

**Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires**

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

## **5. Effets des cultures intermédiaires sur l'érosion, les propriétés physiques du sol et le bilan carbone**

**Auteurs :**

**Patrick Bertuzzi**

**Eric Justes**

**Christine Le Bas**

**Bruno Mary**

**Véronique Souchère**

Juin 2012

## Sommaire

5.1. Effet des cultures intermédiaires sur l'érosion et les propriétés physiques du sol	167
5.1.1. Culture intermédiaire et protection contre l'érosion	168
5.1.2. Culture intermédiaire et propriétés physiques des sols	173
5.1.3. Conclusions	176
5.2. Effet des cultures intermédiaires sur la séquestration du carbone et le bilan gaz à effet de serre	177
5.2.1. Séquestration de carbone et d'azote dans le sol	177
5.2.2. Emissions de N <sub>2</sub> O	183
5.3. Conclusions	186
Références bibliographiques citées	188

Relecteurs externes du chapitre : Dominique Arrouays et Guy Richard.

## 5.1. Effet des cultures intermédiaires sur l'érosion et les propriétés physiques du sol

Véronique Souchère, Christine Le Bas et Patrick Bertuzzi

### Analyse du corpus de références

L'utilisation du champ TOPICS dans les bases de données CAB Abstracts et Web of Science, puis l'application d'équations de sélection de références uniquement sur les champs TITLE et ABSTRACT, ont permis d'extraire un corpus d'un peu plus de 1600 références.

Pour cette analyse bibliographique, les résultats présentés doivent être relativisés en fonction du contexte de mise en œuvre de la culture intermédiaire en France métropolitaine. En effet, par rapport à un contexte opérationnel de culture courte sur une période de quelques mois, en condition hivernale et de début de printemps, et avec une production de biomasse globalement réduite, il n'est pas toujours aisé de pouvoir calibrer et quantifier les résultats expérimentaux de la littérature disponible. Ceux-ci dépendent étroitement du contexte spécifique de l'expérimentation. Ils peuvent être aussi obtenus sur des périodes de culture plus longues permettant la mise en évidence d'effets notables et bien établis. Enfin, dans cette analyse, les références acquises dans des contextes pédoclimatiques très différents de ceux rencontrés en France métropolitaine, notamment tropicaux, sont aussi à relativiser. A titre d'exemple, un nombre non négligeable de références concernaient des pédoclimats (pays tropicaux) et des systèmes de culture (systèmes de cultures pérennes, de cultures légumières, de cultures fourragères incluant des prairies temporaires, des luzernes et/ou des jachères ; etc.) dont les résultats sont difficilement extrapolables aux régions tempérées.

L'élimination de ces références suite à la lecture des titres et des résumés a conduit à une réduction drastique du nombre d'articles, puisqu'au final 166 seulement ont été identifiés comme potentiellement intéressants. 39 articles supplémentaires, hors corpus initial, ont été ajoutés suite à la lecture des premiers articles disponibles ou pour mieux expliciter les processus et les conséquences des objets d'étude. Nous n'avons cependant pas mobilisé dans cette rédaction les 205 articles. En effet, un certain nombre d'articles (33) pourtant intéressants d'après le résumé n'étaient rédigés ni en français ni en anglais et étaient donc difficilement mobilisables. Par ailleurs, la lecture des articles récupérés a également conduit de nouveau à une restriction des références intéressantes.

L'analyse bibliographique a néanmoins permis d'identifier quelques articles clés dont la lecture a permis de trouver d'autres publications très intéressantes.

### Introduction

D'une manière générale, l'analyse de la littérature, notamment des principaux articles de synthèse (Dabney, 1998 ; Thorup-Kristensen et al., 2003) montre qu'il y a consensus pour considérer que l'intérêt des cultures intermédiaires ne se limite pas au seul piégeage de l'azote, et que les cultures intermédiaires contribuent aussi à : (1) l'amélioration de l'état structural et des propriétés physiques des horizons de surface du sol explorés par les racines, (2) la protection des sols contre l'érosion.

La mise en place d'une couverture végétale peut être particulièrement intéressante à la fois en termes :

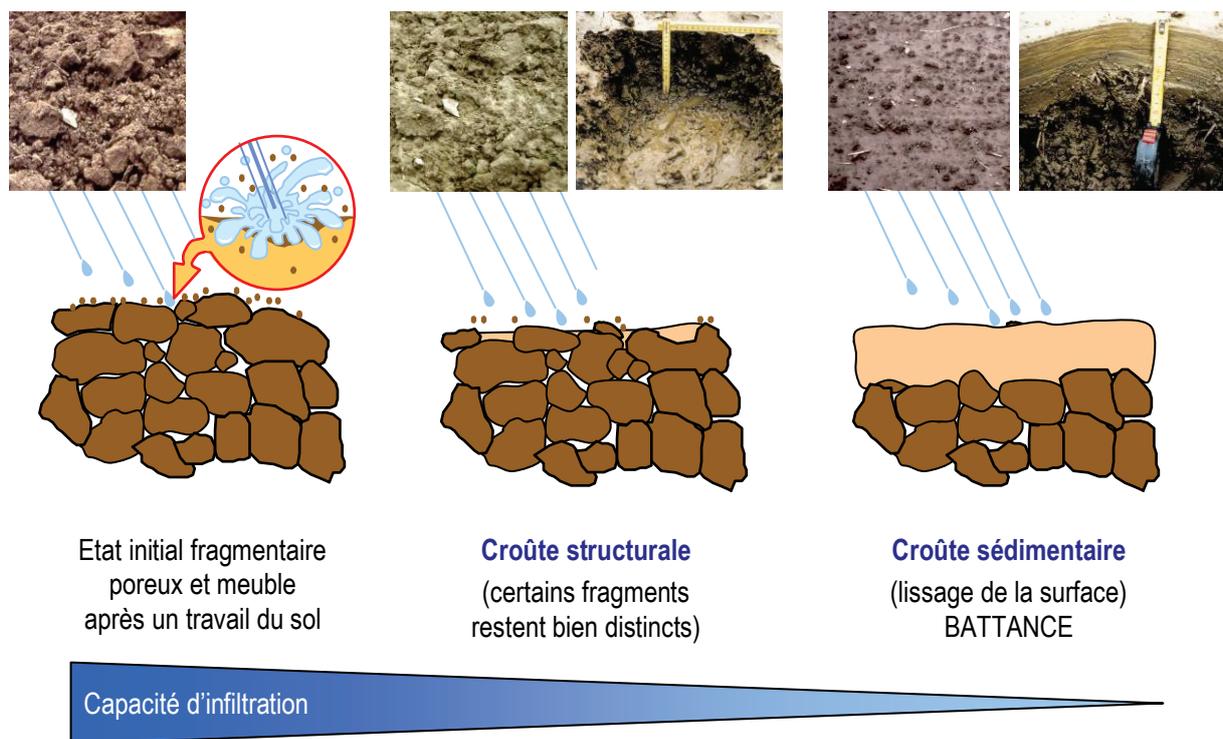
- (1) de protection du sol notamment au cours de l'hiver et de facilitation de la préparation du sol nécessaire au semis de la culture suivante. L'amélioration de l'état structural et des propriétés physiques des horizons de surface du sol est la résultante des effets mécaniques de protection de surface du couvert vis-à-vis de la pluie hivernale et d'agrégation du sol lors du développement du système racinaire de la culture intermédiaire, et de l'action de la macrofaune du sol sur l'espace poral du sol, et du fonctionnement hydrodynamique qui en résulte ;
- (2) d'amélioration du statut organique des sols et des propriétés physico-chimiques qui en dépendent après principalement l'enfouissement de la culture.

### 5.1.1. Culture intermédiaire et protection contre l'érosion

Les cultures intermédiaires sont traditionnellement définies comme des plantes cultivées pour éviter que les sols restent nus pendant l'hiver. Elles sont souvent cultivées dans le but de prévenir, entre autres, l'érosion des sols (Reeves, 1994) qui reste un problème d'actualité (GIS Sol, 2011). En effet, la présence d'un couvert végétal est la seule protection naturelle du sol contre l'érosion hydrique d'origine pluviale, qui est la forme d'érosion la plus fréquente en France.

#### 5.1.1.1. Quelques éléments sur l'érosion hydrique

L'érosion est un processus géomorphologique naturel survenant à la surface du sol. Elle suit un processus en trois étapes (Boardman et Poesen, 2006) : le détachement du sol, le transport puis le dépôt des particules érodées. Dans le cas de l'érosion hydrique, c'est l'impact des gouttes de pluie qui, en brisant les agrégats, disperse les particules de sol et conduit à l'apparition d'une croûte de battance par dégradation de la structure des sols (Figure 5-1).



**Figure 5-1.** Dégradation de la surface du sol par effet splash  
(photos : Le Bissonnais, Souchère)

Une fois détachées, les particules sont transportées par l'eau puis déposées lorsque la vitesse de l'eau s'atténue sous l'effet d'un affaiblissement de la pente ou d'un changement de couverture des sols. Elle provoque des dégâts aux terres agricoles (Figure 5-1), mais aussi des conséquences au-delà du sol lui-même, puisqu'elle entraîne une dégradation de la qualité des nappes d'eaux souterraines ou des rivières. Le ruissellement chargé de matières en suspension peut générer l'envasement des routes et un mauvais fonctionnement des ouvrages hydrauliques. Dans certains cas, les habitations sont elles aussi envahies par des coulées boueuses (Figure 5-2). Ces effets néfastes ont évidemment des impacts économiques et environnementaux, non seulement pour les agriculteurs mais aussi pour les collectivités (Lal, 1988 ; Pimentel et al., 1995 ; den Biggelaar et al., 2004 ; Boardman et Poesen, 2006 ; Ande et al., 2009).



Figure 5-2. Exemples de dégâts liés à l'érosion des sols en Haute-Normandie (photos : Souchère)

### 5.1.1.2. Culture intermédiaire et protection mécanique de la surface du sol

Les parties aériennes des cultures intermédiaires (feuilles, tiges, etc.) peuvent intercepter les gouttes de pluie avant qu'elles n'atteignent le sol. Par cette action, les cultures intermédiaires permettent de limiter l'érosivité<sup>1</sup> des pluies (Romkens et al., 1990 ; Sojka et al., 1991 ; Dabney, 1998 ; Malik et al., 2000 ; Kaspar et al., 2001 ; Ryder and Fares, 2008). L'énergie cinétique en partie interceptée par le couvert végétal permet de prévenir la destruction des agrégats par effet splash et l'apparition d'une croûte de battance<sup>2</sup> surtout sur les sols limoneux.

