2004	Suisse	orthic luvisol sable 53%, limon 31%	14 ans	succession blé d'hiver maïs blé d'hiver colza d'hiver	labour (25cm) pseudo labour (parsplow35cm) pseudo labour (chisel 25cm) travail superficiel Semis direct	- NS (0-10, 10-20cm) NS (0-10, 10-20cm) NS (0-10, 10-20cm) NS (0-10, 10-20cm)
Hoffman et al., 1996	Allemagne Göttingen	luvisol sur loess (argile)	1-2 ans	betterave, blé d'hiver, orge d'hiver	labour (30cm) Travail superficiel (10cm)	- +13% (0-10cm), NS ((10-30cm)
Bescansa et al 2006	Espagne Nord semi aride	calcic haploxerept 35% argile, 35% limon	5 ans	orge	labour (25cm) travail réduit (chisel 15cm) semis direct	- +13% (0-15cm), NS (15-30cm) +13% (0-15cm), NS (15-30cm)
Gomez et al., 2004	Sud Espagne	Typic chromoxerept ou vertisol 49% argile, 41% limon	4 ans	olivier	pseudo labour (rotary tiller 15cm) travail superficiel (rotary tiller 10cm) semis direct	non renseigné -25% (0-5cm)
Hernanz et al., 2002	Madrid	loam Vertic Luvisol 45% sable, 34% limon	93-96? 85-96 2ème mar	83-87 succession blé d'hiver jachère 87-95 monoculture orge d'hiver depuis 95 blé d'hiver  2ème expérience succession blé d'hiver gesse ou vesce (velch)	CT = labour 30cm + pseudo labour (chisel 20cm) semis direct	- NS +35 à 42% (0-10cm), +32 à 20% (0-20cm) NS (0-30, 0-40cm)
Ball et al., 1997	Ecosse Sud Edinburgh	Gelysol (argileux) Cambisol texture équilibrée	26 ans	orge de printemps de 66 à 83 orge d'hiver de 83 à 92 avec pause en 88-89 depuis 92 colza pour huile	labour semis direct 4 ans semis direct 26 ans	- NS +12% (0-1), +18% (0-6cm), NS (6-12cm)
Stengel et al 1984	7 Sol UK 1 Boigneville	7+1=16 sols...			labour semis direct	- +25% (0-3cm) NS (0-20cm)
Balesdent et al., 1990	Boigneville	Hapudalf on loess 22%-35% argile	17 ans	maïs et blé	Labour 30cm travail superficiel (rotavator 12cm) semis direct	- non renseigné 2 fois plus sur 0-5cm puis probablement NS NS d'après les auteurs (cf discussion) infos vitesse minéralisation
Orts et al., 2007 Carbon and nitrogen stocks	Boigneville	luvisol 20% argile, 70% limon	32 ans	maïs et blé	labour 20cm semis direct	- +15% sur 0-20cm, NS >20cm +150% sur 0-5cm)

Martin Rueda et al 2007	Espagne	Calcicortidic Haploxerafl loamy sandy texture	4 ans	orge-orge jachère - orge velch - orge	Labour (30cm) pseudo labour (chisel 20cm) semis direct	- 1 an - 20% (0-15cm) et NS (15-30cm), 2, 3 et 4 ans +30% (0-30cm) 1 an - 20% (0-15cm) et NS (15-30cm), 2, 3 et 4 ans +35% (0-15cm) et +30% (15-30cm)
Mailard et al., 1994	Suisse	demandeur l'article précédent 27% argile	20 ans	blé d'automne colza blé d'automne maïs	Labour (20-25cm) pseudo labour (chisel 25-30cm) travail superficiel cultivateur 10-15cm travail superficiel/herse rotative 7-10cm	- NS à +10% sur 0-10cm NS 10-20cm) NS à +20% sur 0-10cm NS 10-20cm) NS à +30% sur 0-10cm NS 10-20cm)
Ahl et al., 1998	Allemagne	sol limoneux (73% limon, 18% argile) sol sableux (65% sable, 30% limon)	9 ans	betterave, blé d'hiver, orge d'hiver colza, blé d'hiver, orge d'hiver	Labour 30cm travail superficiel/cultivateur 7cm) Labour 30cm travail superficiel/cultivateur 7cm)	- +15 à +25% (0-7cm) -15 à -50% (7-30(sableux) ou 50 (limoneux)cm) -10 à -22% (0-30(sableux) ou 50 (limoneux)cm)
Ball et al., 1996	Ecosse	Gelysol (49% sable, 35% limon) Cambisol (49% sable, 35% limon)	22 ans	orge d'hiver sauf une année colza pour huile	labour (20cm) travail superficiel (cultivateur à rotation, 5cm) semis direct 4 ans semis direct 26 ans	- +6% (0-12cm), -3% (12-18cm) +7% (0-1cm), -3% à -9%(0-6, 6-12, 12-18cm) +27% (0-1cm), 11% à -9%(0-6, 6-12), -3% (12-18cm)
Moreno et al., 2006	Espagne	sable 50% argile 30% Xerofluent	10 ans	blé tournesol	Labour 30cm travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (mais chisel 25-30cm à t=0 et 7)	- +15 (0-5cm) à +25% (5-10cm), NS (10-25) -25% (à 25-40cm mais pas indiqué dans le texte)
Murillo et al., 1998	Espagne	sable 50% argile 30% Xerofluent	5 ans	blé tournesol	Labour 30cm travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (mais chisel 25-30cm à tous les 2 ans après blé)	- +32 % (à 3 ans) à +50% (à 5 ans) (0-5cm) NS (5-30cm)
Piovaneli et al., 2006	Italie	Fluentic eutrudpet 44% sable 40% limon	9 ans	maïs 2 ans puis maïs, blé d'hiver, fèves	labour 40cm sous solage (40-45cm) travail superficiel (herse à disques 10-15cm)	- +5% (0-40cm) (2 fois plus à 5cm, +50%mais NS à 15cm) +7% (0-40cm) (2.5 fois plus à 5cm, 2 fois plus à 15cm)
Stockfisch et al 1999	Allemagne	orthic luvisol 69% limon, 16% argile	21 ans	15 ans céréalié 2 ans de colza d'hiver 1 an de betterave, de petit pois de fève et de maïs	labour 25-30cm travail superficiel (herse à rotation, 6-8cm) MAIS labour à 30cm en automne les 2 dernières années	- +50% (0-5cm)
Düring et Gath 2002	Allemagne	Cambisol (sable 65% limon 29%) Luvisol (limon 66% sable 19%) Fluvisol (limon 53 % argile31%)	17 ans 9 ans 11 ans	8 ans céréales, 4 ans maïs doux, 5 ans betterave 7 ans céréales, 2 ans colza 8 ans céréales, 3 ans maïs	labour (25cm) semis direct	- 2 fois plus (0-3cm), +25% (3-10cm), NS (10-25cm)
Lopez-Bellido et al., 1997	Espagne	Vertisol 70% argile, 16% limon	4 ans	comparaisons de successions de 2 ans blé tournesol blé pois chiche blé jachère blé fève	labour 25-30cm semis direct	- NS (0-30cm, 15, 45 et 75cm)
Diaz-Ravina, 2005	Espagne	gleyic cambisol sableux	8 ans	maïs	labour 25-30cm semis direct	- + 25 (12 semaines après semis) à 40% (semis) (0-5cm)
Murillo et al., 2006	Espagne	sable 50% argile 30% Xerofluent	13 ans	blé tournesol	Labour 30cm travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (mais chisel 25-30cm à tous les 2-3 ans après blé)	- +17 à 40% (0-5 et 5-10cm, labour, brulis des résidus 10% NS depuis suppression de brulis sauf si on tient compte des variations de densités +20% (0-5cm)
Dumontet et al., 2001	Italie	vertic ustorthens argile 39%, sable 40%	3 ans	vesce- avoine, blé ou jachère blé	labour 40cm pseudolabour (herse 20cm)	- +20% (0-20cm)
Douglas et al., 1986	UK	limon 68%, sable 21%	10 ans	orge d'hiver	labour travail superficiel semis direct	- non renseigné +60% (2,5cm) -16 à -35% (5-30cm)
Grocholl in Tebrügge et Düring 1999	Allemagne	Eutric cambisol 65% sable 29% limon	17 ans	8 ans céréales, 4 ans maïs, 5 ans betterave	labour 25cm semis direct	- +56% (0-2.5cm), +18% (2,5-5cm), +12% (5-10cm) NS (10-20cm)
Guerrif, 1989	France		10 ans		labour (25-28cm) travail superficiel (cultivateur 10cm) semis direct	- +20% (0-5cm), NS 10-30cm +80% (0cm), +30% (2,5cm), NS (5 cm)
Reuter et al., 2000	France	50% sable, 30% limon	8 ans	vigne	desherbage mécanique couverture permanente desherbage chimique	- +75% +40%

Annexe 2 : Analyse bibliographique de l'impact des TCSL sur la qualité de la matière organique

référence	localisation(s)	sol(s)	durée de l'essai	culture et succession	travail du sol	teneur C	total POM	aux minéraux dans els agrégats	POM C inter agrégats	POMC intra agrégats	fraction légère organic C	fraction dense organic C
Oorts et al., soumis Carbon and nitrogen stocks	Boigneville	luvisol 20% argile, 70% limon	32 ans	maïs et blé	labour 20cm semis direct	-	2 fois plus sur 0-5cm NS sur 5-20cm concentration	NS 5-20cm NS 0-5cm >2mm +50a 100% 0-5cm<2mm	-	2 à 3 fois + sur 0-5cm 30 à -75% sur 5-20cm	-	-
Wander et Bidart, 2000	USA	sol limoneux	10 ans	maïs, soja	labour (15-30cm) ou pseudolab (chisel 15-30cm) semis direct	-	1.5 fois + de C et N	-	2 fois + de C et N	2 fois + de C et N	-	-
Liebig et al., 2004	USA	sol limoneux	17 ans	succession blé jachère labour succession blé, blé, tournesol pour semis direct	pseudolabour semis direct	-	3 fois plus	-	-	-	-	-
			4 ans	différentes successions	travail superficiel semis direct	-	-10%	-	-	-	-	-
Chan 2001	Australie	sol argileux (à% sable 23%?) sol sableux (77%)	10 ans	?	labour et brûlis semis direct sans brûlis	-	+25% à 3 fois plus (0-10cm)	-	-	-	-	-
Wander et Xang 2000	USA	limoneux	10 ans	maïs soja	labour 20-25cm semis direct	NS	-	-	+20% à 2 fois plus (0-5cm) (NS à +30% 5-20cm)	-	-	-
Franzluebbers et Arshad 1997	USA	limon 46%, argile 18% limon 51%, argile 28% limon 41%, argile 37% limon 31%, argile 67%	4 à 16 ans	blé colza orge orge colza orge orge jachère colza blé	pseudolabour chisel (10-15cm) semis direct	-	+20% (0-5cm) NS (5-20cm)	-	-	-	-	-
Needelman et al., 1999	USA	36 sds limon 26 à 66%, argile 28 à 64%	> 5 ans	maïs ou maïs soja ou maïs soja paille ou maïs, blé soja	labour pseudo labour semis direct	-	+33% (0-5cm) +29% (5-15cm) NS (0-15cm) pas d'effet texture sur POM maïs effet de culture plus important en labour/pseudo labour et effet texture + travail du sol + profondeur le peu d'effet du travail du sol dans sols sableux	-	-	-	-	-
Six et al., 1999	USA	4 sols (textures variées)	9-33 ans	blé_jachère maïs maïs soja blé maïs	labour (20 à 25cm) semis direct	NS à +20%	C g/m <sup>2</sup> 0-20cm +30%	-	-	C g/kg par agrégat 0-5cm NS à 2 à 3 fois plus 5-20cm NS à 2 à 5 fois plus C g/m <sup>2</sup> 0-20cm NS à 2 à 5 fois plus	-	-
Deneff et al., 2004	USA	2 sols texture équilibrée limoneuse	25 30 ans	blé jachère maïs riz	labour semis direct	NS 2 fois plus	-	texture équilibrée 0-5cm 2 fois plus 5-20cm 2 fois plus	texture équilibrée 0-5cm NS 5-20cm 2 fois moins	texture équilibrée 0-5cm 2 fois plus 5-20cm 2 fois moins	-	-
Tan et al., 2007	USA	62% limon, 15% argile	17 ans (L) 27 ans (SD)	maïs	labour conventionnel (pas d'explications) semis direct	-	-	texture limoneuse 0-5cm 2 fois plus 5-20cm +25%	texture limoneuse 0-5cm NS 5-20 cm NS	texture limoneuse 0-5cm 2 fois plus 5-20 cm NS	2 fois plus sur 0-5cm NS sur 5-10cm 2 fois moins sur 10-20cm +40% sur 10-20cm NS sur 0-20cm g kg-1 84% sur 0-20cm kg C m-2	2 fois plus sur 0-5cm NS sur 5-10cm +40% sur 10-20cm NS sur 0-20cm g kg-1 20% sur 0-20cm kg C m-2
Puget et al., 1999	France	68% limon, 25% argile	?	maïs et blé? (Boigneville)	labour semis direct	-	2 fois plus	-	-	-	-	-
Puget et al., 1996	France	68% limon, 25% argile	?	maïs et blé? (Boigneville)	labour semis direct	-	2 fois plus	-	8 fois plus	5 fois plus	-	-
Puget et al., 1995	France	69% limon 25% argile	23 ans	maïs	labour 30cm travail superficiel (rotavator 12 cm) semis direct	-	+30% 2.5 fois plus	-	-	-	-	-
Balabane et al., 2005	France	69% limon 25% argile  La Cage limon 56% sable 26%	30 ans	labour semis direct + couvert végétal	labour 30cm travail superficiel (rotavator 12 cm) semis direct  colza blé pois blé	-	NS en proportion C total NS en proportion C total	-	-	-	NS en proportion C total NS en proportion C total	NS en proportion C total NS en proportion C total
						-	+25% en proportion de C total	-	-	-	+30% en proportion de C total	+20% en proportion de C total

Annexe 3 : Analyse bibliographique de l'impact des TCSL sur la masse volumique (densité apparente)