Le taux de couverture du sol est ainsi un élément majeur de l'efficacité des cultures intermédiaires pour protéger les agrégats. Quinton et al. (1997) ont étudié l'impact d'une augmentation du taux de couverture végétale sur les pertes en sol. Ils ont montré que la réduction des pertes de sol est importante dès que le couvert végétal recouvre plus de 30% de la surface du sol, jusqu'à un seuil de 70% au-delà duquel l'efficacité est maximale. Leurs expérimentations ont été conduites sur des espèces caractéristiques de leurs sites d'étude localisés dans le sud-est espagnol (Armoise herbe blanche, Anthyllide faux cytise, Genêt cendré, Immortelle commune, Plantain blanchissant et Alfa) mais qui sont sensiblement différentes des espèces actuellement utilisées comme culture intermédiaire, notamment en termes de protection contre l'érosion. Pourtant de nombreux auteurs se réfèrent à cette publication dans leurs travaux. Par exemple, Creamer et al. (1997) ont testé l'efficacité de 13 mélanges de cultures intermédiaires composées à partir de 23 espèces différentes (un pois, un blé, une orge, des trèfles, des vesces, des luzernes, un seigle, une fétuque, un dactyle, des ray-grass, un sarrasin et des sorghos) dans des systèmes légumiers afin de prendre en considération non seulement un effet sur l'érosion, mais aussi des effets sur la disponibilité en azote pour la culture suivante, la maîtrise des adventices et la facilité de destruction mécanique de ces couverts. Comme beaucoup de références, leurs travaux du point de vue de l'érosion se limitent à regarder si les différents mélanges dépassent le seuil de 30% de couverture du sol, ici au bout d'un mois après le semis. Ils notent que ce sont surtout les conditions d'implantation (humidité des sols, compétition avec les adventices) qui expliquent que les 30% de taux de couvert ne sont pas atteints avec la plupart des mélanges sur l'un de leurs deux sites de test. A partir de ces travaux, il est difficile de dire si une espèce est plus

<sup>1</sup> **Erosivité** : Aptitude des pluies à provoquer des phénomènes érosifs qui dépend surtout de l'intensité des pluies et de l'énergie cinétique qui en résulte.

<sup>2</sup> **Battance** : Dégradation superficielle de la structure du sol sous l'influence des précipitations. Le résultat est une usure des mottes et la formation d'une "croûte de battance" qui rend difficile l'infiltration de l'eau dans le sol. Un sol est d'autant plus sensible à la battance que sa teneur en limons est importante.

efficace que les autres, car les mélanges testés sont plus ou moins complexes. Les auteurs discutent surtout de la compétitivité des différentes espèces dans les mélanges, plutôt que de leur efficacité individuelle à couvrir les sols.

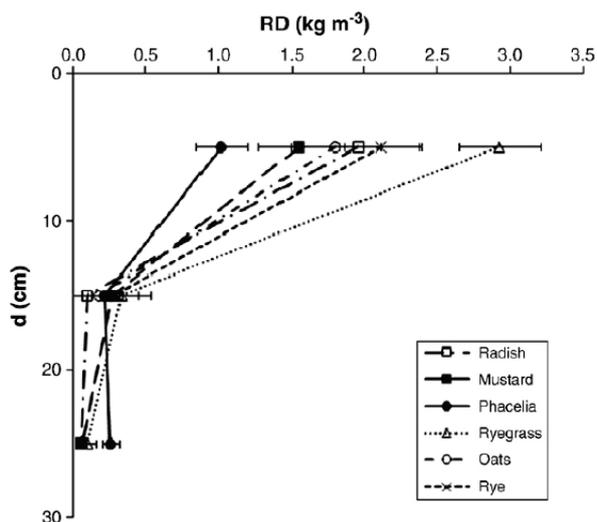
Bodner et al. (2010) ont conduit une étude plus récente en comparant quatre types d'interculture : moutarde, seigle, vesce et phacélie. Leurs résultats montrent que même si la vesce a mis plus de temps que les autres à atteindre son taux de croissance maximal, les quatre espèces ont finalement eu une dynamique de croissance très semblable en condition climatique automnale normale du point de vue des précipitations reçues. Cependant, la rapidité d'atteinte du seuil de 30% de couverture du sol varie d'une espèce à l'autre. Ainsi, la moutarde a atteint ce seuil en 28 jours seulement alors que pour la phacélie, le seigle, et la vesce, il a fallu respectivement attendre 35, 37 et 52 jours. Leurs résultats montrent aussi qu'en conditions climatiques plus sèches, ce sont la vesce et la moutarde qui sont les plus tolérantes au stress hydrique. Les travaux de De Baets et al. (2011) montrent que la biomasse aérienne de la phacélie et de la moutarde blanche atteint 90% environ de son développement potentiel un mois et demi après le semis. Celle de l'avoine, du seigle et du ray-grass se développe plus lentement, mais offre une couverture plus dense pendant la saison d'hiver ( $\approx 80\%$ ), alors que celles de la phacélie et de la moutarde blanche meurent à cause du gel. Les différences entre espèces, voire entre cultivars d'une même espèce, sont donc importantes à prendre en considération en fonction de la période de destruction des cultures intermédiaires (Dabney et al., 2001). En effet, il est nécessaire d'avoir une production de biomasse suffisante pour protéger le sol bien avant la date de destruction envisagée ou effective *via* le gel. Dabney et al. (2001) remarquent que cet objectif est parfois difficile à atteindre avec des espèces à maturité tardive.

En résumé, on peut dire que la protection mécanique de la surface du sol vis-à-vis de l'impact des gouttes de pluie dépend de la dynamique de mise en place du couvert végétal qui varie en fonction de l'espèce, de la date de semis et des conditions de semis. Il est cependant difficile de dire si certaines espèces sont plus efficaces que d'autres, notamment car les expérimentations concernent souvent des mélanges d'espèces. Néanmoins, les espèces à développement rapide, surtout si elles sont semées assez tôt et dans de bonnes conditions, peuvent conduire à une protection rapide et efficace du sol.

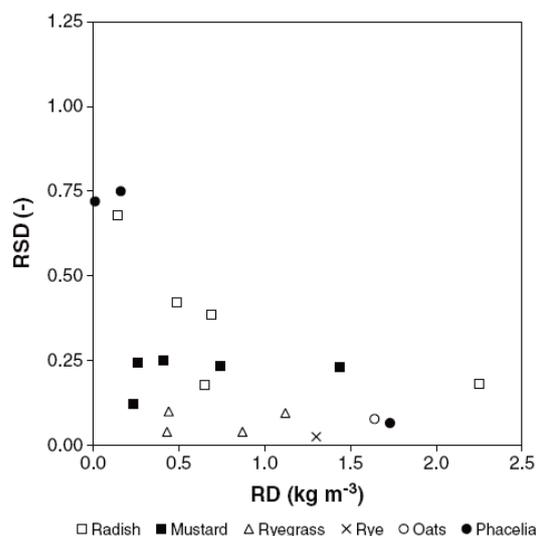
### 5.1.1.3. Culture intermédiaire et biomasse racinaire

Le tissu racinaire des cultures intermédiaires peut contribuer à accroître la résistance du sol à l'arrachement, alors même que le gel en début de période hivernale, en détruisant la biomasse aérienne des espèces gélives, réduit son efficacité à protéger le sol de l'érosion (Duran Zuazo et Rodriguez Pleguezuelo, 2008). Cet effet a été étudié sur des espèces présentes dans les prairies (Comino et al., 2010), mais De Baets et al. (2011) notent que les informations sur les caractéristiques des racines de cultures intermédiaires sont très rares. Les études disponibles s'attachent plus à décrire les types de racines que leur densité dans le sol, alors que ce paramètre et la distribution verticale des racines en profondeur sont des paramètres importants pour quantifier leur effet sur la résistance des sols à l'érosion (De Baets et al., 2007).

De Baets et al. (2011) ont conduit une expérimentation pour estimer la densité racinaire de six cultures intermédiaires (moutarde blanche, phacélie, ray-grass, avoine, seigle et radis fourrager) très couramment utilisées. Leurs résultats montrent que la morphologie des racines et leur distribution verticale sont très variables selon les espèces. Le ray-grass et le seigle possèdent les plus fortes densités racinaires, alors que celles de la phacélie et de la moutarde blanche ont les plus faibles (Figure 5-3). Les espèces ayant des racines épaisses et pivotantes comme la moutarde blanche et le radis fourrager sont moins efficaces que les espèces ayant une armature racinaire finement ramifiée comme le ray-grass et le seigle pour prévenir les pertes de sol par érosion concentrée (Figure 5-4). Avec les racines épaisses, des phénomènes de turbulence au niveau du collet peuvent accélérer le taux de détachement des particules de sol. Par ailleurs, après le gel, leurs résultats montrent également que le potentiel anti-érosif des racines de la phacélie, de la moutarde blanche, du radis fourrager et de l'avoine a diminué.

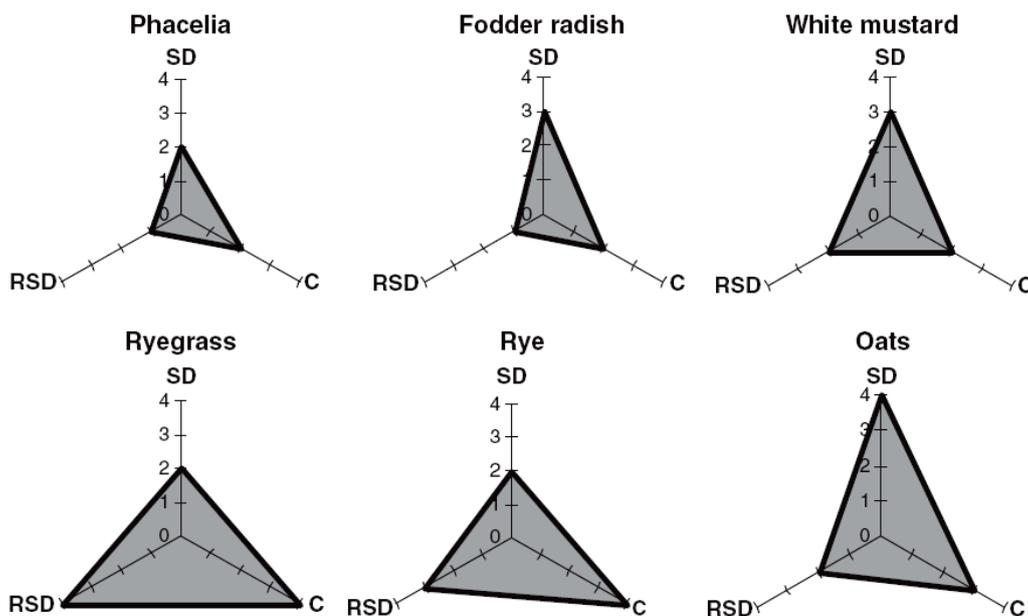


**Figure 5-3.** Distribution de la densité racinaire (RD, kg.m<sup>-3</sup>) selon la profondeur de sol (d, cm) d'après De Baets et al., 2011



**Figure 5-4.** Distribution de la densité racinaire (RD, kg.m<sup>-3</sup>) selon le potentiel des racines pour réduire l'érosion (RSD) d'après De Baets et al., 2011

A partir de trois paramètres (nombre de pieds par unité de surface mesuré selon la méthode décrite par De Baets et al. (2009), % de couvert végétal et potentiel des racines pour réduire l'érosion estimé par prélèvements d'échantillons de sol testés au laboratoire dans un canal hydraulique), De Baets et al. (2011) ont construit des diagrammes radars (Figure 5-5) pour une représentation visuelle de l'adéquation des différentes cultures intermédiaires testées pour le contrôle de l'érosion par ruissellement concentré. Ces diagrammes montrent que le ray-grass, le seigle, l'avoine et la moutarde blanche semblent être les espèces les plus adaptées. L'avoine et la moutarde blanche étant des espèces gélives, elles ne peuvent pas être efficaces tout au long de la saison hivernale. En contrepartie, leur destruction est facilitée avant l'implantation de la culture suivante. La moutarde, ayant de plus un bon potentiel pour absorber les excès d'azote et éviter ainsi les pertes vers les eaux souterraines durant la saison hivernale, représente pour ces auteurs un bon compromis.