Pidgeon , 1981	Ecosse	stagnogleic brown earth sableux	Labour (20cm) travail superficiel (5cm cultivateur) travail superficiel ( herse 4-5cm) semis direct	2 ans	orge de printemps	- +5% (6cm) - +5% (6cm)
Sharma 1985	Yorkshire Angleterre	sable 82%, limon 16%	Labour 20cm Travail superficiel (Chisel 12,5cm) Semis direct	moins d'1 an	orge de printemps	- NS +7% (0-10cm)
Chamen et Longstaff, 1998	UK	mesic aquic eutrochrept argile 60%, limon 23%	labour (20cm) travail superficiel 12,5cm	7-8ans	céréale	- NS
Ball et al., 1997	écosse Sud Edinburgh	Gelysol (49% sable, 35% limon) Cambisol (49% sable, 35% limon)	labour semis direct 4 ans semis direct 26 ans	26 ans	orge de printemps de 66 à 83 orge d'hiver de 83 à 92 avec pause en 88-89 depuis 92 colza pour huile	- NS +15% (0-10cm)
Hernanz et al., 2002	Madrid	loam Vertic Luvisol 45% sable, 34% limon	CT = labour 30cm + pseudo labour (chisel 20cm) semidirect	83-967 85-96 2ème	83-87 succession blé d'hiver jachère 87-95 monoculture orge d'hiver depuis 95 blé d'hiver  2ème expérience succession blé d'hiver gesse ou vesce (vetch)	- NS +5% (0-15cm), NS (20-45cm)
Ball et al., 1996	ÉCOSSE	Gelysol (49% sable, 35% limon) Cambisol (49% sable, 35% limon)	labour (20cm) travail superficiel (cultivateur à rotation, 5cm) semis direct 4 ans semis direct 26 ans	22 ans	orge d'hiver sauf une année colza pour huile	- -5% (0-1cm) -5% (0-1cm) -10% (0-1cm)
Stockfisch et al 1999	Allemagne		labour 25-30cm travail superficiel (herse à rotation, 6-8cm) MAIS labour à 30cm en automne les 2 dernières années	21 ans	15 ans céréale 2 ans de colza d'hiver 1 an de betterave, de petit pois de fève et de maïs	- -11% (0-5cm), +6% (15cm), -6% (25-30cm)
Comegna e al., 1990	Italie	argile 40%, sable 40%	labour 40cm labour 20cm travail superficiel (rotavation) semis direct	7 ans	fève blé	- NS NS NS
Hernanz et Sanchez-Giron 2000	Espagne	calcic haploxeraif, texture équilibrée	labour (30cm) travail superficiel (chisel 15cm) semis direct	15 ans	blé d'hiver, vesce	- NS NS
Moreno et al., 2000	Seville Espagne	sandy clay loam 57% sable 25% argile	labour (25cm) travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (maïs chisel 25-30cm à t=0 et 7)	7 ans	blé tournesol succession	- +10 à 15% (semis année sèche), NS (floraison et année humide) (0-20cm)
Douglas et al., 1986	UK	limon 68%, sable 21%	labour travail superficiel semis direct	10 ans	orge d'hiver	- NS (2-7cm), +10% (10-15cm) +7% (2-15cm) NS à 35cm
Tebrügge et Düring, 1999	Allemagne	Luvic Phaeozem 67% limon, 21% argile	labour 25cm semis direct	17 ans	céréales 13 ans betteraves 4 ans	- diminution (0-3cm, non chiffré) +27% (5cm), +7% (15cm) -7% (35cm)
Maillard et al., 1994	Suisse	27% argile	Labour (20-25cm) travail superficiel herse rotative 7-10cm	20 ans	blé d'automne colza blé d'automne maïs	- NS à +11% 0-20cm

référence	localisation	sol(s)	travail du sol	âge de l'essai	culture et succession	Masse volumique sens de variation
Gomez et al, 1999	sud Espagne	xerochrept calcixeroll vertic soil clay loam texture	pseudo labour (disque 20cm) semis direct	15 ans	oliviers	- +10 à +15% (0-10cm)
Bescansa et al 2006	Espagne Nord semi aride	calcic haploxerept 35% argile, 35% limon	labour (25cm) travail superficiel (chisel 15cm) semis direct	5 ans	orge	- NS (0-15cm) à +10% (15-30cm) + 8 (0-15cm) à 10% (15-30cm)
Gomez et al, 2004	Sud Espagne	Typic chromoxerert ou vertisol 49% argile, 41% limon	pseudo labour (rotary tiller 15cm) travail superficiel (rotary tiller 10cm) semis direct	4 ans	olivier	- NS 0 à +40% (arbres ou rangées)
Enrique et al, 2001	NE Espagne	Calcic haploxerept argileux	labour (25cm) pseudolabour (15cm) semis direct	5 ans	orge	- -2% +13%
Pelegrin et al, 1990	SW Espagne	Haploxeraif sable 60%, argile 28%	labour (25-30cm) pseudo labour (disc 30-33cm) pseudo labour ( cultivateur 18-22cm) travail superficiel (herse ) disques 12-15cm) semis direct	3 ans	succession céréale tournesol	- NS (nov), 2% (juin) NS(nov) , 7% (juin) NS(nov) ,NS (juin) NS(nov) , 23% (juin)
Moreno et al, 1997	Seville Espagne	sandy clay loam 57% sable 25% argile	labour (25cm) travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (maïs chisel 25-30cm à t=0)	3 ans	blé tournesol succession	0- +40% (0-20cm, plusieurs dates)
Bonari et al, 1995	Italy centre ouest Italy	typic xerosamment sable 87%, argile 7%	labour (25-30cm) travail superficiel (herse à disque 10-15cm)	3 ans	colza	- NS à +7% (0-20cm, 3 années)
Ehlers et al, 1983	Allemagne	loess 80% limon	labour pas labour	6-10ans	avoine	- 11% à -7% (0-30cm)
Friedel et al, 1996	Allemagne	haplic luvisol sur loess 78% limon, 20 argiel	labour 25cm L travail superficiel (rotary cultivation 10-12cm)	14 ans	papilionacées- céréales succes- colza- céréales succession	- NS
Horn 2004	Allemagne nord	stagnic luvisol 60% sable, 30% limon	labour (25cm) Travail superficiel (chisel 8cm)	8 ans	non renseigné	8% (10-15cm)
Chassot et al, 2001	Suisse	orthic luvisol 50% sable, 35% limon gleyic cambisol 51% limon, 36% sable	Labour 25cm Semis direct	2-3 ans	succession sur 4 ans blé d'hiver, colza, blé d'hiver maïs moutarde blanche entre blé et maïs	- 27 à 13% (2,5-22,5cm)
Anken et al, 2004	Suisse	orthic luvisol sable 53%, limon 31%	labour (25cm) pseudo labour (paraplow35cm) pseudo labour (chisel 25cm) travail superficiel Semis direct	14 ans	succession blé d'hiver maïs blé d'hiver colza d'hiver	- NS NS NS NS
Braim et al, 1992	UK	stagno gleyic argillic brown earth	labour travail superficiel semis direct	2 ans	orge de printemps	- NS NS
Ball et al, 1994	Ecosse	Gelysol (argileux) Cambisol texture équilibrée	labour (20cm) travail superficiel (cultivateur à rotation, 5cm) semis direct 4 ans semis direct 26 ans	23 ans	orge d'hiver sauf une année colza pour huile	- -5 à -10% (2 dates) +15 à +60% (2 dates) +3 à 35% (2 dates)

Annexe 4 : Analyse bibliographique de l'impact des TCSL sur la taille des pores

référence	localisation	sol(s)	travail du sol	durée de l'essai	culture et succession	théorie >30µm macroporosité sens de variation	théorie 0,2> >30µm mésoporosité sens de variation	théorie<0,2µm microporosité sens de variation
Mackie-dawson et al., 1989	UK Oxfordshire	Eutric gley soil (FAO) entre 47 et 57% d'argiles	Labour (21cm) SD	7 ans (74-81)	winter wheat	0 à -40% (0-10cm, différentes dates)		
Bescansa et al 2006	Espagne Nord semi aride	calicic haploxerept 35% argile, 35% limon	labour (25cm) travail superficiel (chisel 15cm) semis direct	5 ans	orge	4 fois moins (>9µm, 0-15cm) 4 fois moins (>9µm, 0-15cm)	NS +40 à 79% (6-9µm, 0.2-6µm)	
Yavuzcan et al., 2005	Bavière	Regosol 58% limon, 29% sable	labour (25cm) Travail superficiel (chisel 13cm)	7 mois	blé	0 à -29% (-6 kPa)	0 à -50% (-33 kPa)	
Anken et al, 2004	Suisse	orthic luvisol sable 53%, limon 31%	labour (25cm) pseudo labour (paraplow35cm) pseudo labour (chisel 25cm) travail superficiel Semis direct	14 ans	succession blé d'hiver maïs blé d'hiver colza d'hiver	non renseigné NS -26% à NS (5-8 cm, autre profondeurs)		
Pidgeon , 1981	Ecosse	stagnogleyic brown earth sableux	Labour (20cm) travail superficiel (5cm cultivateur + herse 4-5cm) travail superficiel ( herse 4-5cm) semis direct	2 ans	orge de printemps	3 fois moins NS 4 fois moins		
Douglas et al., 1986	UK	Luvic Phaeozem limon 68%, sable 21%	labour travail superficiel semis direct	10 ans	orge d'hiver	-35% (2-7cm) -60% (2-7cm)		
Tebrügge et Düring, 1998	Allemagne	Eutric Fluvisol 53% limon, 31% argile	Labour 25cm semis direct	11 ans	8 ans céréales, 3 ans maïs	-30% (4-8cm), -70% (14-18; 20-24cm) oct -24% (4-8cm; 20-24cm) -70% (14-18cm) mai (>120µm)		
Maillard et al., 1994	Suisse	27% argile	Labour (20-25cm) travail superficielherse rotative 7-10cm	20 ans	blé d'automne colza blé d'automne maïs	NS à -55% (0-10cm) NS (10-20cm)		
Anken et Heusser, 1997	Suisse	Limon sableux 48% sable, 31% limon limon argileux 35% argile, 35% limon	labour (25cm) pseudo labour (décompacteur à ailette 25-30cm) semis direct	25-30cm	céréales, colza, maïs betterave	-20 à 25% (0-20cm), 2fois plus (25-30cm) -30 (0-5cm) à -50% (15-20cm) (NS 25-30cm)		
Hallaire et al., 2004	France	brunisol sable 45%, limon 39%	labour 25cm travail superficiel (semavator 5-7cm) semis direct	3 ans	maïs	-30% -60%		
Pagliari, 1995	Italie	silty loam calcaic cambisol (sable 29%, limon 55%) clay loam vertic cambisol (argile 50%, limon 41%)	Labour 40cm travail superficiel (herse à disques 10cm) Labour 40cm travail superficiel (herse à disques 10cm)	1 an	maize wheat	NS (0-10cm), 2 fois plus (20-30cm) >50µm NS		

Annexe 5 : Analyse bibliographique de l'impact des TCSL sur la taille des agrégats

référence	localisation	sol(s)	travail du sol	durée de l'essai	culture et succession	diamètre moyen des agrégats	très gros agrégats
Yang et Wander, 1998	Illinois	orthic greyzems	Labour 20-25cm Travail superficiel (dsiques 7,5-10cm) Semis direct	9 ans (86-95)	rotation soja maïs parcelles nord sud	- +20%	
Bissonnette et al 2001	Canada	humic gleysol 49% argile, 8% sable	labours 20cm pseudolabour (chisel 15cm)	7 ans	monoculture d'orge ou succession de 1an orge et 2 ans fourrage (phléole et trèfle des prés)	0 à +15-25% (monculture/ succession)	
Arshad et al, 1994	Canada	solonetz mollique 60% argile, 30% limon	2 pseudo labours (cultivateur 25cm) 1 pseudo labour (printemps, cultivateur 25cm) Semis direct	2 ans	blé de printemps (=tendre?)	NS +25%	
Wright et Hons, 2005 Soil and Tillage Research	Texas	45% limon, 31% sable	pseudo lanour (chisel 25cm) semis direct	20 ans	succession sorgho, blé, soja blé soja blé		Succession NS Monoculture 4 fois plus (0-5cm), NS (5-15cm) (>2mm)
Wright et Hons, 2005	Texas	45% limon, 31% sable	pseudo lanour (chisel 25cm) semis direct	20 ans	succession sorgho, blé, soja blé soja blé		+10 à 30% (0-5cm) (>2mm)
Mikha et Rice, 2004	Kansas	Kennebec silt loam 69% limon, 22% argile	pseudo lanour (chisel ) semis direct	10 ans	maïs		3 fois plus (0-5cm) (>2mm)
Richard et al, 1995	France	2 Rendzines Calic cambisol Gleyic luvisol	labour en automne (NT) labour au moment du semis (CT)	qq mois	betterave	augmentation	
Angers et al, 1992	Canada	orthic humic gleysol	labour 15-18cm pseudo labour (chisel 12-15cm) Semis direct	4 ans	monoculture orge ou orge trèfle succession	NS 0 à +40% (0-7,5cm)	NS +50% (2-6mm)
Oorts et al., soumis Carbon and nitrogen stocks	France	luvisol 20% argile, 70% limon	labour 20cm semis direct	32 ans	maïs et blé	- +78% (0-20cm) 2 fois plus sur 0-5cm, +55% sur 5-20cm	5 fois plus (0-5cm) (>2000µm)
Ball et al., 1996	Ecosse	Gelysol (argileux) Cambisol texture équilibrée	labour (20cm) travail superficiel (cultivateur à rotation, 5cm) semis direct 4 ans semis direct 26 ans	22 ans	orge d'hiver sauf une année colza pour huile	- +43% (0-1cm) +44% (0-1cm) 2 fois plus (0-1cm)	
Barthès et al, 1998	Aveyron	régosol (peu différencié) argile 30% limon 40%	LP: labour plat conventionnel 25cm LD : labour dressé 25cm maintien de la bande TS travail superficiel (vibrocteur) SD	2,5mois	avoine au printemps		NS NS +20% (>0,2mm)