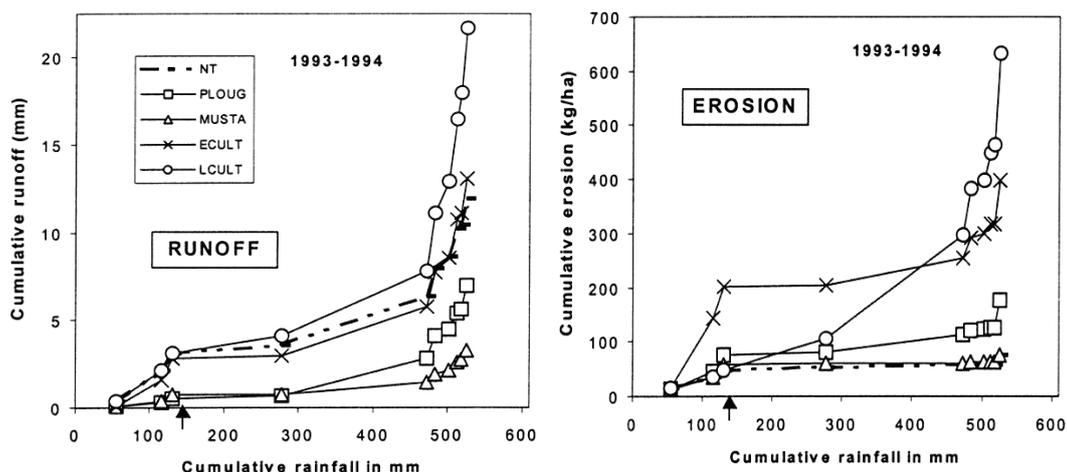


**Figure 5-5.** Diagrammes radars indiquant la pertinence de 6 cultures intermédiaires pour contrôler l'érosion par ruissellement concentré selon 3 paramètres (SD - nombre de pieds par unité de surface ; C - % de couvert végétal et RSD - potentiel des racines pour réduire l'érosion). D'après De Baets et al., 2011

#### 5.1.1.4. Culture intermédiaire, ruissellement et érosion

Les cultures intermédiaires modifient de nombreux aspects du cycle hydrologique, notamment l'infiltration de l'eau dans le sol (Dabney, 1998) *via* l'état structural du sol qui sera évoqué dans la section 5.1.2. Elles ralentissent également le ruissellement en étant des obstacles physiques à son écoulement. Par leur simple présence, elles créent une rugosité de la surface du sol qui laisse plus de temps à l'eau pour s'infiltrer avant de ruisseler. La réduction de la vitesse d'écoulement en lien avec le nombre d'éléments de rugosité par unité de surface conduit à une moindre érosivité des flux (Kouwen et al., 1981).

Dans un certain nombre de travaux, des parcelles expérimentales ont été équipées de dispositifs permettant de mesurer les pluies, le ruissellement et l'érosion en temps réel afin d'obtenir, sous conditions naturelles ou avec l'aide de simulateurs de pluie, des résultats plus quantitatifs vis-à-vis du ruissellement et de l'érosion. Wall et al. (1991) ont testé par exemple l'efficacité de l'introduction du trèfle rouge comme culture intermédiaire dans une monoculture de maïs ensilage. Les deux situations expérimentales (maïs vs maïs-trèfle) ont été suivies pendant six années. Leurs résultats ont montré que le trèfle intercalé avec le maïs réduisait significativement, au cours de chaque campagne culturale, le ruissellement (40-87%) et les pertes en terre (46-78%). Martin (1999), sous conditions naturelles en Haute Normandie, a comparé les effets de différents modes de gestion de l'interculture sur le ruissellement et l'érosion : semis de moutarde (MUSTA) comparé à travail du sol avec différents outils utilisés à différentes dates (déchaumage à soc PLOUG, déchaumage à dents précoce ECULT ou tardif LCULT) ; et témoin sans aucune intervention (NT). Le semis de moutarde (Figure 5-6) est le traitement qui réduit le plus à la fois le ruissellement et l'érosion. Cependant, l'auteur signale que le recours à une interculture peut conduire à une réduction du risque de ruissellement mais aussi à une augmentation de l'érosion des sols. En effet, les opérations de semis de la moutarde peuvent conduire à un affinement de la surface du sol et donc à une perte de cohésion du sol. Si un événement pluvieux assez intense survient avant que le développement de la culture intermédiaire soit suffisant pour exercer ses effets bénéfiques, les pertes en terre peuvent être importantes et considérablement aggravées si en amont du champ de moutarde, les parcelles cultivées sont productrices de ruissellement. Il faut donc être attentif aux techniques d'implantation des cultures intermédiaires pour éviter de générer trop de terre fine au moment du semis. Par ailleurs, la date d'implantation doit aussi être raisonnée pour favoriser un développement rapide de la culture tout en évitant une implantation juste avant une période de pluie récurrente.



**Figure 5-6.** Cumul de ruissellement et d'érosion pour différents modes de gestion de l'interculture (MUSTA : semis de moutarde ; PLOUG : déchaumage à soc ; ECULT : déchaumage à dents précoce ; LCULT : déchaumage à dents tardif ; NT : témoin sans aucune intervention). D'après Martin, 1999

## 5.1.2. Culture intermédiaire et propriétés physiques des sols

Les cultures intermédiaires peuvent aussi contribuer à l'amélioration de l'état structural et des propriétés physiques des horizons de surface du sol explorés par les racines (Dabney, 1998 ; Thorup-Kristensen et al., 2003).

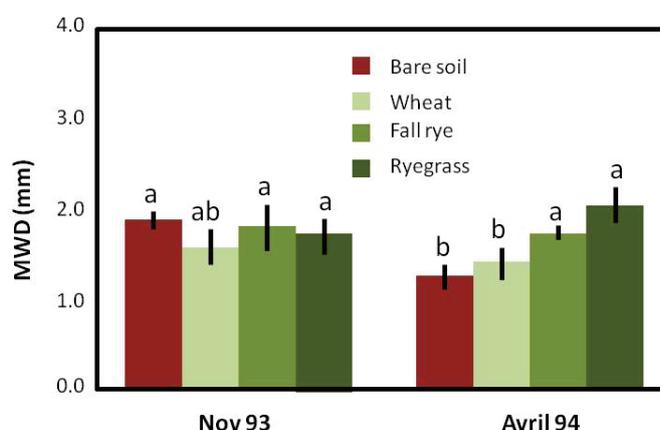
Dans la couche de sol explorée par les racines, l'amélioration de la structure du sol peut être liée à la fois :

- à une modification de la porosité totale, et de la distribution et la répartition de la porosité inter- et intra-agrégats ;
- à une augmentation de la matière organique présente sous différentes formes. Deux effets sont à distinguer : (i) un effet fugace au moment de l'enfouissement de la culture intermédiaire, avec augmentation de la stabilité structurale (Monnier ;1965), cet effet serait lié aux composés solubles présents à la surface des agrégats et jouant un rôle protecteur contre l'effet des impacts de gouttes de pluie (Aiguo et al., 2005 ; Abiven et al., 2009) ; (ii) un effet à plus long terme lié à l'augmentation du stock de matières organiques stables dans le sol (dû à la biomasse racinaire des cultures intermédiaires et à l'enfouissement de leur biomasse aérienne). Ces matières organiques sont susceptibles de se minéraliser au cours du temps sur plusieurs années, et d'améliorer l'ensemble des propriétés physiques qui dépendent de la teneur en matières organiques et de la qualité de l'humus (Destain et al., 2010).

### 5.1.2.1. Culture intermédiaire et état structural du sol

De nombreux travaux montrent l'effet positif des cultures intermédiaires sur la structure du sol ; parmi ceux-ci, citons les articles de Folorunso et al. (1992), Latif et al. (1992), Chan et Heenan (1996), Hermawan et Bomke (1997), Watts et Dexter (1997). Cet effet positif est montré dans le cadre d'expérimentations pluriannuelles en comparaison à une parcelle témoin de sol nu, par la mesure *in situ* de masse volumique et de résistance à la pénétration, et par la mise en œuvre au laboratoire de tests de stabilité structurale sur différentes classes d'agrégats de sol. Ce type d'expérimentation vise aussi à comparer les performances de différentes espèces de cultures intermédiaires, notamment en matière d'effet de l'enracinement sur la structure du sol. Chan et Heenan (1996), après quatre années d'expérimentation, ont obtenu des résultats contrastés selon le type de cultures intermédiaires.

Vis-à-vis de la stabilité structurale, les auteurs s'accordent sur le fait que, par rapport à un témoin sol nu, les cultures intermédiaires modifient la distribution de la taille d'agrégats résultant du test, avec un pourcentage plus élevé d'agrégats de grande taille révélateur d'une plus grande stabilité structurale (Chan et Heenan, 1996 ; Hermawan et Bomke, 1997). La Figure 5-7 montre une baisse de la stabilité structurale durant la période hivernale et jusqu'au printemps pour le sol nu par rapport à la situation initiale ; et un effet protecteur de la stabilité structurale par la culture intermédiaire, dont l'intensité dépend de l'espèce utilisée.



**Figure 5-7.** Effet de la culture intermédiaire hivernale à deux dates distinctes sur l'indicateur MWD de stabilité structurale pour l'horizon de surface du sol (couche 0-5 cm). (Hermawan et Bomke, 1997)

Les barres d'erreurs représentent l'écart-type des mesures (4 répétitions). Les CI avec une même lettre ont des valeurs moyennes qui ne sont pas significativement différentes.

Dans les conditions du test, l'indicateur MWD doit varier entre 0,125 (très faible : stabilité structurale correspondant à un passage de tous les agrégats dans un tamis de maille 0,25 mm) et 4 (correspondant à une retenue de tous les agrégats par un tamis de maille 2 mm).

### 5.1.2.2. Culture intermédiaire et propriétés hydrodynamiques du sol

Les modifications du cycle hydrologique induites par les cultures intermédiaires sont la conséquence de leur effet protecteur vis-à-vis de l'état structural du sol et d'un effet direct lié à l'amélioration de la structure et de la porosité du sol. La décroissance du ruissellement observée en présence de cultures intermédiaires est liée à une augmentation de la capacité d'infiltration du sol (Dabney, 1998). S'agissant des propriétés hydrodynamiques du sol, les auteurs ont montré un effet favorable des cultures intermédiaires à la fois sur la capacité d'infiltration du sol et sur sa capacité de rétention (Folorunso et al., 1992 ; Martens et Frankenberger, 1992 ; Keisling et al., 1994 ; Joyce et al., 2002).

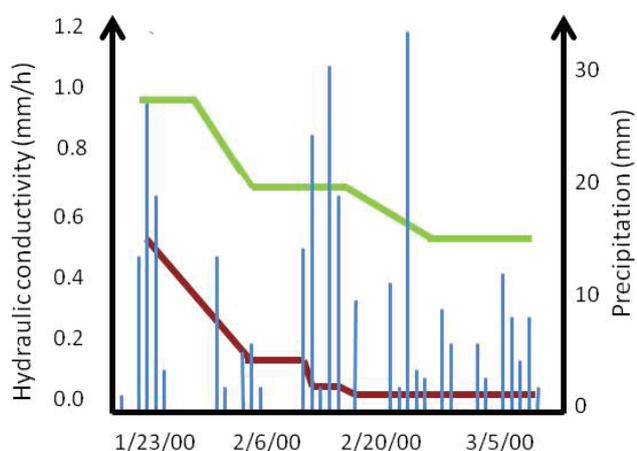
La démonstration directe repose par exemple sur des mesures d'infiltration. *In situ*, Folorunso et al. (1992), comparativement à un témoin sol nu, ont pu mesurer sur deux sites expérimentaux, par une technique d'infiltrométrie, un accroissement significatif de la quantité d'eau infiltrée sur une période de 240 minutes. Keisling et al. (1994), au terme d'un essai de longue durée de 17 années, ont constaté aussi une augmentation significative de la conductivité hydraulique à saturation mesurée au laboratoire sur cylindre de sol non remanié prélevé dans l'horizon de surface. Joyce et al. (2002) ont abouti aux mêmes conclusions sur l'effet positif des cultures intermédiaires. Ils ont de plus démontré, par le calage et la validation d'un modèle mécaniste de transfert hydrique, que la cinétique d'évolution de la décroissance de la conductivité hydraulique de surface était plus faible dans le cas des cultures intermédiaires que pour un témoin sol nu.

En matière de capacité de rétention, la démonstration directe repose principalement sur l'établissement au laboratoire de la relation potentiel-teneur en eau sur des agrégats de sol. Comparativement à un témoin sol nu, à même potentiel, la teneur volumique en eau mesurée pour des agrégats augmente. Il s'agit là d'un effet direct lié plus à l'augmentation de la structure et de la porosité du sol qu'à la modification des caractéristiques intrinsèques de la texture du sol (Chan and Heenan, 1996).

Néanmoins, des travaux réalisés sur des expérimentations de longue durée montrent que même si l'effet bénéfique des cultures intermédiaires sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol a pu être démontré, la traduction fonctionnelle de cet effet dépend au premier ordre de la variabilité des conditions climatiques rencontrées, de la texture et du travail initial du sol (Borresen, 1993 ; Siri-Prieto et al., 2007 ; Carof et al., 2007 ; Bodner et al., 2008). Ce constat relativise l'importance des effets potentiels attendus des cultures intermédiaires pour les propriétés hydrodynamiques. Ainsi, les résultats décrits dans l'article de Bodner et al. (2008) montrent que l'effet couverture du sol explique moins de 10% de la dynamique temporelle de l'infiltrabilité observée, parce qu'il existe une forte interaction entre le mode de couverture et les conditions environnementales rencontrées lors de l'expérimentation.

La Figure 5-8 décrit par exemple l'évolution au cours du temps de la conductivité hydraulique à saturation sur sol nu ou couvert, obtenue par la mise en œuvre d'un modèle déterministe et mécaniste de transfert d'eau. Elle montre :

- 1) des écarts importants entre les conductivités hydrauliques estimées sur sol nu et sur sol couvert de CIPAN. Bien que les deux traitements aient été préparés de la même façon et aient subi les mêmes précipitations, le traitement CIPAN présente dès le départ une conductivité hydraulique plus élevée, imputable selon les auteurs à une meilleure stabilité structurale et donc à une meilleure porosité initiale du sol en surface ;
- 2) une décroissance de la conductivité hydraulique au cours du temps, mais avec un effet protecteur marqué sur le traitement CIPAN.



**Figure 5-8.** Variation en fonction du temps de la conductivité hydraulique à saturation suite à une série d'événements pluvieux (Joyce et al., 2002)

La courbe brune correspond à une situation de sol nu, la courbe verte à une situation de CIPAN.

### 5.1.2.3. Cultures intermédiaires et tassement du sol

Le tassement correspond à un réarrangement des particules de sol sous l'effet d'une pression exercée à la surface du sol. Ce réarrangement conduit à une diminution de la porosité intra- et inter-agrégats, qui se traduit par une augmentation de la masse volumique du sol. Cela engendre également une augmentation de la résistance à la pénétration et une diminution de la capacité d'infiltration du sol. Les mesures les plus couramment utilisées pour évaluer le tassement du sol sont par conséquent la masse volumique, la résistance à la pénétration ou la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol (Hamza et Anderson, 2005 ; Raper, 2005). Comme cette dernière a déjà été évoquée dans la section sur les propriétés hydrodynamiques, nous ne discuterons ici que de la masse volumique et de la résistance à la pénétration.

En systèmes de cultures annuelles, le tassement est dû à l'utilisation d'engins lors de la réalisation des opérations culturales. Le tassement a lieu alors essentiellement sous les roues des engins. Le degré de tassement est dépendant des caractéristiques des engins (charge des essieux, pression et taille des pneus) et du nombre de passages dans l'année, mais aussi des propriétés mécaniques du sol et de sa teneur en eau, et donc des conditions climatiques. En effet, plus le sol est humide et moins il est résistant à la pression que l'on peut exercer sur lui. De plus, les sols sont plus ou moins sensibles au tassement. Cette sensibilité varie en fonction de la texture du sol et de son taux de matières organiques (Hamza et Anderson, 2005 ; Lefebvre, 2010 ; Raper, 2005).

Les solutions mentionnées dans la littérature pour éviter ou limiter le tassement reposent sur l'amélioration de la structure du sol en augmentant le taux de matières organiques, ou la limitation des zones tassées dans les parcelles en passant toujours au même endroit (*controlled traffic*), ou le choix d'engins qui exercent une pression plus faible sur le sol, ou le raisonnement des rotations culturales en fonction des risques de tassement (Hamza et Anderson, 2005 ; Raper, 2005). Dans ce dernier cas, il s'agit d'éviter que les opérations culturales aient lieu à des moments où le sol est trop humide, avec des engins trop lourds. Certaines cultures ont également des systèmes racinaires qui peuvent pénétrer dans les zones tassées (systèmes racinaires des légumineuses, par exemple). En pénétrant dans les zones tassées, ces racines permettent de recréer une macroporosité qui avait été détruite suite au tassement et apportent de la matière organique au sol en profondeur.

Les cultures intermédiaires sont donc souvent citées comme pouvant améliorer la résistance du sol au tassement en raison de leur impact sur le taux de matières organiques du sol, ou comme pouvant remédier à un tassement par leur capacité à pénétrer les zones tassées (Dabney, 1998 ; Dabney et al., 2001 ; Raper, 2005 ; Reeves, 1994). En effet, certaines cultures intermédiaires pénètrent la couche tassée et permettent ainsi d'améliorer l'enracinement de la culture suivante dont les racines empruntent les conduits racinaires créés par la culture intermédiaire, comme l'ont montré Williams et Weil (2004) aux Etats-Unis dans une expérimentation impliquant 4 espèces de cultures intermédiaires précédant une culture de soja. Cependant, la capacité des cultures intermédiaires à pénétrer les zones tassées est variable selon les espèces. Ainsi, Chen et Weil (2010), en comparant radis fourrager, colza et seigle avec trois degrés de tassements différents (tassement élevé, moyen et sans tassement), montrent que le seigle développe proportionnellement moins de racines sous la zone tassée que le radis ou le colza.

L'augmentation des matières organiques dans le sol a pour conséquence une amélioration de la structure du sol et donc une diminution de la masse volumique et de la résistance à la pénétration. Certaines formes de carbone organique labile du sol, comme les polysaccharides, favorisent rapidement l'agglomération des agrégats mais cet effet est transitoire, alors que le carbone organique qui se décompose plus lentement a des effets plus complexes mais de plus longue durée. L'ampleur de cette amélioration est très dépendante des espèces végétales considérées et des systèmes de culture (Bronick et Lal, 2005).

Certains auteurs montrent que les cultures intermédiaires peuvent diminuer la masse volumique ou la résistance à la pénétration (Duiker et Curran, 2005 ; Keisling et al., 1994 ; Patrick et al., 1957 ; Terzoudi et al., 2007 ; Villamil et al., 2006 ; Villamil et al., 2008). Aux Etats-Unis, Patrick et al. (1957) montrent une diminution de 2% (non significatif) à 4% (significatif) de la masse volumique après 25 années dans une monoculture de coton avec utilisation de deux espèces de vesces en culture intermédiaire par rapport au témoin sol nu. De même, Keisling et al. (1994), dans une monoculture de coton de 17 années, montrent une diminution de la masse volumique pour la rotation avec culture intermédiaire de 2, 7 et 4% entre 0-5 cm, 5-10 cm et 10-15 cm respectivement, par rapport au témoin sol nu. Aux Etats-Unis, Villamil et al. (2006) montrent une diminution significative de 7% de la masse volumique mesurée entre 0 et 5 cm de profondeur pour une rotation maïs-soja en non-labour avec culture

intermédiaire (seigle après maïs, vesce, seigle ou mélange vesce-seigle après soja) comparée au témoin sol nu. Mais, entre 5 et 10 cm, seule la rotation avec vesce montre une diminution de la masse volumique. L'effet des cultures intermédiaires disparaît ensuite au-delà de 10 cm. De même, la résistance à la pénétration diminue entre 0 et 5 cm avec les cultures intermédiaires par rapport au sol nu de 19% avec le seigle, 16% avec le mélange vesce-seigle et 8% avec la vesce. Cependant, l'effet de la culture intermédiaire varie en profondeur : entre 10 et 15 cm, la rotation avec mélange vesce-seigle montre une augmentation significative de la résistance à la pénétration par rapport au sol nu (+15%), de même que les deux rotations avec vesce (+17 à 19%) entre 15 et 30 cm.

L'effet de la culture intermédiaire est variable selon les espèces. En Australie, Chan et Heenan (1996) comparent des rotations de blé en labour conventionnel avec quatre cultures intermédiaires différentes (colza, orge, lupin et pois). La masse volumique et la résistance à la pénétration, mesurées en fin de saison culturale, sont plus faibles avec le lupin et le colza, le pois a des valeurs intermédiaires tandis que l'orge présente les valeurs les plus élevées. Mais ces différences disparaissent dans les 18 premiers centimètres du sol après les opérations de labour et de semis.

La culture intermédiaire aura également un effet variable selon les pratiques culturales qui lui sont associées. Ainsi, aux Etats-Unis, Duiker et Curran (2005) comparent dans un système avec maïs en non-labour, une date tardive d'implantation du maïs avec une date précoce et deux modes de destruction du seigle : soit en fin d'automne ou début du printemps donc sans résidus à l'implantation du maïs (NT-R), soit 7 à 10 jours avant l'implantation du maïs (NT+R). Une diminution significative de la masse volumique n'est mesurée dans le système NT+R que lorsque l'implantation est tardive comparativement avec le système NT-R. Cette différence serait liée à une plus grande quantité de biomasse racinaire à l'implantation tardive.

En Grèce, sur un essai de 3 années comparant trois techniques de travail du sol différentes (soc, dent et disque), avec ou sans culture intermédiaire (vesce et blé dur), Terzoudi et al. (2007) ne montrent pas d'effet significatif de la culture intermédiaire sur la masse volumique. Seule la technique culturale avec disque, travaillant le moins profondément (60-80 mm), montre une diminution significative pour une mesure sur les huit effectuées durant l'essai. De même, aucune différence n'est rencontrée sur la résistance à la pénétration pour les mesures effectuées après le labour automnal. *A contrario*, une diminution significative (de 5 à 14%) de la résistance à la pénétration dans les 5 premiers centimètres du sol est constatée après un travail du sol au printemps en techniques culturales simplifiées. Cela est lié à la présence des résidus de cultures intermédiaires au printemps. Mais l'effet des techniques culturales simplifiées est 2 à 3 fois plus important que celui des cultures intermédiaires.

Dans un cas particulier, situé aux Etats-Unis, Jung et al. (2008, 2010) montrent un effet cumulé négatif au bout de 10 ans dans un système à techniques culturales simplifiées. La masse volumique et la résistance à la pénétration s'avèrent plus élevées avec les cultures intermédiaires dans un sol présentant un horizon induré, argileux et peu profond (taux d'argile de 45 à 53% à partir de 20-30 cm) avec un drainage assez pauvre. Cela est dû au maintien des résidus de culture en surface, qui induisent une teneur en eau du sol plus élevée au moment du semis de la culture suivante comparativement au système sans culture intermédiaire. D'autres études montrent des effets peu ou pas présents sur la masse volumique ou la résistance à la pénétration (Biederbeck et al., 1998 ; Brown et al., 1985 ; Busscher et Bauer, 2003). Au Canada, Biederbeck et al. (1998) dans un essai de 6 ans comparant diverses rotations de blé avec ou sans culture intermédiaire de légumineuses, ne montrent pas d'effet de celles-ci ni sur la masse volumique, ni sur la résistance à la pénétration. De même, aux Etats-Unis en culture de coton, Busscher et Bauer (2003) n'observent pas d'effet de la culture intermédiaire (seigle) sur la résistance à la pénétration quel que soit le type de labour.