Annexe 6 : Analyse bibliographique de l'impact des TCSL sur la stabilité des agrégats

référence	localisation	sol(s)	travail du sol	durée de l'essai	culture et succession	stabilité des agrégats
Gomez et al, 1999	sud Espagne	xerochrept calcixeroll vertic soil clay loam texture	pseudo labour (disque 20cm) semis direct	15 ans	oliviers	
Yang et Wander, 1998	Illinois	orthic greyzems	Labour 20-25cm Travail superficiel (disques 7,5-10cm) Semis direct	9 ans (86-95)	rotation soja maïs parcelles nord sud	NS +35à +40% (maïs soja)
Hill 1990	Maryland	Bertie silt loam plaine en hauteur Mattapex silt loam plaine Delanco silt loam piedmont	labour (20-23cm) semis direct	11-12 ans	maïs	
Rhoton et al, 1993	Sud est USA Auburn Jackson Verona Watkinsville	loamy sand,dystric nitrosol (65% sable, 27% limon) silt loam orthic acrisol (50% limon, 28% sable) silty clay loam hapic phaeozem (80% limon, 10% argile) sandy loam,dystric nitrosol (50% sable, 27% argile)	labour labour pseudo labour labour semis direct pour les 4 sols	5 ans 5 ans 9 ans 15 ans	soja soja soja sorghum	NS
Stengel et al 1984	7 Sol UK 1 Boigneville	7+1=16 sols...	CT (labour) SD			2 fois plus 10 sols sur 14)
Bonari et al, 1995	Italy centre ouest Ita	typic xeropssamment sable 87%, argile 7%	labour (25-30cm) travail réduit (herse à disque 10-15cm)	3 ans	colza	
Gomez et al, 2004	Sud Espagne	Typic chromoxerent ou vertisol 49% argile, 41% limon	pseudo labour (rotary tiller 15cm) travail superficiel (rotary tiller 10cm) semis direct	4 ans	olivier	NS -22% (0-5cm)
Pagliai	Italie	silty loam calcic cambisol (sable 29%, limon 55%) clay loam vertic cambisol (argile 50%, limon 41%)	Labour 40cm travail superficiel (herse à disques 10cm)	1 an	maize wheat	+40 à 50% (10cm)
Rhoton et al, 2002	Senatobia MS US Coshocton OH	dystric podzoluvisol (limon) haplic luvisol (limon)	Pseudo labour (chisel 20cm) semis direct	9ans 34 ans	maïs coton	- 2fois plus à NS (0 15,2)
Hernanz et al, 2002	Espagne	loam Vertic Luvisol 45% sable, 34% limon	labour (30cm) pseudo labour (chisel 20cm) semidirect	83-96? 85-96 2ème manip	83-87 succession blé d'hiver jachère 87-95 monoculture orge d'hiver depuis 95 blé d'hiver  2ème expérience succession blé d'hiver gesse ou vesce (vetch)	-4% à +1% (succesion, céréals) -4% à -1% (succesion,céréals)
Friedel et al, 1996	Allemagne	haplic luvisol sur loess 78% limon, 20 argile	labour (25cm)L travail superficiel (rotary cultivation 10-12cm)	14 ans	papillonacées- céréales succession colza- céréales succession	- 2 fois plus (leg) 3 fois plus (colza) (0-4cm)
Douglas et al., 1986	UK	limon 68%, sable 21%	labour travail superficiel semis direct	10 ans	orge d'hiver	NS à 2 fois plus (différentes dates) NS à 2 fois plus (différentes dates)
Gruber, 1993 in Tebrügge et Düring, 1999	Allemagne	Luvic Phaeozem 67% limon, 21% argile	labour 25cm pseudolabour ou travail superficiel ? semis direct	17 ans	céréales 13 ans betteraves 4 ans	- 3 fois plus à +16% (16-33% argile) 3 fois plus à +9% (16-33% argile)
Maillard et al., 1994	Suisse	27% argile	Labour (20-25cm) pseudo labour (chisel 25-30cm) travail superficiel cultivateur 10-15cm travail superficielherse rotative 7-10cm	20 ans	blé d'automne colza blé d'automne maïs	- NS à +15% (0-10cm), +25-40% (10-20cm) NS à +15% (0-10cm), +25-40% (10-20cm) +30 à 60% (0-10cm), +25-40% (10-20cm)

Annexe 7 : Analyse bibliographique de l'impact des TCSL sur la résistance du sol

référence	localisation	sol(s)	travail du sol	durée de l'essai	culture et succession	résistance du sol en torsion	pénétrabilité (cone index)
Gomez et al, 1999	sud Espagne	xerochrept calcixeroll vertic soil clay loam texture	pseudo labour (disque 20cm) semis direct	15 ans	oliviers		NS à 2 fois plus
Hill 1990	Maryland	Bertie silt loam plaine en hauteur Mattapex silt loam plaine Delanco silt loam piedmont	labour (20-23cm) semis direct	11-12 ans	maïs		3 à 5 fois plus
Stengel et al 1984	7 Sol UK 1 Boigneville	7+1=16 sols...	CT (labour) SD				
Bonari et al, 1995	Italy centre ouest Ita	typic xeropssamment sable 87%, argile 7%	labour (25-30cm) travail réduit (herse à disque 10-15cm)	3 ans	colza		0 à +88% (0-60cm, 3 années)
Gomez et al, 2004	Sud Espagne	Typic chromoxerent ou vertisol 49% argile, 41% limon	pseudo labour (rotary tiller 15cm) travail superficiel (rotary tiller 10cm) semis direct	4 ans	olivier		NS 2 fois plus (0-15cm)
Yavuzcan et al., 2005	Bavière	Regosol 58% limon, 29% sable	labour (25cm) Travail superficiel (chisel 13cm)	7 mois	blé		-14 à +50% (humidité, charge, profondeur)
Chassot et al, 2001	Suisse	orthic luvisol 60% sable, 35% limon gleyic cambisol 51% limon, 36% sable	Labour 25cm Semis direct	2-3 ans	Succession sur 4 ans blé d'hiver, colza, blé d'hiver maïs moutarde blanche entre blé et maïs		3fois plus à +25% (7,5 et 32,5 cm)
Braim et al, 1992	UK	stagnic gleyic argillic brown earth	labour travail superficiel semis direct	2 ans	orge de printemps		2 à 4 fois plus (4-11cm), 10fois plus (15-19cm) 2 fois plus (23cm) 10 fois plus (4-19cm) 2 fois plus (23cm)
Ehlers et al, 1983	Allemagne	loess 80% limon	labour pas labour	6-10ans	avoine		+125% à +15% (5 à 25cm)
Pélegrin et al, 1990	SW Espagne	haploxerol sable 60%, argile 28%	labour (25-30cm) pseudo labour (disc 30-33cm) travail superficiel (cultivateur) 18-22cm travail réduit (herse ) disques 12-15cm) semis direct	3 ans	succession céréals tournesol		NS NS NS +30% à 6 fois plus (date profondeur)
Ball et al, 1994	Ecosse	Gelysol (argileux) Cambisol texture équilibrée	labour (20cm) travail superficiel (cultivateur à rotation, 5cm) semis direct 4 ans semis direct 26 ans	23 ans	orge d'hiver sauf une année colza pour huile	2 fois plus 3 fois plus	2,5 à 5 fois plus 2 à 4 fois plus
Sharma 1985	Yorkshire Angle	sable 82%, limon 16%	labour 20cm Travail superficiel (Chisel 12,5cm) Semis direct	moins d'1 an	orge de printemps		2 fois plus 2 fois plus
Campbell et al, 1986	Ecosse	imperfectly drained sandy clay loam (sable 35%, argile 45%)	pseudo labour (chisel) semis direct	4 ans	orge d'hiver	+25%	tendance augmentation NS
Moreno et al, 1997	Seville Espagne	sandy clay loam 57% sable 25% argile	labour (25cm) travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (maïs chisel 25-30cm à t=0)	3 ans	blé tournesol succession		NS à 5 fois plus (profondeurs, 3 années)
Chamen et al, 1995	UK	mesic acric eutrochrept argile 60%, limon 23%	labour (20cm) travail superficiel 12,5cm	7-8ans	céréals		+10 à +30% (15-50cm)
Hernanz et Sanchez-Giron, 2000	Espagne	calcic haploxerol, texture équilibrée	labour (30cm) travail superficiel (chisel 15cm) semis direct	15 ans	blé d'hiver, vesce		NS
Moreno et al, 2000	Seville Espagne	sandy clay loam 57% sable 25% argile	labour (25cm) travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (maïs chisel 25-30cm à t=0 et 7)	7 ans	blé tournesol succession		- +3 à 4 fois plus (semis année sèche 0-20cm), NS (floraison et année humide) (0-20cm)
Douglas et al., 1986	UK	limon 68%, sable 21%	labour travail superficiel semis direct	10 ans	orge d'hiver		0 à 2 fois plus (0-25cm, max à 20cm) 2 à 3 fois plus (0-25cm)
Ball et al, 1997	Ecosse Sud Edinburgh	Gelysol (argileux) Cambisol texture équilibrée	labour semis direct 4 ans semis direct 26 ans	26 ans	orge de printemps de 86 à 83 orge d'hiver de 83 à 92 avec pause en 88-89 depuis 92 colza pour huile	2 fois plus 3 fois plus	



Annexe 8 : Analyse bibliographique de l'impact des TCSL sur les flux d'eau et d'air

référence	localisation	sol(s)	travail du sol	durée de l'essai	culture et succession	taux de gravité sens de variation	taux de gravité sens de variation	conductivité hydraulique à saturation sens de variation	perméabilité à l'air sens de variation	infiltration sens de variation	Evapotranspiration sens de variation	diffusivité relative sens de variation
Azooz et al., 1996	Nord ouest Canada	silt loam 20% argile et sandy loam sol. 18% argile	pseudo labour (12-15cm) semis direct	13 ans	orge sur le silt loam succession orge canola sur sandy loam			+20% à 2 fois plus (0-15cm, pression inférieures à -40kPa)				
Arshad et al., 1994	Canada	solonetz molique 60% argile, 30% limon	2 pseudo labours (cultivateur 25cm) 1 labour (prentemps, cultivateur 25cm) semis direct	2 ans	blé de printemps (hendre?)	NS						
Gomez et al., 1999	Sud Espagne	renochépi calcicole vertic sol clay loam texture	pseudo labour (disque 20cm) semis direct	15 ans	oliviers			35% (équipement interne)				
Bascansa et al., 2006	Espagne Nord semi aride	calic haplovertic 36% argile, 35% limon	labour (25cm) travail réduit (chisel 15cm) semis direct	6 ans	orge	NS	18% à +11% (RFP à 1500-Pa)					
Gomez et al., 2004	Sud Espagne	Typic chromoxeure ou vertisol 60% argile, 41% limon	pseudo labour (rotary tiller 15cm) travail superficiel (rotary tiller 10cm)	4 ans	olivier							
Josa et Herener., 2001	Barcelone Espagne	Calicheptic, verticépi (silt loam)	labour (25-30cm) travail superficiel (chisel) semis direct	6 ans	succession pois blé blé orge	+12% +26%						
Falegrin et al., 1990	SW Espagne	Haplovertic sable 60%, argile 28%	labour (25-30cm) pseudo labour (disc 30-33cm) pseudo labour (cultivateur 8-23cm) travail réduit (herse) à disques 5-7cm) semis direct	3 ans	succession céréale tournesol			NS, 2 fois plus (nov. juin) NS, 10% de moins (nov. juin) NS, 3 fois moins (nov. juin) NS, 8 fois moins (nov. juin)	NS, +50% (nov. juin) 3 fois moins, -30% (nov. juin) 4 fois moins, -3.5 fois moins (nov. juin) 4 fois moins, -3.5 fois moins (nov. juin)			NS NS NS, -5% (blé tournesol) NS, -10% (blé tournesol)
Morero et al., 1997	Seville Espagne	sandy clay loam 57% sable 25% argile	labour (25cm) travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (max chisel 25-30cm à no)	3 ans	blé tournesol succession	0 à +20% (différentes dates)		6 fois moins à 2 fois plus (date et profondeur)		2 fois moins à NS (date de mesure)		
Enrique et al., 2001	NE Espagne	Calic haplovertic argileux	labour (25cm) pseudo labour (15cm) semis direct	6 ans	orge			2% à 3 fois plus 4% à 3 fois plus				
Bail et al., 1997	Ecosse Sud Edinburgh	Gleysol (argileux) Cambisol texture équilibrée	labour semis direct 4 ans semis direct 26 ans	26 ans	orge de printemps de 60 à 83 orge d'hiver de 83 à 92 avec pause en 88-89 depuis 92 coza pour huile					40 fois moins 8 fois moins	800 fois moins 200 fois moins	14 fois moins 266 fois moins
Bail et al., 1994	Ecosse	Gleysol (argileux) Cambisol texture équilibrée	labour (20cm) travail superficiel (cultivateur à rotation, 5cm) semis direct 4 ans semis direct 26 ans	23 ans	orge d'hiver sauf une année coza pour huile	0 à -20% 0 à -20% 0 à -20%				non mesuré 8 à 13 fois moins 2 à 8 fois moins		4 à 10 fois moins (0 à 4 fois moins (0
Sharma 1985	Yorkshire Angleterre	sable 62%, limon 16%	Travail superficiel (Chisel 12.5cm) Semis direct	moins d 1 an	orge de printemps	NS 0 à -20% (plusieurs dates)						
Mackie-Jawson et al., 19	UK, Orfordshire	Eutric gley sol (FAO) entre 47 et 57% d'argiles	labour (21cm) SD	7 ans (7-8)	winter wheat			+30 à 50% en automne et hiver				
Campbell et al., 1986	Ecosse	imperfectly drained sandy clay loam sable (35%, limon 45%)	pseudo labour (chisel) semis direct	4 ans	orge d'hiver							NS
Chamen et al., 1995	UK	mesic aquatic eutrochrept argile 60%, limon 20%	labour (20cm) travail superficiel 12.5cm	7 ans	céréale	NS						
Pagliai, 1995	Italie	silt loam calcicole cambisol (sable 29%, limon 55%) clay loam vertic cambisol (argile 50%, limon 41%)	labour 40cm travail superficiel (herse à disques 10cm)	1 an	maïs wheat	0 (limoneux) +35% argileux				4 fois + (argileux), 10 fois + (limoneux)		
Bonari et al., 1995	Italie centre ouest Ital	Typic xerochrept sable 87%, argile 7%	labour (25-30cm) travail superficiel (herse à disque 10-15cm)	3 ans	coza							
Yavuzcan et al., 2005	Bavière	Regosol 58% limon, 29% sable	labour (25cm) Travail superficiel (chisel 13cm)	7 mois	blé	25% à 14% (profondeur et date)				0 à -26% (20-40cm, différent humides)	28% à 2.5 fois plus (profondeur, humidité, charge)	
Horn 2004	Allemagne nord	stagnic luvisol 60% sable, 30% limon	labour (25cm) Travail superficiel (chisel 8cm)	8 ans	non renseigné					17 à -68% (10-35cm)		
Wiermann et al., 2000	Allemagne Drenthe	silt loamy luvisol	labour 25cm Travail superficiel (rotary tiller 10cm)	24 ans	non renseigné					7 fois plus à -22% (10-30cm)		
Hoffman et al., 1995	Allemagne Drenthe	luvisol sur bass (argile)	labour (30cm) Travail superficiel (10cm)	1-2 ans	betterave, blé d'hiver, orge d'hiver			+0 à 20% (0-10cm)				
Richard et al., 1995	Iran	2 Rendzinas Calic cambisol Gleysol	labour en automne (N1) labour au moment du semis (CT)	66 mois	betterave			+0 à 25% (0-5cm, plusieurs dates)				
Campbell et al., 1986	Ecosse	imperfectly drained sandy clay loam (sable 35%, argile 45%)	pseudo labour (chisel) semis direct	4 ans	orge d'hiver							0 à -20% (2 dates, plusieurs potential matriciel)
Bail et al., 1996	Ecosse	Gleysol (argileux) Cambisol texture équilibrée	labour (20cm) travail superficiel (cultivateur à rotation, 5cm) semis direct 4 ans semis direct 26 ans	22 ans	orge d'hiver sauf une année coza pour huile	+10%(0-1cm) +15%(0-1cm) +20%(0-1cm)						
Stockisch et al., 1999	Allemagne	labour 25-30cm travail superficiel (herse à rotation, 6-8cm) MAIS labour à 30cm en automne les 2 dernières années	labour (25cm) travail superficiel (herse à rotation, 6-8cm) MAIS labour à 30cm en automne les 2 dernières années	21 ans	15 ans céréale 2 ans de coza d'hiver 1 an de betterave, de petit pois de fève et de maïs							
Diaz-Ravina, 2005	Espagne	gleyic cambisol sableux	labour 25-30cm semis direct	8 ans	maïs			+30% (0-5cm)				
Morero et al., 2000	Seville Espagne	sandy clay loam 57% sable 25% argile	labour (25cm) travail superficiel (herse à disques 5-7cm) (maïs chisel 25-30cm à 4 et 7)	7 ans	blé tournesol succession	+36 à 50% année sèche NS année humide (0-15cm)				5 fois moins (0mm, année sèche) à 2 fois moins (0 à -100mm année humide)		
Hodajic et al., 2003	France	Brunisols limoneux 46% limon, 37% sable	labour (25cm) travail superficiel (rotavator 5 à 8cm) semis direct	4 ans	maïs, blé							

## Diagnostic appliqué à trois cas d'étude

---

### I. Objectifs et méthode

La synthèse bibliographique présentée précédemment montre que l'impact du travail du sol sur différents indicateurs environnementaux est contrasté selon la situation où les résultats ont été obtenus. Par exemple, les TCSL peuvent réduire les transferts de phosphore dans des milieux soumis au ruissellement alors qu'elles peuvent les accentuer dans des sols drainés. Nous avons également pu constater que l'effet du travail du sol sur la pression parasitaire est très variable, selon la rotation des cultures notamment.

L'impact des TCSL sur l'environnement doit donc être resitué dans chaque contexte agronomique. Par ailleurs, les indicateurs environnementaux à prendre en compte sont assez nombreux.

Dans l'exercice qui va suivre, nous avons cherché à « tester » notre aptitude à faire la synthèse des connaissances bibliographiques décrites précédemment en se basant sur des cas concrets. L'objectif de cet exercice est d'illustrer les résultats obtenus dans les synthèses bibliographiques avec trois études de cas concrets qui mettent en avant des problématiques différentes. Il permettra aussi de tester la réalisation de diagnostics dans des situations pour lesquelles nous n'avons pas de références pour chaque indicateur.

L'échelle de travail que nous avons choisi d'utiliser au niveau spatial est la parcelle agricole. Nous allons prendre en compte l'effet du travail du sol sur une durée de mise en œuvre assez longue. Nous allons par exemple considérer que la pratique de travail du sol, avec ou sans labour, est mise en œuvre de manière continue sur une durée d'au moins 10 ans, pour donner un ordre de grandeur. Cela sous-entend une différenciation de certaines caractéristiques du sol aboutissant à une modification de certains impacts environnementaux.

Les indicateurs que nous avons retenus sont ceux qui ont déjà été décrits dans la bibliographie :

- ♦ qualité de l'eau : nitrates, phosphore, produits phytosanitaires, turbidité (prise en compte des quantités d'intrants appliquées si nécessaire),
- ♦ qualité de l'air : ammoniac, oxydes nitriques, produits phytosanitaires, gaz à effet de serre,
- ♦ ressources mobilisées (engrais, matériaux métalliques...) et énergie,
- ♦ préservation du sol (tassement, érosion, matières organiques, contamination),
- ♦ biodiversité,
- ♦ qualité des productions

Pour chacun des trois exemples retenus, nous donnerons des tendances d'évolution de chaque indicateur suite à la suppression du labour, qu'elles soient positives, négatives ou neutres. Pour ce faire, nous nous appuyerons au maximum sur des références existantes pour étayer notre diagnostic.

### II. Exemple d'une exploitation des Pays de la Loire

#### 1. Présentation du contexte local

Nous avons retenu l'exemple d'une exploitation située à la Jaillière (44) et représentative d'une partie des Pays de la Loire. C'est une des stations d'Arvalis-Institut du végétal. Un essai « pratiques culturales et qualité des eaux » y est implanté depuis la campagne 1989-1990.

Le sol présent dans la parcelle de l'essai est un sol limoneux drainé sur schiste. L'horizon superficiel contient 15 à 20% d'argile et 2.5% de matières organiques. Le pH est de 6.2. Ce sol est développé sur une altérite de schiste. Ce dernier étant plus ou moins imperméable, le sol est hydromorphe et drainé.

Le climat est de type océanique avec une pluviométrie annuelle moyenne de 720 mm. La lame drainée est en moyenne de 250 mm/an, avec des variations de 20 à 500 mm selon les années. Les eaux de drainage se déversent dans des fossés puis des ruisseaux (eaux superficielles). Le drainage permet de limiter le ruissellement à la surface des parcelles. Du ruissellement peut ponctuellement être observé en hiver mais il est extrêmement rare au printemps ou en été.

Nous retiendrons comme systèmes de culture ceux présents sur l'essai « pratiques culturales et qualité des eaux ». Il s'agit d'une rotation maïs ensilage-blé, dans un contexte avec élevage. Les pailles de blé sont ramassées. Un couvert végétal est semé en été après le blé pour être détruit à la sortie de l'hiver suivant. Du fumier est épandu au printemps avant d'implanter le maïs. Ce dernier est irrigué en été pour régulariser la production de fourrage. Du blé est implanté après la récolte du maïs.

Deux types d'itinéraires d'implantation sont comparés : avec ou sans labour. Les implantations avec retournement du sol recourent à l'usage de la charrue tous les ans, avant blé ou maïs. Les itinéraires « simplifiés » sont conduits sans labour de manière continue. Une description des interventions pratiquées est présentée dans le tableau ci-dessous. Nous pouvons noter que les TCSL sont très « simplifiées » sur cet essai. Il s'agissait de vrai semis direct les premières années. Depuis 2000, quelques opérations de travail superficiel ou profond ont été réintroduites.

Tableau : Itinéraires types mis en œuvre pour l'implantation du maïs sur l'essai qualité des eaux de La Jaillière

Date	Itinéraire avec labour Campagnes 1990 à 2006	Itinéraire sans labour Campagnes 1990 à 1999	Itinéraire sans labour Campagnes 2000 à 2006
Juillet	Récolte blé – Récolte pailles		
Août	Déchaumage		Déchaumage
Août-Sept.	Semis couvert <sup>1</sup>	Semis couvert <sup>1</sup>	Semis couvert <sup>1</sup>
Février-Mars	Destruction couvert	Destruction couvert	Destruction couvert
Mars	Epannage fumier		
Mars	Déchaumage		
Avril-Mai	Labour		Décompactage si besoin
Avril-Mai	Vibroculteur		
Avril-Mai	Semis	Semis direct	Semis

<sup>1</sup> Ray grass d'Italie puis moutarde depuis 2003

Tableau : itinéraires types mis en œuvre pour l'implantation du blé sur l'essai qualité des eaux de La Jaillière

Date	Itinéraire avec labour Campagnes 1990 à 2006	Itinéraire sans labour Campagnes 1990 à 1999	Itinéraire sans labour Campagnes 2000 à 2006
Août-Septembre	Récolte maïs fourrage		
Septembre	Epannage fumier de 1996 à 2004		
Octobre	Labour		
Octobre	Semis	Semis direct	Semis direct

## 2. Impacts environnementaux des TCSL

Dans les tableaux qui suivent, l'impact des TCSL (versus labour) est symbolisé par des :

« - » pour désigner un effet plutôt négatif (accentuation des nuisances),

« + » pour désigner un effet plutôt positif (réduction des nuisances),

« = » pour désigner un effet neutre

« ? » pour désigner une absence de connaissances claires sur cet indicateur par rapport au travail du sol.

<b>Indicateur :</b> <b>Qualité des récoltes</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> <b>—</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> <u>Qualité technologique</u> : peu d'effet dans la majorité des situations (voir bibliographie). Baisse de la teneur en protéines du blé constatée sur l'essai qualité des eaux pour la période 1991-2005 (moyenne de 11.2 sur labour ; 10.7 en TCSL). <u>Qualité sanitaire</u> : des enquêtes parcellaires en région ouest ont montré une hausse du risque de dépasser les teneurs limite en désoxynivalénol en TCSL pour les blés de maïs.	
<b>Solutions à proposer :</b> <u>Qualité sanitaire</u> : choix de variétés de blé peu sensibles aux fusarioses ; à défaut de labourer, enfouir les résidus de maïs par un travail superficiel ; broyer finement les résidus de maïs grain pour accélérer leur décomposition et réduire les attaques de fusarioses sur le blé qui suit ; modifier la rotation si possible.	

<b>Indicateur :</b> <b>Biodiversité</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> <b>+</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Il n'existe pas de mesures locales. A l'échelle de la rotation, la couverture végétale vivante du sol est assez importante, de l'ordre de 10 à 11 mois sur 12. Combiné à des pratiques de TCSL où le travail du sol est très réduit, cela devrait favoriser le développement de la biodiversité.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Bioagresseurs</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> <b>—</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Les références locales montrent une hausse modérée de la présence de bio agresseurs. Les suivis des cultures réalisés sur l'essai « pratiques culturales et qualité des eaux » de La Jaillière ont montré une hausse de la présence de dégâts de limaces (traitées 14 fois en 17 ans en TCSL contre 7 sur labour). Concernant la flore, ce sont essentiellement les liserons qui ont été favorisés en TCSL. Dans des conditions de milieu proches, des suivis ont montré une hausse de la présence de fusarioses sur blé en TCSL derrière maïs. Le piétin verse est par contre défavorisé par les TCSL.	
<b>Solutions à proposer :</b> Gestion agronomique du parasitisme (rotation, travail du sol si nécessaire type déchaumage, date de destruction du couvert).	

<b>Indicateur :</b> <b>Matières organiques</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) : +</b>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Après maïs fourrage, les MO fraîches sont peu présentes à la surface du sol, quelque soit le mode de travail du sol. Les TCSL ne permettent donc pas une grande protection des sols.</p> <p>Après blé, malgré l'exportation des pailles, la présence d'un couvert permet de correctement couvrir le sol quelque soit le travail du sol. Après le semis du maïs, les TCSL permettent par contre de garder un bon niveau de couverture du sol.</p> <p>A long terme, les TCSL augmentent la teneur en matières organiques en surface. Cela permet d'améliorer la stabilité structurale de ce limon, y compris en l'absence de résidus en surface.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p>	

<b>Indicateur :</b> <b>Propriétés physiques / Erosion</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) : =?</b>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Pas de données locales vis à vis des propriétés physiques ou de l'érosion dans ce type de milieu.</p> <p>La répétition du nombre de passages d'engins lourds (récolte des pailles et du maïs fourrage, épandage de fumier) contribue à la compaction du sol et à la réduction de sa macro-porosité. Le maïs ne semble pas en souffrir, peut être en partie grâce à un décompactage réalisé assez régulièrement, environ une année sur quatre. La réduction de la porosité du sol semble par contre préjudiciable à la culture du blé. En effet, l'infiltration de l'eau semble plus limitée en TCSL que sur labour les années humides dans ce sol drainé.</p> <p>A dire d'expert, l'érosion est très limitée dans ce type de milieu, à partir du moment où le sol est drainé.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p> <p>Les marges de manœuvre semblent limitées pour réduire le tassement du sol dans la mesure où il est en grande partie lié au système de culture. Adapter la profondeur de travail à l'état structural du sol.</p>	

<b>Indicateur :</b> <b>Préservation des ressources (hors énergie)</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) : =</b>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Pas de données locales ou nationales vis à vis des besoins en engrais. De manière globale, les TCSL auraient un impact limité sur les quantités nécessaires d'engrais non renouvelable (PK) ou de métal.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p>	

<b>Indicateur :</b> <b>Bilan énergétique</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Les calculs réalisés sur l'essai qualité des eaux de La Jaillière montrent une réduction de 5% des dépenses énergétiques en passant aux TCSL.	
<b>Solutions à proposer :</b> A défaut de pouvoir réduire le fioul consommé, tenter de jouer sur la fertilisation qui est un gros poste des dépenses énergétiques, en favorisant dans la mesure du possible les apports organiques enfouis ou l'ammonitrate qui est l'engrais de synthèse le moins exigeant en énergie pour produire une unité d'azote.	

<b>Indicateur :</b> <b>Emissions d'ammoniac</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : ?</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé peu de publications sur ce thème. Elles sont par ailleurs contradictoires.	
<b>Solutions à proposer :</b> Quelque soit le mode de travail du sol, une réelle attention doit être portée à l'enfouissement des effluents d'élevage, notamment ceux riches en ammoniac. En semis direct, la présence d'enfouisseurs est nécessaire.	