### 5.1.3. Conclusions

Les cultures intermédiaires ont des effets positifs importants pour réduire l'érosion hydrique des sols. Elles protègent non seulement la surface du sol de l'impact des gouttes de pluie avec leur biomasse aérienne, mais leur tissu racinaire, lorsqu'il est dense et ramifié, contribue également à améliorer la résistance du sol à l'arrachement. Elles favorisent l'infiltration de l'eau dans le sol tout en ralentissant le ruissellement en étant des obstacles physiques à son écoulement. L'expression ou l'occurrence de ces effets positifs n'est cependant pas systématique. L'efficacité des cultures intermédiaires dépend des biomasses aérienne et racinaire obtenues en

lien avec les espèces cultivées, mais également de la précocité des semis, des conditions de leur implantation et de la date de leur destruction en lien avec le climat. On manque cependant d'expérimentations en contexte de climat tempéré qui permettraient de classer les espèces les unes par rapport aux autres en fonction des différents critères analysés. Le seuil souvent cité dans la littérature et communément admis d'efficacité minimale de 30% de couverture pour la lutte contre l'érosion mériterait par exemple d'être vérifié.

Les effets de protection sur les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols et sur le tassement sont dus principalement à l'effet structurant du système racinaire et à l'augmentation des matières organiques dans le sol. Sur une période d'interculture, les effets des cultures intermédiaires sur la porosité, la stabilité structurale du sol et l'infiltrabilité à la surface du sol sont généralement positifs, mais plus ou moins marqués selon les espèces. Ces effets sont néanmoins, en termes d'intensité, d'un effet de second ordre comparés aux effets liés à la variabilité climatique, au type de travail du sol effectué pour implanter la CI et plus globalement au système de culture dans lequel les cultures intermédiaires sont insérées. L'essentiel des publications analysées concerne des expérimentations le plus souvent réalisées dans des situations différentes des conditions françaises que ce soit en termes de climat, de sols, de systèmes de culture et d'espèces de cultures intermédiaires. De plus, beaucoup de travaux expérimentaux ont des approches plurifactorielles comparant différents systèmes de culture où la culture intermédiaire n'est pas le seul facteur de variation analysé. Il devient alors difficile de déterminer quel est l'effet de la culture intermédiaire seule. Pour les processus étudiés, cela rend donc difficile l'extrapolation quantitative des résultats analysés aux systèmes français.

## 5.2. Effet des cultures intermédiaires sur la séquestration du carbone et le bilan gaz à effet de serre

Bruno Mary et Eric Justes

L'intérêt premier des "cultures intermédiaires" (CI), qui a justifié leur insertion croissante dans les systèmes de culture européens, a été la réduction de la lixiviation du nitrate. Ce "service écosystémique" apparaît pleinement justifié. Cependant, la pratique répétée des CI peut également avoir un impact (positif ou négatif) sur le "bilan carbone", à savoir la séquestration de carbone dans le sol et l'émission de gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>). Les hypothèses faites généralement sont les suivantes : les CI ont un faible rôle séquestrant sur le carbone (par ex. : Boiffin et al., 1986) et accroissent les émissions de N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006). Ces hypothèses sont passées ici au crible de la littérature scientifique récente.

### 5.2.1. Séquestration de carbone et d'azote dans le sol

La séquestration de carbone dans les sols associée à l'apport répété de CI représente le supplément de carbone stocké permis par cette pratique par rapport à la pratique conventionnelle (sans CI). Elle a été étudiée soit en conditions de champ dans des essais d'assez longue durée (au moins 5 ans) permettant de mesurer les variations de stocks de carbone organique du sol, soit au cours d'expérimentations au laboratoire relatives à la décomposition de résidus de CI en conditions contrôlées au cours desquelles on mesure les émissions de CO<sub>2</sub> issu des résidus.

#### 5.2.1.1. Etudes *in situ*

Nous avons identifié 23 essais de longue durée (allant de 5 à 52 ans) comparant des systèmes de culture avec ou sans cultures intermédiaires quant à leur impact sur les stocks de carbone et d'azote dans les sols. Leurs caractéristiques sont données au Tableau 5-1. Pour la plupart, il s'agit de publications très récentes qui évaluent l'intérêt de systèmes de culture "innovants" dans lesquels les CI ont une large place. Une partie de ces essais concerne des régions tropicales ou subtropicales. A ce titre, elles pourraient être considérées comme non pertinentes pour les régions tempérées, mais nous pensons que les phénomènes observés dans ces conditions

doivent être transposables, avec une vitesse réduite, aux conditions tempérées. C'est pourquoi ces références ont été conservées dans cette analyse.

Nous donnons deux critères de séquestration de carbone : 1) la quantité moyenne de C séquestrée annuellement, qui correspond à la différence de stocks de carbone entre un traitement avec CI et un traitement sans CI, divisé par le nombre d'années de l'essai ; 2) le "facteur de conversion" qui est le ratio entre la quantité de C séquestrée et l'apport annuel moyen de carbone par les CI (majoritairement sous forme de résidus aériens). Le calcul de ces deux critères n'a pu être fait sur tous les essais, à cause soit d'une insuffisance de données publiées, soit d'une profondeur de mesure du sol insuffisante.

#### *En région tropicale ou subtropicale*

Plusieurs études conduites en zone tropicale ou subtropicale humide s'intéressent à des couverts végétaux introduits en complément de la culture principale. Ces couverts peuvent être maintenus pendant la culture principale et durent plus longtemps que les cultures intermédiaires *stricto sensu* qui sont détruites avant la culture principale. Il est cependant intéressant de voir quelle contribution ils peuvent apporter à la séquestration du carbone. Ainsi Barthès et al. (2004) ont étudié le stockage de carbone dans un limon sableux au Bénin, dans un essai de 12 ans en maïs continu avec 3 modalités : le zéro apport traditionnel (T), la fertilisation minérale seule (NPK) ou en association avec une légumineuse, *Mucuna pruriens* (M). Les apports de carbone au sol ont été de 3,5, 6,4 et 10,0 t C/ha/an respectivement. Les variations de stock de C sur 0-40 cm ont suivi ce classement : elles ont été de -0,2, +0,2 et +1,3 t C/ha/an. Dans le traitement avec *Mucuna*, plus de 50% du C présent dans le sol après 12 ans provient du *Mucuna*, suggérant une possible stimulation de la minéralisation du C natif ("*priming effect*"). Les auteurs concluent que le mulch de *Mucuna* est efficace pour séquestrer du C dans le sol.

En Inde, Chander et al. (1997) ont étudié l'intérêt d'introduire une CI légumineuse arbustive (*Sesbania bispinosa*) dans une rotation millet-blé. Dans un essai de 6 ans, l'apport supplémentaire de carbone dû à *Sesbania* a été estimé à 4,8 t/ha (3,4 pour la biomasse aérienne et 1,4 pour la partie racinaire). Ils observent une augmentation de la teneur en C du sol (0-15 cm) de 0,54 g/kg sol, soit une séquestration d'environ 1,2 t C/ha. La biomasse microbienne et la respiration du sol sont également accrues.

Dans les expérimentations faites en région tropicale ou subtropicale, les CI sont souvent associées au non-travail (ou travail minimum) du sol pour constituer des systèmes "de conservation". Il est alors difficile de séparer l'effet de la CI et celui du non-travail sur le stockage de C. Ainsi, de Rouw et al. (2010) comparent un système de conservation (NT+CI) avec un système conventionnel (CT) dans la vallée du Mékong au Laos. Après 5 ans de différenciation, en monoculture de maïs, ils observent que le premier système avec *Brachiaria* comme CI est plus favorable que le second pour stocker du carbone, malgré un apport de C total identique dans les 2 systèmes (dû aux mauvaises herbes favorisées par le travail du sol). L'effet de séquestration est donc surtout attribuable au non-travail du sol.

#### *En Amérique du Sud*

Au Brésil, quatre dispositifs d'étude de longue durée étudiant l'intérêt des CI dans des systèmes sans labour ont fait l'objet de publications.

A Santa Maria (Rio grande do Sul), au sud du Brésil, Bayer et al. (2009) ont analysé l'effet de deux CI d'hiver (mélanges vesce/avoine et vesce/ray-grass) semées en interculture, et d'une CI d'été (*Mucuna*) semée sous couvert, dans une monoculture de maïs en non-travail du sol. Au bout de 8 ans, ils observent une séquestration de carbone dans tous les systèmes par rapport au témoin, mais statistiquement significative seulement pour le *Mucuna* qui apporte le plus de carbone (2,0 t C/ha/an) avec une très forte séquestration : 0,68 t C/ha/an.

A Passo Fundo, toujours au sud du Brésil, Sisti et al. (2004) comparent l'effet du travail du sol et des CI sur les stocks de C sur 0-100 cm, en système blé-soja-maïs. Au bout de 13 ans, ils ne détectent pas d'effet du travail du sol dans le système conventionnel (sans CI), mais un effet de la vesce (*Vicia villosa*) associée au non-travail du sol, avec une augmentation de 10 t C/ha (mais non significative), et un stockage important entre 30 et 85 cm. Ils attribuent cet effet à la fixation d'azote par la vesce et à son système racinaire.

Dans la Station expérimentale de l'Université de Rio grande do Sul, Bayer et al. (2001) comparent trois CI : avoine (A, *Avena strigosa*), pois d'Angole (P, *Cajanus cajan*), pois antaque (L, *Lablab purpureus*) et 2 niveaux de fertilisation N (0 et 180 kg N/ha) dans une monoculture de maïs. Il n'y a pas de véritable témoin. Au bout de 17

ans, les stocks de C et N se classent dans l'ordre : P = L > A. Le stockage est accru avec l'apport d'engrais azoté. Les auteurs observent une très forte séquestration de carbone avec les CI – légumineuses : 0,48 t C/ha/an pour N=0 et 0,83 t C/ha/an pour N=180 (moyenne de P et L). La séquestration est quasi doublée si l'on considère une forte épaisseur de sol (0-107 cm). On notera cependant que ce stockage est obtenu avec de très fortes entrées de C-CI : 6,1 et 8,9 t C/ha/an pour N=0, contre 4,4 t C/ha/an pour le "témoin" avoine.

Vieira et al. (2009) ont repris les données de cet essai avec quelques années supplémentaires. Ils montrent que la séquestration de carbone est sensiblement proportionnelle à l'apport annuel de C, quelle que soit la CI. Utilisant le modèle Hénin-Dupuis, ils calculent un coefficient d'humification de 9,6% pour toutes cultures confondues (maïs et CI). Cependant, les simulations montrent que le modèle a tendance à exagérer les variations dans le temps. En conséquence, les taux d'humification et de minéralisation sont probablement sous-estimés et devraient être revus à la hausse.

Toujours au Brésil, dans l'état du Parana, dos Santos et al. (2011) étudient le stockage à long terme (17 ans) de rotations sans labour basées sur des CI. Le témoin est une rotation blé-soja. Le stockage de C est accru dans les systèmes qui incluent des CI (avoine, ray-grass, vesce). Il semble surtout en relation avec les apports de C racinaire.