<b>Indicateur :</b> <b>Emissions d'oxydes nitriques (NOx)</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé une tendance en TCSL à réduire les émissions d'oxydes nitriques.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Volatilisation de produits phytosanitaires</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : ?</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé peu de publications sur ce thème. Elles sont par ailleurs contradictoires.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<p><b>Indicateur :</b> <b>Bilan de gaz à effet de serre</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> +</p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Pas de données locales concernant la capacité de stockage de carbone dans les sols lors du changement de travail du sol. Nous ne disposons pas non plus de données locales concernant les émissions de protoxyde d'azote. En considérant que ces chiffres sont les mêmes que sur l'essai de Boigneville et en corrigeant avec les émissions de gaz à effet de serre directes et indirectes pour conduire la rotation maïs-blé sur l'exemple de La Jaillière, les TCSL permettent une réduction des émissions de gaz à effet de serre de l'ordre de 7%, soit une économie de 50 kg C/ha/an.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p> <p>A défaut de pouvoir réduire le fuel consommé, tenter de jouer sur la fertilisation qui est un gros poste des dépenses de GES. Favoriser les cultures intermédiaires qui peuvent améliorer le bilan de 160 kg C/ha/an avec une hypothèse d'un couvert faisant 4 t/ha de matière sèche et présent un an sur deux dans la rotation.</p>	

<p><b>Indicateur :</b> <b>Turbidité de l'eau</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> ?</p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Le ruissellement étant très limité sur les parcelles drainées de La Jaillière, la turbidité de l'eau ne semble pas un critère environnemental pertinent dans ce milieu.</p> <p>Des mesures sont en cours de réalisation sur l'essai qualité des eaux de la Jaillière afin de mesurer la turbidité des eaux issues du réseau de drainage et des pièges à ruissellement.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p>	

<p><b>Indicateur :</b> <b>Produits de protection des plantes : quantités appliquées</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> __</p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Les références locales montrent une hausse modérée de l'usage des produits de protection des plantes lors de la suppression du labour.</p> <p>Sur l'essai « pratiques culturales et qualité des eaux » de La Jaillière, 3 types de produits ont été plus utilisés en TCSL que sur les parcelles labourées. Sur 17 campagnes (1990 à 2006), 14 anti-limaces ont été utilisés en TCSL contre 7 sur labour. Par ailleurs, 8 applications d'herbicide anti-liseron dans le maïs ont eu lieu en TCSL contre 0 sur labour. Les herbicides non sélectifs utilisés en interculture ont été utilisés 13 fois en TCSL contre 4 sur les parcelles labourées.</p> <p>Une enquête réalisée par les Chambres d'agriculture des Pays de la Loire et Arvalis auprès de 16 agriculteurs en 2005 confirme un impact limité des TCSL sur l'usage des produits de protection des plantes dans le contexte régional. L'usage des herbicides culture et des anti-limaces est peu différent après l'abandon du labour. Le glyphosate est appliqué par tous les agriculteurs enquêtés, à l'exception des deux qui sont en agriculture biologique. La quantité moyenne d'utilisation est de 1 l/ha/an en moyenne, ramené à l'ensemble de la SAU. Ce produit est surtout utilisé pour détruire le couvert végétal et gérer le salissement avant maïs.</p> <p>Dans un milieu proche sur certains points (limons, alternance de cultures d'automne et de printemps), une enquête réalisée par la Chambre d'agriculture de Seine maritime et l'AREAS montre que le glyphosate n'est pas utilisé que dans le cadre des TCSL. Cette molécule est utilisée à part égale pour l'entretien des intercultures nues avant cultures d'automne et pour la destruction des couverts avant cultures de printemps. Le choix d'utilisation de ce produit découle en grande partie des choix de rapidité d'intervention.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p> <p><u>Produits appliqués en culture</u> : raisonnement global de la protection des plantes (observation avant d'intervenir, conditions d'application, choix des produits...) ; gestion agronomique du parasitisme (rotation, travail du sol si nécessaire)</p> <p><u>Produits appliqués en interculture</u> : choix du type de couvert, interventions mécaniques, gestion globale du salissement et type de rotation.</p>	

<p><b>Indicateur :</b>  <b>Produits de protection des plantes :</b> transfert vers les eaux (application printemps/été)</p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> <b>+</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b>                  Les références obtenues sur l'essai qualité des eaux de La Jaillière montrent que les TCSL réduisent les transferts de produits appliqués au printemps et retrouvés dans les eaux l'hiver suivant. C'est le cas pour des molécules comme l'atrazine ou l'époxiconazole. On peut toutefois signaler que l'acétochlore n'a jamais été détecté dans les eaux de drainage, quelque soit le travail du sol.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b>                  Choix du type de molécule utilisée (moins persistante).</p>	

<p><b>Indicateur :</b>  <b>Produits de protection des plantes :</b> transfert vers les eaux (application automne/hiver)</p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> <b>—</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b>                  Les références obtenues sur l'essai qualité des eaux de La Jaillière montrent que les TCSL accroissent les transferts de produits appliqués en automne ou en hiver et retrouvés dans les eaux peu de temps après (période de transfert rapide de la surface vers les drains). C'est le cas pour des molécules comme l'isoproturon ou le diflufénicanil (DFF). Signalons qu'en 2004-2005, campagne très sèche avec des lames d'eau de drainage très faibles (quelques dizaines de mm contre en moyenne environ 200 mm), le DFF appliqué à très faible dose ainsi que l'ioxynil et le bromoxynil n'ont pas non plus été détectés quelque soit le travail du sol pratiqué.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b>                  Choix du type de molécule utilisée (moins mobile ou à faible dose), application hors de la période de saturation du sol en hiver (éviter les transferts rapides).</p>	

<p><b>Indicateur :</b>  <b>Phosphore :</b> transfert vers les eaux</p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> <b>—</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b>                  Les références obtenues sur l'essai qualité des eaux de La Jaillière montrent que les TCSL accroissent les transferts de phosphore vers le réseau de drainage. Les circuits préférentiels les favoriseraient.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b>                  Aucune</p>	



<p><b>Indicateur :</b> <b>Azote : transfert vers les eaux</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (versus labour) : +</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> L'effet du travail du sol sur les fuites de nitrates a été mesuré dans de nombreuses situations. La majorité d'entre elles n'ont pas montré d'écart entre labour et TCSL (voir bibliographie). Les mesures effectuées sur l'essai qualité des eaux de La Jaillière montrent la même tendance avec des transferts de nitrates vers les eaux qui sont les mêmes entre labour et TCSL sous blé. Les reliquats après récolte sont équivalents, de même que la minéralisation nette apparente. Par contre, les TCSL permettent une légère réduction des transferts en hiver avant le semis du maïs, expliquée par une plus forte croissance de la culture intermédiaire sur ce mode de travail du sol (phénomène non expliqué).</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b> Raisonnement de la fertilisation azotée, présence de cultures intermédiaires développées en entrée d'hiver.</p>	

### 3. Conclusion

Nous avons cherché dans cet exercice à évaluer les impacts environnementaux des TCSL dans le contexte des systèmes d'élevage des Pays de la Loire. Nous nous sommes appuyés sur l'exemple d'une rotation maïs fourrage-blé, avec élevage bovin sur l'exploitation et avec un sol de limon drainé sur schiste. Les références acquises au niveau local, entre autres sur l'essai qualité des eaux de la Jaillière, nous ont permis de dégager quelques conclusions :

- Les connaissances sur certains indicateurs ne nous permettent pas de conclure quant à un effet des TCSL, faute de données locales et même au niveau national ou international. Il s'agit par exemple de la volatilisation d'ammoniac ou de produits de protection des plantes. Nous ne disposons pas encore de données sur la turbidité des eaux (a priori et à dire d'expert, cet indicateur est peu pertinent dans le contexte local).
- Le travail du sol n'a pas d'impact sur un indicateur comme l'usage des ressources (hors énergie). Le rendement du maïs n'est pas non plus modifié.
- Les TCSL ont tendance à réduire les nuisances sur certains indicateurs. On peut citer une diminution de la consommation d'énergie et des émissions de GES ou d'oxydes d'azote, qui demande cependant à être confirmée. La suppression du labour a aussi permis de réduire les transferts dans l'eau de drainage en hiver de produits persistants et appliqués le printemps précédent. Pour mémoire, on peut aussi citer l'intérêt des techniques dites simplifiées dans la réduction des charges de mécanisation et l'organisation du travail sur une exploitation. Certains indicateurs concernant le sol (présence de matières organiques en surface, biodiversité) sont améliorés en TCSL.
- La simplification du travail du sol peut par contre accentuer certaines nuisances. Les suivis de qualité des eaux montrent que les TCSL ont tendance à augmenter les transferts de certains polluants comme le phosphore ou les herbicides mobiles ou appliqués à forte dose pendant la période de drainage. Les quantités de produits de protection des plantes dans les eaux de drainage sont légèrement renforcées, avec une augmentation de quelques types de produits utilisés sur les cultures ou en interculture. Concernant les cultures, des suivis montrent que le blé peut voir son rendement pénalisé après des hivers très humides. Le risque d'avoir des teneurs en mycotoxines (DON) supérieures à la norme est également accentué pour les blés derrière maïs.

Deux remarques importantes doivent être formulées à propos de ce « diagnostic ».

La première concerne le mode de travail du sol retenu. L'itinéraire TCSL appliqué sur l'essai qualité des eaux de La Jaillière, sur lequel s'appuient de nombreuses conclusions, correspond à du vrai semis direct les premières années de mises en œuvre, de 1990 à 1999. Depuis, un déchaumage est réalisé un an sur deux et un décompactage environ un an sur quatre. La majorité des exploitations qui mettent en œuvre les TCSL en région Pays de la Loire pratique des itinéraires sans labour avec un recours beaucoup plus fréquent aux outils de travail du sol. En d'autres termes, en s'en tenant à une gestion stricte d'un itinéraire sans travail du sol l'essai « qualité des eaux » de la Jaillière devrait avoir accentué les évolutions des caractéristiques du sol ainsi que certains impacts environnementaux des TCSL. Des résultats expérimentaux issus de la bibliographie montrent que le pseudo-labour ou TCSL avec décompactage est plus proche du labour que du semis direct quant à la présence de voies préférentielles d'écoulement de l'eau vers la profondeur. De même, les économies d'énergie ou d'émissions de GES dépendent du volume de sol travaillé.

La deuxième remarque concerne la prise en compte de l'ensemble du système de culture. Nous avons vu précédemment que les impacts environnementaux des TCSL doivent toujours être resitués dans un contexte donné, notamment en faisant référence au type de sol et de rotation de cultures. Il faudrait même aller plus loin dans la prise en compte des pratiques agricoles. Par exemple, la description des résultats obtenus à La Jaillièrre montre que l'effet du travail du sol peut être différent selon les produits de protection des plantes appliqués ou la présence de cultures intermédiaires. Les choix de l'agriculteur peuvent donc avoir un réel impact sur l'environnement. Les agriculteurs peuvent aussi améliorer leurs pratiques pour protéger l'environnement. Indirectement, cela signifie qu'ils peuvent s'adapter à l'effet du mode de travail du sol qu'ils ont choisi pour en atténuer certains effets.

### III. Exemple d'une exploitation de Champagne Berrichonne

#### 1. Présentation du contexte local

Nous retenons dans cet exemple le cas de la Champagne Berrichonne. Sur un plan agronomique, cette situation est très contrastée par rapport aux Pays de la Loire. Nous prendrons l'exemple d'une exploitation installée sur les sols argilo-calcaires superficiels. Ces rendzines contiennent environ 30% d'argile, 45% de limon, 22% de sable et 3% de matière organique. La couche arable est superficielle (20 cm) et contient environ 20% de cailloux calcaires durs. L'horizon sous jacent est constitué d'environ 60% de cailloux. La terre de la couche arable contient environ 15% de calcaire total et son pH est de 7.5. Les sols argilo-calcaires sont naturellement bien structurés (structure grumeleuse). Ils sont naturellement très filtrants. Etant donné leur profondeur et teneur en cailloux, ils sont dotés d'une faible réserve utile.

Le climat est de type océanique avec une pluviométrie annuelle moyenne de 700 mm.

Nous retiendrons comme exemple de rotation une succession de cultures d'automne très fréquente en sols argilo-calcaires superficiels : colza-blé-orge d'hiver. Ces cultures sont bien adaptées aux sols à faible réserve utile. Elles permettent par ailleurs de bien couvrir le sol une grande partie de l'année. Combiné à des sols filtrants, cela réduit de manière considérable les risques de ruissellement ou d'érosion.

Deux types d'itinéraires d'implantation seront comparés : avec ou sans labour. Les implantations avec retournement du sol recourent à l'usage de la charrue tous les ans, sauf avant blé. Pour semer ce dernier, la simplification des implantations est déjà une pratique dominante. Les itinéraires « simplifiés » sont conduits sans labour de manière continue, avec une pratique basée sur 2 déchaumages. Une description des interventions pratiquées est présentée dans le tableau ci-dessous. Le labour ressortant régulièrement de grosses pierres, on recourt annuellement au broyage de ces pierres sur 7% de la surface.

Tableau : Itinéraires types mis en œuvre pour l'implantation du colza dans l'exemple de la Champagne berrichonne

Date	Itinéraire avec labour	Itinéraire sans labour
Juillet	Labour	Déchaumage
Juillet	Herse rotative	
Août	Herse lourde	Déchaumage
Août	Vibroculteur	
Août	Semis	Semis

Tableau : itinéraires types mis en œuvre pour l'implantation du blé dans l'exemple de la Champagne berrichonne

Date	Itinéraire avec labour	Itinéraire sans labour
Août	Déchaumage	Déchaumage
Septembre	Déchaumage	Déchaumage
Octobre	Semis	Semis

Tableau : itinéraires types mis en œuvre pour l'implantation de l'orge d'hiver dans l'exemple de la Champagne berrichonne

Date	Itinéraire avec labour	Itinéraire sans labour
Août	Labour	Déchaumage
Août	Herse rotative	

Septembre	Vibroculteur	Déchaumage
Octobre	Vibroculteur	
Octobre	Semis	Semis

## 2. Impacts environnementaux des TCSL

Dans les tableaux qui suivent, l'impact des TCSL (versus labour) est symbolisé par des :

« - » pour désigner un effet plutôt négatif (accentuation des nuisances),

« + » pour désigner un effet plutôt positif (réduction des nuisances),

« = » pour désigner un effet neutre

« ? » pour désigner une absence de connaissances claires sur cet indicateur par rapport au travail du sol.