En Argentine, Miglierina et al. (2000) ont comparé les stocks de C dans les systèmes de culture de la Pampa semi-aride. Les stocks de C et N organiques mesurés après 15 ans de différenciation (0-21 cm) sont 10 à 15% plus élevés dans un système blé-triticales/vesce que dans un système blé-blé. Cependant, on ne connaît pas le niveau de productivité et de restitution de ces 2 systèmes.

#### *En Amérique du Nord*

Aux Etats-Unis, plusieurs études ont cherché à caractériser l'intérêt d'introduire des CI dans les systèmes de culture classiques : monoculture de maïs ou maïs-soja. Cette pratique reste très peu répandue aux USA (Singer et al., 2007), bien que potentiellement intéressante (Fae et al., 2009; Coulter et al., 2011).

Villamil et al. (2006) ont introduit des CI d'hiver (seigle et vesce) chaque année dans une rotation classique du Corn Belt, maïs-soja en non-labour. Après 4 ou 5 ans de différenciation, ils trouvent un effet positif de la vesce ou du mélange seigle-vesce sur les teneurs en C du sol jusqu'à 30 cm, mais difficile à quantifier précisément. Par ailleurs, ils n'observent pas d'effet significatif sur la teneur en N total.

A Pullman, dans l'état de Washington, Kuo et Jellum (2000) ont testé les effets azote liés à l'introduction de CI (vesce, seigle et ray-grass) dans des monocultures de maïs fourrage. En 10 ans (1987-1996), ils observent une augmentation du stock de N organique avec les trois CI, proportionnelle au niveau de restitution de carbone par les CI. La pente (taux de séquestration) est de 0,016 mg N organique par kg sol et par kg C apporté/ha. On peut en déduire un facteur de conversion très élevé, allant de 30% à 54%.

A South Deerfield (Massachusetts), Ding et al. (2006) analysent un essai de 10 ans avec CI sur une monoculture de maïs fourrage. C'est un essai factoriel avec trois modalités de CI (témoin sans CI, seigle, seigle+vesce) et deux modalités N (0, 200 kg/ha) où les CI ont une très longue période de croissance (septembre-mai). Ils observent des effets significatifs des CI sur les stocks C et N : la quantité séquestrée va de 0,46 à 0,70 t C/ha/an. Ding et al (2005) montrent aussi que la MO des sols ayant eu des CI répétées présente des caractéristiques différentes, attestées par les spectres infra-rouges (DRIFT) et l'analyse RMN <sup>13</sup>C. Les acides humiques formés à partir des résidus de seigle seul sont plus aromatiques. La MO formée à partir du mélange seigle+vesce serait plus active biologiquement que celle issue du seigle.

Grandy et al. (2002) ont analysé l'effet de CI (mélange pois, avoine et vesce) dans des rotations avec pomme de terre dans le Maine (USA). Ils n'observent pas d'effet significatif sur le stock de MO en 1996, mais un effet en 1997, après 5 ans de différenciation.

Dans le vignoble californien, Steenwerth et Belina (2008) ont étudié l'intérêt d'introduire une CI rapport à la pratique classique du sol nu travaillé. Après 5 ans, ils observent une nette augmentation de la teneur en carbone du sol sur 0-15 cm, de 2,3 à 3,8 mg C/kg selon la CI (seigle ou triticales). Il est difficile de calculer une quantité séquestrée. La biomasse microbienne et le flux de CO<sub>2</sub> (suivis pendant un an) sont accrus de 2 à 3 fois par l'effet des CI.

Essai	Référence	Site	Province/région	Pays	Début	Fin	Durée	Culture	Nature CI	Séquestration kg C/ha/an	Facteur de conversion	Note	
1	Barthès et al. (2004)	Agonkanmey	Cotonou	Bénin	1988	1999	12	Maïs	Mucuna**	S	1280	20%	(1)
2	Chander et al. (1997)	Haryana	Hisar	Inde	1987	1993	6	Millet-blé	Sesbania**		200	24%	
3	de Rouw et al. (2010)	Napok	Vientiane	Laos	2002	2006	5	Maïs	Brachiaria	S			
4	Bayer et al. (2009)	Santa Maria	Rio Grande do Sul	Brésil	1991	1999	8	Maïs	Avena+Vicia	NS	150		
									Lolium+Vicia	NS	90		
									Mucuna	S	680	39%	
5	Sisti et al. (2004)	Passo Fundo	Rio Grande do Sul	Brésil	1985	1999	13	Blé-Soja	Vicia	NS			
									Avena/Vicia	NS			
6	Bayer et al. (2001)	Exp. Station	Rio Grande do Sul	Brésil	1983	1995	12	Maïs	Avena+Vicia/Vigna	NS	860	17%	
									Cajanus	S	1150	20%	
	Vieira et al. (2009)	"	"	"	2002	19	Maïs	Avena			90	7%	
									Avena/Vicia		190	8%	
									Avena/Vicia/Vigna		360	12%	
									Cajanus		520	13%	
7	dos Santos et al. (2011)	Ponte Grossa	Parana	Brésil	1989	2006	17	Maïs-soja	Avena or Lolium	S		9%	(1)
									Vicia	S		14%	(1)
8	Miglierina et al (2000)	Bordenave	Buenos Aires	Argentine	1975	1990	15	Blé	Vicia+Avena/triticale	S	380		
9	Villamil et al. (2006)	Urbana	Illinois	Etats-Unis	1998	2003	5	Maïs-soja	Secale	NS			
									Secale/vicia	S			
10	Kuo and Jellum (2000)	Pullmann	Washington	Etats-Unis	1987	1996	10	Maïs fourr.	Secale	S	470	54%	
									Lolium	S	270	30%	
									Vicia	S	200	37%	
11	Ding et al. (2006)	South Deerfield	Massachussets	Etats-Unis	1990	1999	10	Maïs fourr.	Secale	S	700		
									Secale+Vicia	S	460		
12	Grandy et al. (2002)	Presque Isle	Massachussets	Etats-Unis	1992	1997	5	Rotation	Pisum/avena/vicia	S			
13	Steenwerth et Belina (2008)	Greenfield	Californie	Etats-Unis	2001	2006	5	Vigne	Secale	S			
									Triticale	S			
14	Campbell et al. (2000)	Swift Current	Saskatchewan	Canada	1967	1996	30	Blé	Secale	S	150	39%	(2)
15	Campbell et al. (2007)	Swift Current	Saskatchewan	Canada	1987	2003	17	Blé	Lens/Lathyrus	S	194	35%	
16	Mazzoncini et al. (2011)	Pisa	Toscane	Italie	1993	2008	15	Maïs-blé dur	Secale/Sinapis	NS	80	13%	
									Trifolium	S	320	36%	
									Trifolium/Vicia	S	340	32%	
17	Constantin et al. (2010)	Boigneville	Ile de France	France	1992	2008	16	Blé-orge-pois	Sinapis	S	110	28%	
18		Thibie	Champagne	France	1991	2008	17	Blé-bett-pois	Raphanus	S	190	28%	
19		Kerlavic	Bretagne	France	1994	2008	14	Maïs-blé	Lolium	S	260	28%	
20	Thomsen et Christensen (2004)	Askov		Danemark	1989	1999	10	Orge p	Lolium	S	330		(3)
21	Berntsen et al. (2006)	Jyndevad		Danemark	1968	1991	23	Blé p-Orge p	Lolium	S	150		
22	Gerzabek et al (1997)	Ultuna	Uppsala	Suède	1956	1993	37	Céréales-colza	Mélange	S	360		
	Jousseume (2011)						52					16%	(4)
23	Yang et al. (2004)	As		Norvège	1988	2001	13	Blé p-Orge p	Lolium	NS			
									Trifolium	NS			

**Tableau 5-1.** Descriptif des essais de longue durée testant l'effet des cultures intermédiaires sur le stockage de carbone dans le sol

(1) pas de véritable témoin

(2) facteur de conversion pour l'ensemble (culture principale + CI) = 15-17%

(3) séquestration équivalente à 4 t/ha paille

(4) k1 du modèle AMG = 0.25, équivalent à celui de la paille (0.24)

Au Canada, Campbell et al. (2000) ont étudié l'impact de différents systèmes de culture sur le stockage de carbone dans la "prairie" céréalière au Saskatchewan. Dans un essai de 28 ans, ils testent l'effet d'une CI graminée (seigle) implantée à l'automne avant le blé dur de printemps. Ils observent une séquestration de C due à la CI égale à 0,15 t C/ha/an. Compte tenu du fait que le système avec CI est également plus productif, les auteurs calculent un facteur de conversion de 12% pour la rotation classique et 17% pour la rotation avec CI. Par différence entre les systèmes, on en déduit un facteur de conversion de la CI égal à 39%.

Dans un deuxième essai de 17 ans, Campbell et al. (2007) comparent une rotation classique jachère – blé de printemps – blé de printemps avec une rotation CI – blé - blé où la CI est une légumineuse (lentille noire ou gesse). La cinétique de stock avec 4 dates de mesure (une mesure tous les 3 ans) montre que la CI entraîne une séquestration de C et N significative, avec une pente de 0,19 t C/ha/an.

### *En Europe*

A Pise, en Italie, Mazzoncini et al. (2011) ont analysé un essai factoriel croisant le travail du sol, le niveau de fertilisation azotée et la présence de CI dans une rotation comportant du maïs, du blé dur et du tournesol. Ils observent une séquestration plus élevée avec des CI légumineuses qu'avec une CI non légumineuse : 0,32 - 0,34 t C/ha/an pour le trèfle et le trèfle-vesce, contre 0,08 t C/ha/an pour le seigle-moutarde.

Constantin et al. (2010) comparent l'effet des CI dans trois essais de longue durée (de 14 à 17 ans) en France. Les essais comportent des CI tous les ans (Thibie, Boigneville) ou tous les deux ans (Kerlavic). Les auteurs trouvent une augmentation significative des stocks d'azote total mais pas de carbone sur les 2 premiers sites, et une augmentation significative des stocks de C et N à Kerlavic. Le supplément de stock de C (et N) est bien corrélé au supplément d'entrée de carbone dû aux CI. La pente de cette relation, qui correspond au facteur de conversion, est élevée : 28% en moyenne. Les auteurs montrent que la séquestration correspond aux extrapolations que l'on peut faire à partir de mesures au laboratoire et du modèle STICS (Constantin et al., 2011). En utilisant ce modèle de simulation calé sur les 15 premières années d'observation, Constantin et al. (2012) simulent une séquestration maximale de 3,9 à 8,3 t C/ha, atteinte en 40 ans environ.

A Askov au Danemark, Thomsen et Christensen (2004) ont introduit des CI de ray-grass (semis sous-couvert) dans une monoculture d'orge de printemps, pendant 10 ans. Ils observent un effet positif sur les teneurs en C du sol (0-20 cm) dans tous les traitements, ce qui permet de calculer un taux de séquestration de 0,33 t C/ha/an. Ils indiquent que l'effet de séquestration du C du ray-grass est comparable à l'apport de 4 t/ha de paille, confirmant les résultats de Hansen et al. (2000).

Berntsen et al. (2006) analysent et modélisent le devenir de l'azote (mais pas du carbone) dans un essai de 23 ans à Jyndevad (Danemark) dans un sol sableux avec CI semée sous couvert dans l'orge ou le blé de printemps (*Lolium multiflorum* et *Lolium perenne*). Ils observent une séquestration d'azote organique de 15 kg N/ha/an (sur 0-20 cm). Compte tenu de l'apport d'azote par les CI (38 kg N/ha/an), on en déduit que le facteur de conversion de l'azote organique apporté par la CI est de 40%. Les auteurs observent de plus une séquestration en profondeur (20-80 cm) de 8 kg N/ha/an.

Un essai de très longue durée a été implanté à Ultuna en Norvège en 1956. Il comporte aussi une modalité "engrais vert". D'après les données publiées par Gerzabek et al (1997), on peut calculer qu'il a permis de séquestrer une forte quantité de carbone pendant les 37 premières années : 0,36 t C/ha/an. Les données ont été reprises par Jousseume (2011) qui a modélisé toute la cinétique d'évolution du stock pendant 52 ans. Sur cette période, le facteur de conversion a été de 16%. En appliquant le modèle AMG (Saffih et Mary, 2008), Jousseume (2011) a calculé que le coefficient isohumique  $k_1$  de la CI était de 0,25, alors que celui de la paille était de 0,24.

Toujours en Norvège, Yang et al. (2004) ont mesuré l'impact d'une CI (ray-grass et trèfle blanc) pendant 11 ans en semis sous-couvert dans une rotation céréalière (blé, orge et avoine de printemps). Ils n'observent pas de variation significative de stock de carbone sur cette période, mais on ne connaît pas le niveau de production et de restitution des CI.

### 5.2.1.2. Etudes d'incubation au laboratoire

Il a souvent été considéré que les résidus de plantes jeunes et riches en N (type CI) se décomposent plus vite et complètement que des résidus de plantes mûres pauvres en N (type paille de céréales), et donc qu'elles contribuent beaucoup moins à la formation de C stable ("humus") dans le sol. En fait, ce postulat est remis en cause par les résultats obtenus lors des études de biodégradation au laboratoire avec suivi de la minéralisation du carbone et de l'azote. Parmi les nombreux travaux qui ont étudié au laboratoire le devenir du C et N des résidus végétaux en décomposition dans le sol, on peut surtout citer deux références qui ont compilé un grand nombre de données d'incubation : celle de Jensen et al. (2005) et celle de Nicolardot et al. (2001) reprise par Justes et al. (2009).

Dans le travail de Jensen et al. (2005), 76 échantillons de résidus végétaux ont été incubés à 15°C pendant 217 jours. Comme le montrent ces auteurs, le rapport C/N des résidus végétaux est peu corrélé à la minéralisation du carbone et ne peut donc pas être considéré comme un facteur causal de la vitesse de décomposition, ni du taux maximal (asymptotique) de minéralisation du carbone. En fait, les résidus de plantes jeunes (type CI) se décomposent d'abord plus rapidement, car ils sont en général plus riches en fraction soluble (soluble à l'eau ou au détergent neutre) que les résidus de végétaux mûrs tels que les pailles. Or il a été montré que la vitesse initiale de décomposition d'un résidu végétal est fortement corrélée à sa teneur en C soluble (e.g. Trinsoutrot et al., 2000). Cependant, la vitesse de minéralisation se ralentit plus vite ensuite, et le taux de minéralisation final n'est pas forcément plus élevé. Dans l'étude de Jensen et al. (2005), le taux de minéralisation du carbone apporté en fin d'incubation (217 jours) varie de 35 à 80%. Il est principalement corrélé (négativement) à la teneur en cellulose, et peu au rapport C/N ou à la teneur en lignine du résidu. Les teneurs en cellulose des CI étant peu différentes de celles des résidus végétaux mûrs, il n'est pas surprenant que leur taux de minéralisation soit peu différent de celui des résidus végétaux mûrs.

L'étude de Justes et al. (2009) considère un ensemble de 68 résidus végétaux, parmi lesquels 25 résidus de CI et 43 résidus de plantes à maturité. Le taux de minéralisation du carbone apporté en fin d'incubation (168 jours) est compris entre 58 et 70% pour les résidus de CI, et de 43 à 67% pour les résidus mûrs. Pour ces derniers, les faibles valeurs concernent surtout les racines qui ont un taux de stabilisation du C plus élevé que les parties aériennes. Ces études montrent, contrairement à l'hypothèse avancée en début de paragraphe, que la contribution des résidus de CI à la séquestration de carbone dans le sol peut être conséquente pour 2 raisons :

- la proportion de carbone issu des parties aériennes des résidus de CI qui "s'humifie" (se stabilise) dans le sol est comparable à celle de résidus de végétaux mûrs ;
- l'apport relatif de biomasse racinaire par rapport à la biomasse aérienne est plus important que pour des cultures plus âgées, et son taux d'humification est plus élevé (Balesdent et Balabane, 1996; Kätterer et al., 2011).

Jensen (1992) a étudié la décomposition de résidus de deux résidus de CI (moutarde et ray-grass) marqués au <sup>15</sup>N dans un sol sableux du Danemark. Les quantités de <sup>15</sup>N restant dans le sol au bout de 33 mois étaient de 23% et 34% respectivement. En tenant compte du C/N respectif de ces produits (15 et 25) et en supposant que l'azote marqué est humifié avec un ratio C/N=10, on peut calculer un taux d'humification du carbone apporté de 14% et 13% pour chaque résidu respectivement.

Kölbl et al. (2007) ont réalisé des incubations *in situ* de résidus de CI (moutarde blanche) marquée au <sup>13</sup>C dans deux sols en Allemagne. Ils mesurent le <sup>13</sup>C résiduel dans la matière organique du sol. Ils retrouvent 12,5 à 16,7% du <sup>13</sup>C apporté dans le sol après un an d'incubation, et 19,4 à 8,5% après 19 mois. A ces dates, 80 à 91% du <sup>13</sup>C a été incorporé dans des fractions fines de la MO (< 200 µm). Au final, le taux de stabilisation moyen du C à 16,5 mois est de 14,2 ± 4,8 %.

### 5.2.1.3. Conclusion

Deux grandes méthodes sont actuellement disponibles pour caractériser les variations de stocks de MO dans les sols et donc la séquestration de carbone liée à une pratique agricole telle que les cultures intermédiaires : la méthode d'inventaire de stock, et la technique micro-météorologique (ou "tour à flux"). A ce jour, aucune publication n'a quantifié la séquestration de carbone due aux CI avec la technique micro-météorologique, sans doute parce que c'est une technique assez récente. Malgré leur imprécision, les études d'inventaire faites sur des

essais de longue durée (au moins 10 ans) montrent très majoritairement que les CI conduisent à séquestrer du carbone et de l'azote organique dans les sols. L'appellation ancienne "engrais verts" est donc pleinement justifiée. Le Tableau 5-2 résume les résultats cités au Tableau 5-1.

Essais	Climat	Durée moyenne (ans)	Séquestration (kg C/ha/an)		Facteur de conversion (%)	
			moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
1-7	Tropical	<b>12</b>	<b>506</b>	431	<b>17%</b>	10%
8-23	Tempéré	<b>15</b>	<b>292</b>	156	<b>33%</b>	10%
1-23	Tous	<b>14</b>	<b>376</b>	308	<b>25%</b>	12%

**Tableau 5-2.** Taux de séquestration du carbone issu des CI et facteur de conversion associé : moyennes et écart-types des résultats obtenus en climat (sub)tropical, tempéré ou pour tous les climats.

On peut tirer cinq conclusions importantes :

- L'intensité de séquestration est forte : 376 kg C/ha/an en moyenne. C'est une valeur plus élevée que ce qui est permis par la réduction de travail du sol.
- La séquestration est beaucoup plus reliée à la biomasse de CI produite qu'à la nature des CI. Quelques résultats suggèrent cependant que les légumineuses puissent favoriser le stockage.
- La séquestration liée aux CI est au moins aussi élevée que celle liée aux résidus des cultures principales. Ce constat est sans doute à relier à la forte proportion de résidus racinaires.
- La séquestration est plus forte en climat tropical qu'en climat tempéré (506 vs 292 kg C/ha/an). Ceci résulte de la forte biomasse des CI permise par les conditions climatiques.
- Le facteur de conversion est plus élevé en climat tempéré. La plus forte stabilisation résulte sans doute d'un taux de minéralisation plus faible en climat tempéré.

## 5.2.2. Emissions de N<sub>2</sub>O

Les études qui ont quantifié l'impact des cultures intermédiaires sur les émissions de gaz à effet de serre, et en particulier de N<sub>2</sub>O, sont peu nombreuses et très récentes. Ceci s'explique par la lourdeur de mesure des flux de N<sub>2</sub>O et l'amélioration en cours des techniques de mesure. La majorité des références a été acquise avec des prélèvements de gaz en chambres manuelles et une mesure différée au laboratoire. La durée de ces mesures représente une faible fraction de la période de suivi (typiquement 1/200 à 1/1000). La variabilité spatiale et temporelle des émissions est une limite forte à la précision des mesures. En outre, très peu d'études ont caractérisé les flux de CO<sub>2</sub> ou de CH<sub>4</sub>. Le Tableau 5-3 récapitule les références publiées sur l'effet des CI mesuré *in situ*.

### 5.2.2.1. Mesures *in situ*

#### *Au Japon*

Zhaorigetu et al. (2008) ont étudié l'effet des CI (seigle et vesce) et du travail du sol dans une monoculture de riz pluvial. Après 2 ans de différenciation de l'essai, ils ont suivi les émissions de N<sub>2</sub>O pendant 6 mois (à 12 dates), dans le riz après destruction de la CI. Les émissions sont un peu plus élevées avec les CI (2,40 g N/ha/jour avec la vesce et 2,05 g N/ha/jour avec le seigle) que dans le témoin (1,55 g N/ha/jour), l'effet étant plus marqué en non-travail du sol.

#### *En Amérique du sud*

Gomes et al. (2009) ont mesuré les émissions de N<sub>2</sub>O dans une monoculture de maïs sans labour, à long terme (19-21 ans) en climat subtropical au Brésil, pour des CI variées : légumineuses (vesce (*Vicia sativa*), pois d'Angole (*Cajanus cajan*), cornille (*Vigna unguiculata*), pois antaque (*Lablab purpureus*)) ou graminées (*Avena*

*strigosa*). Un suivi pendant 1 an (13 dates) a été réalisé. Cependant, l'essai ne comportait pas de "témoin" sans culture intermédiaire. Les émissions étaient nulles dans le système maïs-avoine, de 0,8 kg N/ha/an pour la vesce et de 1,1-1,3 kg N/ha/an pour *Cajanus*, *Vigna* et *Lablab*. Les auteurs calculent un facteur d'émission allant de 0,39 à 0,75% de l'azote apporté par la CI.

#### *En Amérique du nord*

Rosecrance et al. (2000) ont réalisé des incubations en présence de résidus de CI (seigle, vesce et mélange seigle-vesce). Ils concluent que le potentiel de dénitrification et d'émission de N<sub>2</sub>O est accru lors de la décomposition des couverts de vesce, parce que la minéralisation d'azote y est la plus forte. Par contre, le potentiel du seigle ou du mélange seigle-vesce n'est pas différent de celui du témoin.

En Californie, Steenwerth et Belina (2008) ont analysé l'effet de CI (triticale et seigle) installées entre les rangs de vigne, en comparaison avec un traitement sol nu travaillé. Après 5 ans de différenciation, ils ont suivi les émissions de N<sub>2</sub>O pendant 1 an (17 dates) et observent des émissions légèrement supérieures avec les CI, mais qui sont assez faibles : la moyenne des émissions est de 0,76 pour les CI et de 0,58 kg N/ha/an pour le témoin.