<b>Indicateur :</b> <b>Qualité des récoltes</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> =
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p><u>Qualité technologique</u> : pas de données locales. La bibliographie n'a pas mentionné d'effet négatif des TCSL sur la qualité technologique des récoltes.</p> <p><u>Qualité sanitaire</u> : des enquêtes parcellaires nationales ont montré l'absence d'impact du travail du sol sur la teneur en mycotoxine des blés derrière des précédents comme le colza ou une céréale à paille.</p>	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Biodiversité</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> <b>+</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Il n'existe pas de mesures locales. A l'échelle de la rotation, la couverture végétale vivante du sol est assez importante, de l'ordre de 10 à 11 mois sur 12. Combiné à des pratiques de TCSL où le travail du sol est très réduit, cela devrait favoriser le développement de la biodiversité.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Bioagresseurs</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> <b>—</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Les références locales comme l'essai de Coing (36) montrent une hausse de la flore en TCSL, notamment des graminées adventices (vulpin, brome, ray grass...) et quelques dicotylédones comme le géranium ou le gailllet. Les TCSL ont par contre peu d'impact sur les maladies des cultures avec ce type de rotation de cultures. Si les TCSL peuvent favoriser les limaces par une moindre perturbation du milieu et la présence d'un mulch en surface, il semble que cela est loin d'être une règle générale en pratique. En effet, le labour tend à laisser avec les cultures d'automne des sols fréquemment grossiers et mal rappuyés, des conditions favorables à l'activité des mollusques ! En pratique, c'est surtout le vrai semis direct qui semble très lourdement pénalisé par les limaces en TCSL, notamment sur colza. Les TCSL accompagnées d'un travail superficiel sont beaucoup moins touchées par les limaces.	
<b>Solutions à proposer :</b> Gestion agronomique du parasitisme (rotation, travail du sol si nécessaire type déchaumage, roulage...).	

<b>Indicateur :</b> <b>Matières organiques</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> <b>+</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Après chaque culture, les TCSL permettent le maintien d'une couverture du sol correcte par des résidus végétaux. A long terme, les TCSL augmentent la teneur en matières organiques en surface. Cela permet d'améliorer la stabilité structurale. En pratique cependant, ce gain se fait peu sentir dans ce sol argilo-calcaire naturellement bien structuré, fessant et couvert la majorité de l'année par des cultures.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Propriétés physiques / Erosion</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) : + ?</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales vis à vis des propriétés physiques ou de l'érosion dans ce type de milieu. Malgré le peu de passages d'engins lourds, les TCSL induisent une réduction de la macro-porosité, notamment car aucun travail profond ne vient en créer. Dans des sols argilo-calcaires naturellement bien structurés, notamment grâce à une forte activité structurale liée à la fissuration du sol par dessèchement, cela ne pose aucun problème. Bien au contraire, un travail profond réalisé en été ou à l'automne tend à créer des états structuraux grossiers que les opérations mécaniques alliées au climat ne permettent pas toujours de réduire. On retrouve ainsi fréquemment des sols labourés laissant des lits de semences grossiers et mal rappuyés. Cela peut défavoriser les levées, malgré l'absence de pailles dans l'environnement des graines. Certains ravageurs peuvent tirer partie de ces conditions de milieu (piétin échaudage, limaces). Il n'y a quasiment pas d'érosion dans ce milieu très favorable à l'infiltration de l'eau, couvert par les cultures une bonne partie de l'année et au relief plutôt plat.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Préservation des ressources (hors énergie)</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) : =</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales ou nationales concernant les besoins en engrais. De manière globale, les TCSL auraient un impact limité sur les quantités nécessaires d'engrais non renouvelable (PK) ou de métal.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Bilan énergétique</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) : +</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Les calculs réalisés à partir des scénarios décrits précédemment montrent une réduction de 8% des dépenses énergétiques en passant aux TCSL.	
<b>Solutions à proposer :</b> A défaut de pouvoir réduire le fioul consommé, tenter de jouer sur la quantité de fertilisant qui est un gros poste des dépenses énergétiques, en favorisant dans la mesure du possible l'ammonitrate parmi les engrais de synthèse...	

<b>Indicateur :</b> <b>Emissions d'ammoniac</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) : ?</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé peu de publications sur ce thème. Elles sont par ailleurs contradictoires.	
<b>Solutions à proposer :</b> Quelque soit le mode de travail du sol, limiter les apports ammoniacaux sans enfouissement en sol calcaire (situation favorable à la volatilisation d'ammoniac).	

<b>Indicateur :</b> <b>Emissions d'oxydes nitriques (NOx)</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) : +</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé une tendance en TCSL à réduire les émissions d'oxyde nitriques.	

**Solutions à proposer :**

<b>Indicateur :</b> <b>Volatilisation de produits phytosanitaires</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> ?
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé peu de publications sur ce thème. Elles sont par ailleurs contradictoires.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Bilan de gaz à effet de serre</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> +
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales concernant la capacité de stockage de carbone dans les sols lors du changement de travail du sol. Nous ne disposons pas non plus de données locales concernant les émissions de protoxyde d'azote. En considérant que ces chiffres sont les mêmes que sur l'essai de Boigneville et en corrigeant avec les émissions de gaz à effet de serre directes et indirectes pour conduire la rotation colza-blé-orge de notre exemple, les TCSL permettent une réduction de 9% des émissions de GES, soit une économie de 60 kg C/ha/an.	
<b>Solutions à proposer :</b> A défaut de pouvoir réduire le fuel consommé, tenter de jouer sur la fertilisation qui est un gros poste des dépenses de GES. Favoriser les cultures intermédiaires qui peuvent améliorer le bilan de 50 kg C/ha/an avec une hypothèse d'un couvert faisant 2 t/ha de matière sèche et présent un an sur trois dans la rotation (repousses de colza).	

<b>Indicateur :</b> <b>Turbidité de l'eau</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) :</b> ?
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Le ruissellement étant très limité, la turbidité de l'eau ne semble pas un critère environnemental pertinent dans ce milieu.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<p><b>Indicateur :</b>  <b>Produits de protection des plantes : quantités appliquées</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (versus labour) : <u>    </u></b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Les références locales comme l'essai de Coing (36) réalisé par l'ITCF montrent une hausse de risque de mauvaise maîtrise des adventices en TCSL avec des rotations à base de culture d'automne. Ce risque se manifeste principalement sur des graminées (vulpin, brome, ray grass...) et peut aussi concerner des dicotylédones comme le géranium. Même si elles ne représentent qu'un facteur de résistance parmi d'autres, les TCSL peuvent accélérer le développement d'adventices résistantes aux herbicides.</p> <p>Quelques enquêtes ont été réalisées afin de mieux connaître les pratiques agricoles et notamment de désherbage. Elles ne sont pas spécifiques du Berry ou des sols argilo-calcaires. Il est par contre possible d'isoler les parcelles pour lesquelles la rotation est exclusivement composée de cultures d'automne ou à forte dominante d'automne. C'est le cas de l'enquête réalisée par Du Pont en 2001 et analysant les pratiques de cette année ainsi que celles des 4 années précédentes. L'enquête ANPP-Columa analyse les pratiques de parcelles de 1991 à 1997. Ces deux enquêtes montrent que la suppression continue du labour sur la durée des enquêtes avec des rotations continues de cultures d'automne (ou au moins 5 années sur 7 pour l'enquête ANPP-Columa) engendre une évolution des pratiques : hausse du nombre de passages de glyphosate et de la dose totale appliquée, hausse du coût herbicide dans les cultures, augmentation du nombre de déchaumage. Ces enquêtes montrent aussi que les pratiques deviennent plus variables en parcelles sans labour que sur labour. Il convient cependant de relativiser l'impact du travail du sol sur la flore. Les graminées sont par exemple citées comme étant problématiques sur 17% des parcelles labourées avec cultures d'automne contre 24% en TCSL continues. Ces valeurs sont respectivement de 12 et 17% avec des rotations de cultures d'automne.</p> <p>Il est assez difficile de « traduire » au niveau environnemental l'évolution des pratiques de désherbage. Par exemple, les produits appliqués ne sont pas toujours de la même famille.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p> <p><u>Produits appliqués en culture</u> : raisonnement global de la protection des plantes (observation avant d'intervenir, conditions d'application, choix des produits...) ; gestion agronomique du parasitisme (rotation, travail du sol si nécessaire, dates de semis)</p> <p><u>Produits appliqués en interculture</u> : interventions mécaniques, gestion globale du salissement et type de rotation.</p>	

<p><b>Indicateur :</b>  <b>Produits de protection des plantes : transfert vers les eaux</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (versus labour) : ?</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Nous ne disposons d'aucune référence sur l'impact du travail du sol sur les transferts de produits de protection des plantes vers les eaux de nappe, dans des systèmes karstiques ou des sols très filtrants à faible niveau de Réserve Utile.</p> <p>Sans comparer de modes d'implantation des cultures différents, un essai réalisé en sol argilo-calcaire au Magneraud (17) par Arvalis-Institut du végétal montre que les transferts d'herbicides appliqués sur les cultures de blé, de colza d'hiver, de pois de printemps et de maïs sont très faibles dans ce type de milieu. Les herbicides non sélectifs appliqués en interculture sont par contre susceptibles de migrer s'ils sont appliqués avant la reconstitution de la réserve en eau de la couche arable (transfert de type circuits préférentiels).</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p>	

<b>Indicateur :</b> <b>Phosphore : transfert vers les eaux</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> ?
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Nous ne disposons d'aucune référence sur l'impact du travail du sol sur les transferts de phosphore vers les eaux de nappe dans des systèmes karstiques. De manière générale, ce type de milieu semble peu favorable aux fuites de phosphore.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Azote : transfert vers les eaux</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> =
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Nous ne disposons d'aucune référence sur l'impact du travail du sol sur les transferts de nitrates vers les eaux de nappe, dans des systèmes karstiques. Par extrapolation avec la majorité des données obtenues, il est peu probable que les TCSL aient un effet élevé sur les fuites de nitrates.	
<b>Solutions à proposer :</b> Raisonnement de la fertilisation azotée, présence de cultures intermédiaires ou repousses.	

### 3. Conclusion

Nous avons cherché dans cet exercice à évaluer les impacts environnementaux des TCSL dans le contexte des sols argilo-calcaires superficiels avec rotation colza-blé-orge d'hiver. Bien que ce type de milieu soit un des plus fréquemment conduit sans labour, les références acquises à propos du travail du sol n'y sont pas très nombreuses, notamment si on se place sous un angle environnemental. La majorité des études concerne l'impact du mode d'implantation des cultures sur la maîtrise du désherbage.

L'exercice auquel nous nous sommes livrés nous a permis de dégager quelques conclusions :

- ♦ Les connaissances sur certains indicateurs ne nous permettent pas de conclure quant à un effet des TCSL, faute de données locales et même au niveau national ou international. Il s'agit par exemple de la volatilisation d'ammoniac ou de produits de protection des plantes. Dans le contexte local, la turbidité des eaux est un indicateur peu pertinent.
- ♦ Le travail du sol n'a pas d'impact sur certains indicateurs, comme l'usage des ressources (hors énergie). Le mode d'implantation des cultures ne semble pas avoir d'impact majeur sur les fuites de nitrates dans les eaux ou la qualité des récoltes. Les références acquises sur la faisabilité des TCSL dans ce type de milieu montrent une relative stabilité des rendements des cultures dans ce type de situation agronomique.
- ♦ Les TCSL ont tendance à réduire les nuisances sur certains indicateurs. On peut citer une réduction de la consommation d'énergie ou de l'émission de gaz à effet de serre ou d'oxyde nitriques. Pour mémoire, on peut aussi citer l'intérêt des techniques dites simplifiées dans la réduction des charges de mécanisation, l'organisation du travail et la gestion de la structure du sol et des lits de semences dans des sols argilo-calcaires avec cultures d'automne. Certains indicateurs concernant le sol (biodiversité notamment) sont améliorés en TCSL.
- ♦ La simplification du travail du sol peut par contre accentuer certains risques. Nous ne possédons aucune référence sur l'impact du travail du sol sur les transferts de polluants vers les eaux en sol argilo-calcaire. Le seul indicateur que nous sommes en mesure d'intégrer est la quantité appliquée de produits de protection des plantes. Le programme de désherbage en culture peut être renforcé en TCSL pour gérer un risque plus élevé de développement d'adventices. La traduction concrète de l'évolution des pratiques est assez difficile à faire à partir des enquêtes existantes car le type de produit utilisé peut varier, de même que les doses ou le nombre de passages. L'usage d'herbicides en interculture peut aussi être favorisé par les TCSL.



Cet exercice réalisé en Champagne berrichonne montre que la simplification du travail du sol s'accompagne d'impacts neutres, positifs ou négatifs sur un plan environnemental. C'est surtout la consommation de produits de protection des plantes, et notamment des herbicides, qui pose question dans ce milieu. Les enquêtes montrent une hausse du risque en TCSL et aussi de la variabilité des effets. En fonction des pratiques culturales (déchaumages, introduction de cultures de printemps...), l'impact de la simplification du sol est à moduler.

## IV. Exemple d'une exploitation de Midi-Pyrénées

### 1. Présentation du contexte local

Il y a 2 grands types de sol emblématiques de la région Midi Pyrénées, les boubènes et les terreforts. Ils sont localisés dans 2 situations pédoclimatiques contrastées correspondant aussi à deux systèmes de culture différents. Il s'agit de :

- coteaux molassiques argilo-calcaires, portant des sols argilo-calcaires (terrefort) de profondeur variable sur le versant avec une rotation simplifiée non irriguée tournesol-blé ; ces coteaux ont des pentes variables ; le mode de circulation préférentielle des eaux pluviales est le ruissellement ou la circulation hypodermique, le sous-sol étant peu perméable,
- terrasses alluviales des grandes rivières portant des sols limoneux hydromorphes appelés « boubènes » souvent drainées et irriguées et avec un système dominant de monoculture de maïs irrigué ; les pentes sont nulles à faibles (0 à 3 %).

Nous n'aborderons ici que la situation des coteaux argilo-calcaires et particulièrement ceux du Lauragais (est de Toulouse).

Malgré leur teneur en argile (de 25 à 40%), les sols argilo-calcaires situés sur des pentes variables subissent des manifestations d'érosion au printemps pendant la phase d'implantation et d'installation du tournesol (sol nu préparé puis semé, puis peu couvert).

Le climat est de type océanique avec une influence méditerranéenne (vent d'autan chaud et sec). La pluviométrie annuelle moyenne est de 650mm.

En coteaux argilo-calcaires, les céréales d'hiver sont presque toujours implantées sans labour avec 1 à 2 déchaumages avant un semis généralement en combiné herse rotative-semoir en octobre. 15% des surfaces sont implantées en semis direct (enquêtes culturales SCEES 2001). Pour le tournesol, l'itinéraire classique est basé sur le labour, l'itinéraire non-labour est fait avec un ou deux passages d'outil à dents (décompacteur ou chisel) à 15-30 cm de profondeur (non-labour profond) ou plus rarement avec 1 à 2 passages de déchaumeurs à dents (non-labour superficiel).

Tableau : Itinéraires types mis en œuvre pour l'implantation du tournesol dans les coteaux argilo-calcaires

Date	Itinéraire avec labour	Itinéraire sans labour
Août à décembre	Labour	Déchaumage, puis décompactage ou chisel ((1 passage, rarement 2)
février	reprise au vibroculteur	reprise au vibroculteur
Avril	vibroculteur ou herse rotative seule ou combinée avec semoir	vibroculteur ou herse rotative seule ou combinée avec semoir
Avril	Semis	Semis

## 2. Impacts environnementaux des TCSL

Dans les tableaux qui suivent, l'impact des TCSL (versus labour) est symbolisé par des :

« - » pour désigner un effet plutôt négatif (accentuation des nuisances),

« + » pour désigner un effet plutôt positif (réduction des nuisances),

« = » pour désigner un effet neutre

« ? » pour désigner une absence de connaissances claires sur cet indicateur par rapport au travail du sol.

<b>Indicateur :</b> <b>Qualité des récoltes</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> -
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b>	
<u>Qualité technologique</u> : pas de données locales. La bibliographie n'a pas mentionné d'effet négatif des TCSL sur la qualité technologique des récoltes.	
<u>Qualité sanitaire</u> : le sorgho est un précédent à risques de fusariose et de mycotoxines pour les blés. Les TCSL aggravent le phénomène. Ce précédent du blé n'est pas le plus fréquent dans le Lauragais. Derrière les autres précédents, tournesol ou blé, les TCSL ne modifient pas la qualité sanitaire.	
<b>Solutions à proposer :</b>	
Choix de variétés de blé peu sensibles aux fusarioses ; à défaut de labourer, enfouir les résidus de sorgho par un travail superficiel ; broyer finement les résidus de sorgho pour accélérer leur décomposition et réduire les attaques de fusarioses sur le blé qui suit ; modifier la rotation si possible.	

<b>Indicateur :</b> <b>Biodiversité</b>	<b>Impact des TCSL (versus labour) :</b> +
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b>	
Pas de référence en sols argilo-calcaires. Par extrapolation avec de nombreuses références, les TCSL devraient favoriser la biodiversité et l'activité biologique.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<p><b>Indicateur :</b> <b>Préservation du sol</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Différentes observations (sur dispositifs couples mais surtout de terrain) et avis d'agriculteurs s'accordent sur le fait que le non-labour réduit les manifestations d'érosion et d'autant plus que le non-labour est une pratique ancienne sur la parcelle et qu'il est superficiel. L'impact sur le ruissellement dépend du taux de couverture du sol au moment des orages printaniers. Il dépend donc de l'itinéraire mis en œuvre et du système de culture.</p> <p>Ce constat est à rapprocher des résultats des analyses physico-chimiques qui montrent clairement une augmentation du taux de matière organique en surface même après seulement 4 ans de différenciation et dans une moindre mesure par les résultats des mesures de stabilité structurale.</p> <p>Si nous incluons l'activité biologique dans cette rubrique, les analyses montrent de façon généralisée une augmentation de la biomasse microbienne des sols sur la tranche 0-20 cm en non-labour</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p> <p>Le non-labour est la première parade proposée dans la réduction des risques d'érosion. La réduction des volumes ruisselés en cas d'orage est liée au taux de couverture du sol.</p>	

<p><b>Indicateur :</b> <b>Préservation des ressources (hors énergie)</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : =</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Pas de données locales ou nationales via à vis des besoins en engrais. De manière globale, les TCSL auraient un impact limité sur les quantités nécessaires d'engrais non renouvelable (PK) ou de métal.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p>	

<p><b>Indicateur :</b> <b>Bilan énergétique</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b></p> <p>Dans les pratiques actuelles de non-labour en cultures d'été, le nombre de passages n'est que peu réduit et donc le bilan énergétique est peu différent de celui du labour ; en non-labour superficiel, le bilan énergétique est meilleur (réduction du nombre de passages et de la profondeur remuée). A titre d'illustration, la consommation de fuel est 96l/ha en labour, de 94 l/ha en non-labour profond, et de 53 l/ha en non-labour superficiel (échantillon de 23 exploitations). Source : groupe régional non-labour Midi-Pyrénées (coûts de production des grandes cultures avec ou sans labour)</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p> <p>Aller plus loin dans la simplification, réduire le nombre de passages et la profondeur d'intervention.</p>	

<b>Indicateur :</b> <b>Emissions d'ammoniac</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : ?</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé peu de publications sur ce thème. Elles sont par ailleurs contradictoires.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Emissions d'oxyde nitriques (NOx)</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé une tendance en TCSL à réduire les émissions d'oxyde nitriques.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Volatilisation de produits phytosanitaires</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : ?</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Pas de données locales. La synthèse bibliographique a révélé peu de publications sur ce thème. Elles sont par ailleurs contradictoires.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Bilan de gaz à effet de serre</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> Concernant le carbone du sol, on mesure au bout de quelques années une redistribution de la matière organique dans le profil avec une concentration en surface mais à priori pas une augmentation du stock dans le sol ; il faut des situations de non-labour de longue durée (plus de 10 ans), pour mettre en évidence une augmentation du stock. Les émissions de CO2 sont réduites en non-labour superficiel en relation avec une diminution de 45% du fuel consommé. Source : groupe régional non-labour Midi-Pyrénées (coûts de production des grandes cultures avec ou sans labour)	
<b>Solutions à proposer :</b> Réduire le nombre de passages et la profondeur de travail du sol.	

<b>Indicateur :</b> <b>Turbidité de l'eau</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b>
<b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b> L'érosion étant diminuée en non-labour, les quantités de terre transférées vers les eaux sont plus faibles en non-labour.	
<b>Solutions à proposer :</b>	

<b>Indicateur :</b> <b>Produits de protection des plantes : quantités appliquées</b>	<b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : -</b>
---	---

**Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :**

Concernant les ravageurs : globalement, il n'apparaît pas un fort différentiel d'attaques et de dégâts entre le non-labour et le labour. Toutefois, le maintien de résidus de récolte en surface ou à faible profondeur est un facteur d'accroissement des risques de ravageurs dans certaines successions culturales :

Risques limaces pour le tournesol ou le colza après céréales à paille.

Pour le tournesol et le colza après céréales à paille, une surveillance régulière est indispensable et un à 2 traitements anti-limaces sont préconisés.

En conséquence, le non-labour peut entraîner une augmentation de l'utilisation d'antilimaces.

Concernant les maladies : dans notre réseau de parcelles (2001-2004), le non-labour n'a pas eu d'incidence sur les maladies pour le blé et le tournesol).

Concernant les adventices : l'absence de labour est favorable au salissement par les mauvaises herbes ; le non-labour rend indéniablement plus délicate l'opération de désherbage et nécessite de ce fait une plus grande attention et une plus grande compétence dans la gestion des mauvaises herbes. Trois leviers, véritable triptyque, doivent permettre de compenser ce puissant régulateur des populations d'adventices, qu'est le labour :

**- Une meilleure gestion de l'interculture :**

Avec pour objectif un appauvrissement du stock semencier de surface et l'absence de mauvaises herbes le jour du semis, par : la pratique des faux semis : travail superficiel au déchaumeur sur 2 à 5 cm et roulage si nécessaire en cas de sécheresse.

l'utilisation d'herbicides totaux (glyphosate, sulfosate, ...) pour détruire les nouvelles levées et les vivaces dans l'interculture, ou destruction mécanique.

l'utilisation de couverts végétaux bien installés à fort pouvoir de concurrence et d'étouffement des mauvaises herbes.

**- Utilisation des herbicides les plus performants sur l'ensemble des cultures :**

En non labour, le désherbage doit être parfait pour éviter toute explosion du salissement et éviter tout retour à la charrue.

**- La rotation des cultures :**

Elle permet, lorsque son allongement est possible, et par une meilleure alternance des cultures d'hiver et de printemps, de « régler » les problèmes insurmontables. Elle constitue un ultime et puissant levier du contrôle des adventices.

En conséquence, le non-labour peut entraîner un recours accru aux herbicides totaux (glyphosate) pour gérer l'interculture mais il y a aussi d'autres solutions. En culture, c'est plutôt le choix des produits qui est modifié en non-labour plutôt que les quantités appliquées ; néanmoins, durant les premières années, il peut y avoir nécessité de répéter les traitements en raison de la difficulté plus grande de la maîtrise des adventices.

Sur un échantillon de 23 exploitations (dont 8 en labour), le pulvérisateur est un peu plus utilisée en non-labour : pour le tournesol, le coût d'utilisation du pulvérisateur passe de 18€/ha en labour à 20€/ha en non-labour.

En conclusion, une tendance à une augmentation du recours aux produits phytosanitaires mais surtout les premières années pour maîtriser le nouveau système.

Ces résultats et conclusions sont issus du groupe régional non-labour Midi-pyrénées (travail du sol sans labour, bilan des suivis 2001-2004 en Midi-Pyrénées, Synthèse technique)

**Solutions à proposer :**

Produits appliqués en culture : raisonnement global de la protection des plantes (observation avant d'intervenir, conditions d'application, choix des produits...) ; gestion agronomique du parasitisme (rotation, travail du sol si nécessaire, dates de semis)

Produits appliqués en interculture : interventions mécaniques (faux semis), couverts d'interculture, rotation

<p><b>Indicateur :</b>  <b>Produits de protection des plantes : transfert vers les eaux</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b>                  Des travaux en cours dans le cadre du projet européen SOWAP mais pas encore de résultats.                  En coteaux argilo-calcaires avec un fonctionnement en ruissellement : si on part du constat qu'il y a moins de manifestations d'érosion en non-labour, il y a moins de transfert de molécules phytosanitaires par les particules de terre (MES). Si la réduction de l'érosion est accompagnée d'une diminution du ruissellement, il devrait y avoir aussi moins de transfert en phase soluble.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p>	

<p><b>Indicateur :</b>  <b>Phosphore : transfert vers les eaux</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : +</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b>                  Des travaux en cours dans le cadre du projet européen SOWAP mais pas encore de résultats. Pas de références chiffrées recensées mais moins d'érosion devrait entraîner moins de transfert de terre donc moins de P total transféré dans les eaux</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b></p>	

<p><b>Indicateur :</b>  <b>Azote : transfert vers les eaux</b></p>	<p><b>Impact des TCSL (<i>versus labour</i>) : =</b></p>
<p><b>Conséquences mesurées de la simplification du travail du sol :</b>                  Des travaux en cours dans le cadre du projet européen SOWAP mais pas encore de résultats. Pas de références chiffrées recensées mais même raisonnement que pour les produits phytos.                  Par extrapolation avec la majorité des données obtenues, il est peu probable que les TCSL aient un effet élevé sur les fuites de nitrates.</p>	
<p><b>Solutions à proposer :</b>                  Raisonnement de la fertilisation azotée, présence de cultures intermédiaires ou repousses.</p>	

### 3. Conclusion

Nous avons cherché dans cet exercice à évaluer les impacts environnementaux des TCSL dans le contexte des coteaux argilo-calcaires du Lauragais, avec une rotation type tournesol-blé. Ce type de milieu est celui qui se prête le mieux aux TCSL dans la région et même au niveau national, notamment pour le blé, comme l'indiquent les enquêtes culturelles SCEES. Paradoxalement, les références acquises à propos du travail du sol n'y sont pas très nombreuses si on se place sous un angle environnemental. La majorité des études, assez nombreuses, concerne l'impact du mode d'implantation des cultures sur la production agricole (qualité de levée des cultures, rendements, maîtrise du désherbage...).

L'exercice auquel nous nous sommes livrés nous a permis de dégager quelques conclusions :

- Les connaissances sur certains indicateurs ne nous permettent pas de conclure quant à un effet des TCSL, faute de données locales et même au niveau national ou international. Il s'agit par exemple de la volatilisation d'ammoniac ou de produits de protection des plantes.
- Le travail du sol n'a pas d'impact sur certains indicateurs, comme l'usage des ressources (hors énergie). Le mode d'implantation des cultures ne semble pas avoir d'impact majeur sur les fuites de nitrates dans les eaux ou la qualité des récoltes (hormis la qualité sanitaire des blés derrière sorgho). Les références acquises sur la faisabilité des TCSL dans ce type de milieu montrent une relative stabilité des rendements des cultures dans ce type de situation agronomique.
- La simplification du travail du sol peut par contre accentuer certains risques. C'est le cas de la qualité sanitaire pour les blés derrière sorgho qui peut dans certains cas être dégradée. Les études locales montrent aussi que la quantité appliquée de produits de protection des plantes peut augmenter en TCSL, notamment au niveau des produits anti-limaces et des herbicides utilisés dans les cultures ou en interculture. Cette hausse peut cependant être modérée si certains leviers de lutte agronomique sont mis en œuvre : un allongement de la rotation en maintenant l'alternance des cultures d'automne et de printemps, une conduite adaptée de l'interculture afin de lutter contre les limaces et les adventices, une plus grande rigueur dans la gestion globale des cultures.
- Les TCSL ont tendance à réduire les nuisances sur certains indicateurs. On peut citer une réduction de la consommation d'énergie ou de l'émission de gaz à effet de serre ou d'oxyde nitriques. Pour mémoire, on peut aussi citer l'intérêt des techniques dites simplifiées dans la réduction des charges de mécanisation, l'organisation du travail et la gestion de la structure du sol et des lits de semences dans des sols argilo-calcaires avec cultures d'automne. Certains indicateurs concernant le sol (érosion, matières organiques en surface, biodiversité) sont améliorés en TCSL. Les transferts hydriques rapides ayant lieu par ruissellement dans les coteaux du Lauragais, l'impact positif des TCSL dans la réduction de l'érosion et du ruissellement est susceptible d'améliorer assez nettement la qualité des eaux, notamment la turbidité et les transferts de phosphore total et de produits de protection des plantes.

Cet exercice réalisé dans le cas du Lauragais montre que la simplification du travail du sol s'accompagne d'impacts neutres, positifs ou négatifs sur un plan environnemental. Dans le contexte érosif local, l'impact des TCSL sur les caractéristiques du sol (couverture, activité biologique...) rejaillissent positivement dans la réduction de l'érosion et dans la préservation de la qualité des eaux. La réduction de la consommation de fioul peut aussi améliorer les bilans énergétiques et de GES. La maîtrise des quantités de produits phytosanitaires utilisées nécessite une certaine rigueur dans la conduite du système de culture : rotation de cultures, conduite de l'interculture...

## V. Conclusion et perspectives

L'exercice auquel nous venons de nous prêter avait pour objectif de réaliser des diagnostics des impacts environnementaux des TCSL dans différentes conditions pédo-climatiques ou différents systèmes de cultures du territoire français. Conformément aux conclusions de la synthèse des impacts des TCSL (partie 2 du projet), il apparaît que des effets contrastés des TCSL apparaissent selon les indicateurs considérés et le type de milieu pris en exemple.

Nos trois études de cas montrent qu'il est possible d'appliquer les synthèses des connaissances acquises à des cas concrets. Une des limites de l'exercice est que toutes les connaissances ne sont pas disponibles dans chaque cas. Cependant, il est possible, et indispensable si l'on veut progresser, d'afficher clairement les domaines dans lesquels des références existent localement, celles qui sont applicables avec un minimum d'extrapolation et enfin celles où il n'est pas possible de conclure faute de données pertinentes. Cela permet d'apporter des réponses nuancées et de mettre en évidence les données qui restent à acquérir. Les conclusions tirées des études de cas sont plus fines et certainement plus opérationnelles que des conclusions « nationales » qui mettent en avant une forte variabilité, selon les situations, des effets du travail du sol sur certains indicateurs. Nos trois études de cas montrent bien des problématiques très différentes selon le contexte local qu'une vision à l'échelle du territoire national a tendance à atténuer.

Les TCSL semblent constituer un bon moyen dans les trois études de cas de réduire les consommations d'énergie, les émissions de GES et de favoriser la biodiversité. En revanche, au niveau de la qualité de l'eau, des conclusions sensiblement différentes apparaissent selon que le ruissellement est un mode de transfert d'eau important ou pas et selon l'impact des rotations sur la pression des adventices.

Au regard de l'expérience tirée de nos trois études de cas, quelques points méritent d'être soulignés :

- ♦ Certains impacts environnementaux se gèrent nécessairement à une échelle nationale, voire internationale. C'est le cas par exemple de la qualité de l'air, de l'effet de serre ou de l'énergie. Par contre, pour d'autres, l'échelle décisionnelle peut être ramenée à un niveau plus local comme celui du bassin versant dans le cas de la qualité de l'eau. On voit apparaître clairement dans certaines études de cas que chaque technique d'implantation a des points forts et des points faibles qui peuvent s'opposer et ne relèvent pas des mêmes échelles de décision (eau/air). Des arbitrages peuvent être nécessaires afin d'éviter des mesures aux effets contradictoires.
- ♦ Comme perspective de travail, il serait intéressant de développer des outils d'analyse simplifiée des impacts environnementaux du travail du sol. Par exemple, vis-à-vis des transferts de produits de protection des plantes ou de phosphore vers les eaux, il serait intéressant de faire le lien entre les résultats actuellement disponibles concernant les TCSL et la méthode développée au sein du Corpen. Cette dernière décrit les différents modes de transferts de l'eau dans le sol (transferts hypodermiques, par ruissellement ou infiltration ; transferts lents ou rapides...). Concernant la protection des plantes, il serait nécessaire de développer des outils simples visant à décrire les différents leviers de lutte agronomique en fonction du contexte agronomique. Les consommations d'énergie et les émissions de gaz à effet de serre pouvant être assez variables selon les itinéraires mis en oeuvre, il serait aussi intéressant de disposer d'outils simples pour les évaluer.
- ♦ Il est nécessaire de considérer le travail du sol comme n'étant qu'un élément du système de production, ce dernier regroupant les interactions entre le milieu (sol...) avec diverses pratiques (rotation, protection des cultures...). Une comparaison « toutes choses égales par ailleurs » du seul effet du travail du sol a le mérite d'être rigoureuse, de donner les grandes tendances mais ne prend pas toujours en compte la manière dont on peut gérer un changement de pratique de travail du sol sur une exploitation agricole. Cette évolution s'accompagne de l'évolution de diverses pratiques sur l'exploitation, avec des phases d'apprentissage, des échecs, des adaptations, des réussites... L'expérimentation appréhende mal toute cette complexité et ces interactions qui sont mal connues faute d'enquêtes adaptées intégrant les pratiques sur plusieurs années sur la même parcelle. De réels progrès sont à faire sur ce plan si l'on souhaite avoir une meilleure connaissance des impacts environnementaux effectifs du passage de systèmes labourés aux TCSL. Enfin, si les TCSL étaient largement adoptées par les agriculteurs pour des raisons économiques, ou préconisées en raison de leurs effets positifs sur les consommations énergétiques, les émissions de gaz à effet de serre et la biodiversité, il serait intéressant de prolonger la réflexion que nous avons menée sur les études de cas pour améliorer la conduite de ces systèmes afin d'adapter ces pratiques et de les optimiser en fonction des contextes régionaux.



## Conclusion de l'étude

---

STENGEL P.

INRA

A l'issue de cette étude et avant de revenir sur ses conclusions majeures, il convient de souligner quelques éléments relatifs à ses modalités de réalisation, qui en cadrent la portée. C'est d'abord son objet, limité aux impacts environnementaux des TCSL, et excluant les aspects relatifs à leur insertion dans les systèmes de culture ou dans le fonctionnement de l'exploitation, et à l'évaluation économique. C'est aussi le choix des sources, concentré sur les références bibliographiques et les résultats d'essais nationaux disponibles, avec quelques compléments indispensables de publications européennes ou nord-américaines. Le souci de privilégier ainsi la sécurité quant à la qualité d'informations scientifiquement reconnues, et pertinentes pour appréhender la réalité nationale, a une contrepartie. Il s'agit du nombre limité des références disponibles et de la non prise en compte de données et savoirs techniques moins formalisés ou certifiés. Les corollaires sont une capacité réduite à tenir compte de la variabilité des situations et une interrogation critique nécessaire sur le caractère généralisable des résultats analysés. L'évolution rapide des techniques et des pratiques implique d'appliquer ce questionnement à l'actualité des références, produits de protocoles d'expérimentation ou d'observation inéluctablement en décalage par rapport à la représentation d'une réalité présente. En gardant à l'esprit ces éléments d'appréciation, nous pouvons aborder les principaux acquis sur l'évaluation environnementale des TCSL.

L'état des lieux des pratiques de travail du sol en France, présenté dans sa première partie, fait d'abord ressortir une forte dynamique d'extension des TCSL durant les trois ou quatre dernières années. Elle concerne surtout les soles de blé ou de colza, pour environ 45 % et dans une moindre mesure les cultures de printemps (10 à 30 %). Dans le premier cas, les techniques utilisées se limitent principalement à un travail superficiel affectant une profondeur d'environ 8 cm. Dans le second, un travail profond est réalisé pour les cultures à enracinement pivotant, tournesol et betterave en particulier. Les techniques de semis direct, par lesquelles le travail du sol est réduit à la ligne de semis sont très peu répandues en France. D'autre part, les données d'enquête ne permettent pas de quantifier la fréquence et la durée de successions interannuelles d'utilisation des TCSL sur une même parcelle. Seules les connaissances "de terrain" indiquent une dominance du recours occasionnel à ces techniques.

Ces éléments donnent une meilleure mesure des enjeux associés à leur évaluation. La dynamique d'extension justifie globalement son intérêt. Il est d'ailleurs raisonnable de supposer que la motivation principale d'économie du temps de travail qui en est un facteur principal contribuera à l'entretenir dans le futur proche. Cependant, le changement des actions mécaniques appliquées au sol, par le développement des TCSL, apparaît finalement assez limité. On peut le décrire pour la plus grande partie des surfaces concernées comme une réduction, limitée, de la fréquence de retournement par la charrue et de la profondeur du travail. Malgré l'insuffisance statistique de cette description, on peut s'attendre à ce que les effets pluriannuels et cumulatifs sur le sol soient réduits, et participent peu à des impacts environnementaux : modifications de la structure et de l'état de surface, de la dynamique des matières organiques, des profils de distribution des éléments peu mobiles. Les rôles effectifs des modifications de l'état du sol et de sa surface doivent alors être appréciés exclusivement au niveau des processus saisonniers, à partir d'une connaissance plus complète et fine des itinéraires techniques. Les indications qui décrivent l'évolution des pratiques, du désherbage par exemple, ou leur stabilité (date de semis, fertilisation) en lien avec l'adoption des TCSL sont à cet égard précieuses.

Cette vision de la situation nationale conduit à porter un regard discriminant sur les différentes composantes des impacts environnementaux des TCSL. Elles sont le plus souvent quantifiées sur des dispositifs expérimentaux lourds, où les techniques de travail du sol sont répétées pendant de longues durées, pour observer les effets sur le sol. C'est notamment le cas pour les essais de terrain qui ont produit les références françaises. Le semis direct, qui est la modification technique la plus radicale, et dont les effets sur le sol ont la plus grande ampleur, y occupe souvent un statut particulier, malgré sa rareté dans la réalité des pratiques agricoles. De manière un peu schématique, on peut résumer la situation en considérant que les références expérimentales éclairent le bilan environnemental potentiel des TCSL, dans une vision extrémisée de leur utilisation, plutôt que l'effet réel des pratiques qu'elles recouvrent. Cet éclaircissement permet de hiérarchiser les résultats qui sont présentés dans la deuxième partie de l'étude. Nous pouvons d'abord faire état des impacts qui apparaissent comme neutres ou totalement incertains, même dans les conditions d'expérimentation. Il s'agit de la consommation des matières premières (hors énergie), de la qualité technologique des produits, de la volatilisation de substances polluantes (ammoniac ou pesticides), des émissions de N<sub>2</sub>O, des fuites d'azote en solution. D'autres, qui apparaissent plus clairement mis en évidence

par les données, sont associés à la durée de mise en œuvre des TCSL. Ce sont ceux qui mettent en jeu des modifications de l'état du sol et de son fonctionnement écologique : modifications de la structure et de sa stabilité, évolution de la biodiversité et de l'activité microbienne telluriques, enrichissement en matière organique. Leurs effets peuvent être positifs ou négatifs. Parmi les effets positifs, on trouve la réduction des risques de ruissellement et d'érosion, une rétention accrue des polluants organiques, l'augmentation de certaines populations telluriques, l'accumulation de carbone qui améliore le bilan des émissions de gaz à effet de serre (GES). Parmi les effets négatifs possibles, une durée accrue de la présence de molécules polluantes dans le sol, une augmentation des transferts de polluant peu solubles vers la profondeur (phosphore, pesticides). Enfin, deux éléments apparaissent de manière générale déterminants dans ce bilan. Il s'agit d'une part de la réduction de la consommation d'énergie de traction par les techniques culturales. Elle peut aller jusqu'à 50 % pour les TCSL les plus économes, avec un bénéfice pour le bilan des GES de la culture. Il s'agit, d'autre part, de la limitation du ruissellement, des transferts qui lui sont associés, de solutés et de particules solides, et des risques d'érosion. Cette dernière peut être un effet de l'enrichissement en matière organique de la couche superficielle du sol, lorsque les TCSL sont répétées durablement. A défaut, c'est exclusivement la possibilité d'entretien d'une couverture végétale suffisante, vivante ou morte, qui en est le facteur déterminant. Il convient donc à ce sujet d'entrer de manière plus détaillée dans l'itinéraire technique pour apprécier dans quelle mesure il assure la présence de ce couvert protecteur. Les techniques mécaniques de contrôle des adventices (déchaumage et faux semis), utiles en l'absence de labour et dans une perspective de limitation de l'usage des herbicides, peuvent avoir sur ce point un effet négatif.

L'analyse concrète de cas d'études locaux, de la troisième partie de l'étude, ne complète que marginalement ce constat d'ensemble, en raison notamment du caractère incomplet des données locales disponibles. On y voit apparaître un cas d'impact négatif sur la qualité protéique du blé (exploitation en Pays-de-Loire), et dans les deux situations un risque d'accroissement de l'utilisation des herbicides. Ce dernier n'est pas nécessairement accompagné d'une élévation du risque de contamination des eaux, qui dépend des propriétés des produits et des processus de transferts concernés, à la surface ou à travers le sol. Néanmoins, dans le cas de l'exploitation des Pays de la Loire sur limon drainé, les TCSL provoquent une augmentation significative des transferts de certains herbicides appliqués en période de drainage.

Finalement, malgré un fond d'incertitude qui reste dominant pour de nombreux aspects, ce travail permet de dégager des conclusions assez nettes relativement à la situation présente. Les TCSL telles qu'elles sont pratiquées induisent une économie d'énergie qui peut être significative. Leurs effets sur le ruissellement, les transferts superficiels qui lui sont associés, et l'érosion, dépendent surtout de leurs liens avec la gestion des couverts végétaux à vocation protectrice.

Au-delà, il n'est pas possible de conclure de façon tranchée et/ou générale quant au sens positif ou négatif des impacts environnementaux qu'elles produisent. Dans l'hypothèse de maintien d'un recours occasionnel à ces techniques, on peut penser que les autres impacts en resteront en tout état de cause limités en ampleur, et transitoires. Les techniques de contrôle des adventices, à travers le niveau d'utilisation des herbicides ou le recours aux techniques mécaniques, auront un poids significatif pour moduler les risques de contamination et de ruissellement.

A plus long terme, l'hypothèse d'extension continue du recours aux TCSL justifie d'approfondir plus systématiquement l'étude des effets de leur répétition pluriannuelle qui deviendront plus fréquents. Il s'agirait notamment de pouvoir devenir plus précis quant aux bilans des GES ou aux effets sur la biodiversité. La question générale qui sous-tend un tel objectif est celle des moyens d'obtention de références pertinentes et de leur utilisation pour la décision locale. Multiplier les données représente un coût considérable, qu'aucune institution n'a immédiatement les moyens d'assumer. Il n'est légitime de l'envisager que dans la perspective de disposer d'outils de valorisation, en particulier de modèles, permettant de traiter la diversité des cas. Sur ce sujet, comme pour tous ceux qui concernent la conception de systèmes de culture innovants, un considérable renouvellement des systèmes d'acquisition et de valorisation des références est une condition d'avancée. Cette démarche est en cours notamment au travers de suivis de réseaux de parcelles et associe la recherche et les organismes de développement, en collaboration avec les producteurs eux-mêmes. C'est des progrès rapides en ce sens qu'on peut attendre une capacité d'évaluation améliorée et plus exhaustive des techniques de culture.