En Arkansas, Sauer et al. (2009) ont mesuré les émissions sur pâture recevant ou non du fumier de dinde composté (FDC). La CI (seigle) est semée en interrang dans le bermudagrass dormant à l'automne. La présence de CI, seule ou avec le FDC, a diminué les émissions de N<sub>2</sub>O sur les 2 années étudiées d'environ 25%, grâce à son rôle piège à nitrate.

Jarecki et al. (2009) ont étudié en conditions de laboratoire et de champ l'effet d'une CI (seigle) sur les émissions de N<sub>2</sub>O, en interaction avec un apport de lisier de porc. Au laboratoire, les émissions ne sont pas significativement différentes en présence de CI, sauf lorsqu'on apporte une forte dose de lisier où la CI réduit les émissions. Au champ, un suivi a été fait sur un an dans une rotation maïs-soja de l'Iowa. La CI n'a pas eu d'effet significatif sur le flux cumulé de N<sub>2</sub>O, ni pendant la période de CI ni après sa destruction.

A East Lansing (Michigan), Fronning et al. (2008) ont mesuré l'effet d'une CI (seigle) implantée pendant 3 années sur un système maïs-soja-maïs avec exportation totale des parties aériennes. Ils trouvent une légère réduction des émissions de N<sub>2</sub>O (12 dates de mesure sur 1,5 an) et des émissions négligeables de CH<sub>4</sub>.

Bavin et al. (2009) analysent l'impact d'une réduction du travail du sol associée à une implantation de CI (seigle) par rapport à un travail conventionnel sans CI au Minnesota, dans une rotation maïs-soja. Les flux de CH<sub>4</sub> sont très faibles dans les 2 traitements et donc négligeables dans le bilan GES (données issues de 10 à 15 dates par an, sur 120 jours). Les émissions de N<sub>2</sub>O mesurées pendant 120 jours ont été beaucoup plus faibles pendant la culture du soja que pendant celle du maïs. Elles ont été significativement plus faibles dans la parcelle en travail réduit et CI : 2,06 au lieu de 3,06 kg N/ha/an.

Au Dakota, Liebig et al. (2010) ont étudié l'intérêt d'introduire une CI avant le blé de printemps dans les grandes plaines américaines où la jachère reste une pratique classique. Ils ont comparé 2 rotations de 2 ans : blé de printemps - jachère nue et blé de printemps - carthame - CI (seigle). L'étude est faite en 2004 sur un essai établi en 1993. Seul le blé reçoit une fertilisation (67 kg N/ha). Un suivi N<sub>2</sub>O et CH<sub>4</sub> a été effectué d'octobre 2006 à mai 2008. Il confirme les très faibles émissions de méthane, ainsi que l'existence temporaire d'une faible consommation par le sol. Pour le N<sub>2</sub>O, aucune différence d'émission n'est apparue, ni pendant la période de croissance de la CI (octobre 2006 - juin 2007), ni après. Le flux cumulé est de 1,2 kg N/ha/an dans les 2 traitements.

#### *En Europe*

Sarkodie-Addo et al. (2003) ont mesuré les émissions de N<sub>2</sub>O au champ après destruction d'un « engrais vert » en Angleterre. Leur suivi a duré 55 jours et a été répété sur 2 années successives. L'engrais vert (secale puis triticum) a reçu ou non de l'engrais azoté. Les résultats montrent que les émissions de N<sub>2</sub>O avec engrais vert ne sont pas significativement différentes de celles du témoin, que ce soit avec ou sans apport d'engrais.

Petersen et al. (2011) ont étudié à Foulum (Danemark) l'impact d'une CI (radis fourrager) en interaction avec le travail du sol, après 6 ans de différenciation. Les mesures étaient réalisées de septembre à mai (interculture et orge), à 13 dates. Les émissions se sont avérées non significativement différentes entre traitements, sauf avec la modalité CI et labour, où elles étaient accrues au printemps après apport de lisier.

Essai	Référence	Pays	Rotation	Traitement additionnel*	Nature des CI			Durée du suivi		Emissions de N <sub>2</sub> O				
					CI1	CI2	CI3	mois	Nb dates	Témoin	kg N/ha/an			ΔCI1***
											CI1	CI2	CI3	
1	Zhaorigetu et al. (2008)	Japon	Riz	CT	vicia	secale		6	12	0.56	0.57	0.58		0.01
				TS						0.58	0.72	0.64		0.14
				NT						0.56	0.97	1.03		0.41
2	Gomes et al. (2011)	Brésil	Maïs		vicia	lablab	cajanus	12	13		0.80	1.11	1.32	
3	Steenwerth et Belina (2008)	Etats-Unis	Vigne		secale	triticale		11	17	0.58	0.84	0.71		0.26
4	Sauer et al. (2009)	Etats-Unis	Prairie	fumier composté	secale			21	27	1.52	1.15			-0.37
5	Jarecki et al. (2009)	Etats-Unis	Maïs-soja	Sans lisier	secale			12	38	7.50	5.30			-2.20
				Avec lisier porc	secale					8.00	8.80			0.80
6	Fronning et al. (2008)	Etats-Unis	Maïs-soja	fumier / compost	secale			16	12	1.80	1.28			-0.52
7	Bavin et al. (2009)	Etats-Unis	Maïs-soja		secale			15	25	2.62	1.89			-0.73
8	Liebig et al. (2010)	Etats-Unis	Jachère-blé		secale			18	48	1.20	1.20			0.00
9	Sarkodie-Addo et al. (2003)	Angleterre	Céréales		secale	triticum		2	16	8.03	6.99			-1.04
10	Petersen et al. (2011)	Danemark	Orge	CT	raphanus			9	13	2.12	5.22			3.10
				TS						2.65	4.10			1.45
				NT						2.16	2.93			0.77
11	Pappa et al. (2011)	Ecosse	Blé-pois**		pisum Z	pisum N	trifolium	27	65	1.44	0.95	2.93	5.95	-0.50
12	Loubet et al. (2011)	France	Orge-maïs-blé		sinapis			8	2880		1.37			
13	Roussel et al. (2011)	France	Orge-pois-blé	CT	sinapis			24	2880	1.24	1.37			0.13
				NT						2.16	2.30			0.13
										Moyenne	2.47	2.57		0.11
										Ecart-type				1.12

**Tableau 5-3.** Descriptif des essais ayant caractérisé l'effet des cultures intermédiaires sur les émissions de N<sub>2</sub>O.

\* CT = travail conventionnel (labour) ; TS = travail superficiel ; NT = travail minimum

\*\* Cultures associées ; pisum Z = pois cv. Zero4 ; pisum N = pois cv. Nitouche

\*\*\* ΔCI1 = supplément d'émission dû à la CI n°1

Pappa et al. (2011) se sont intéressés aux émissions de N<sub>2</sub>O en cultures associées. Ils ont suivi les émissions en Ecosse sur 2 sites pendant une longue période : 1 an à Aberdeen et 2 ans à Edinburgh. La légumineuse (pois de printemps ou trèfle blanc) associée à la céréale (orge de printemps) peut avoir des effets différents : ainsi le trèfle accroît beaucoup les émissions (flux moyen F = 5,9 kg N/ha/an) par rapport au témoin (F = 1,4 kg N/ha/an). Quant au pois, il donne des émissions plus faibles mais qui dépendent du cultivar : il peut soit réduire les émissions (cultivar Zero 4, F = 0,9 kg N/ha/an) soit les accroître (cv. Nitouche, F = 2,9 kg N/ha/an).

Enfin, quelques travaux très récents se sont concentrés sur des mesures de flux en quasi continu avec des chambres automatiques et des analyseurs de terrain. Ces méthodes permettent d'augmenter considérablement le nombre de mesures et donc la précision des estimations. Ainsi Loubet et al. (2011) ont mesuré les émissions de N<sub>2</sub>O sur une parcelle de grande culture à Grignon pendant 3 ans. La succession (orge-mais-blé) incluait une CI (moutarde) avant le maïs. Cependant, l'essai ne comportait pas de témoin. Durant la période de croissance de la CI (octobre 2007 - avril 2008), les émissions de N<sub>2</sub>O ont atteint 0,9 kg N/ha, soit autant que la moyenne des 3 cultures principales.

Avec la même méthode, Roussel et al. (2012) ont caractérisé l'effet à long terme de CI (moutarde) qui ont été répétées 2 années sur 3 pendant 15 ans, en essai factoriel avec le travail du sol (semis direct ou labour), sur le site de Boigneville. Les mesures ont été faites pendant 24 mois sur la durée d'une rotation orge de printemps - pois - blé. Les flux de N<sub>2</sub>O sont un peu accrus (de façon significative) dans le traitement avec CI, de 0,14 kg N/ha/an. Le supplément est le même sur les 2 modalités de travail du sol. Il est surtout produit après la destruction de la moutarde qui a fait suite à la culture du pois, et qui était relativement riche en azote.

### 5.2.2.2. Conclusion

L'impact des CI sur les émissions de N<sub>2</sub>O a été mesuré principalement à court terme et dans un nombre restreint d'essais. Malgré cette limitation, les résultats sont convergents pour affirmer que l'effet des CI est modeste. En moyenne sur tous les essais, le supplément d'émission est de 0,11 ± 1,12 kg N/ha/an dans l'année qui suit la CI. Ce supplément représente l'équivalent de 13 kg C/ha/an, donc très inférieur à la séquestration de carbone dans le sol. Il serait intéressant de rapporter ce supplément à la quantité d'azote contenue dans la culture intermédiaire, puisque c'est le facteur retenu dans la norme IPCC (IPCC, 2006) pour calculer les émissions. Cependant la quantité d'azote de la CI est rarement mentionnée dans les articles. Selon la norme IPCC, la contribution directe des résidus de culture aux émissions est de 1,0%, et la contribution indirecte de 0,22%. Cette estimation semble excessive pour les CI, puisqu'elle conduirait à estimer les émissions à 0,50 kg N/ha pour un prélèvement moyen de 50 kg N/ha (qui semble pouvoir être une valeur moyenne). Il y a sans doute lieu de revoir la norme IPCC pour les CI. Les données que nous avons synthétisées concernent surtout les CI non légumineuses, et on peut regretter un manque de références pour les CI légumineuses.

## 5.3. Conclusions

Les grandes fonctions attribuées aux cultures intermédiaires traitées dans ce chapitre ont bien été retrouvées dans la littérature consultée.

Les cultures intermédiaires ont des effets positifs sur la réduction de l'érosion hydrique des sols, mais leur plus ou moins grande efficacité dépend de la biomasse aérienne et racinaire obtenue en lien avec les espèces testées, mais également de la précocité des semis, des conditions de leur implantation et de la date de leur destruction en lien avec le climat.

Les effets de protection sur les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols et sur le tassement sont dus principalement à l'effet structurant du système racinaire et à l'augmentation des matières organiques dans le sol. Les effets des cultures intermédiaires sur la porosité, la stabilité structurale du sol et l'infiltrabilité à la surface du sol sont positifs, mais plus ou moins marqués selon les espèces. Ils sont par ailleurs, en termes d'intensité, d'un second ordre comparé aux effets induits par la variabilité climatique rencontrée, le type de travail du sol au moment de l'implantation de la CI et de la culture suivante et plus globalement du système de culture dans lequel les cultures intermédiaires sont insérées.

Les études d'inventaire faites pour caractériser les variations de stocks de MO dans les sols et donc la séquestration de carbone montrent très majoritairement que les CI conduisent à séquestrer du carbone et de l'azote organique dans les sols. L'intensité de séquestration est beaucoup plus déterminée par la biomasse de CI produite et incorporée dans le sol qu'à la nature des CI, bien que les légumineuses semblent favoriser la séquestration, au moins en milieu tropical. Enfin le taux d'humification du carbone dans le sol issu des résidus de CI (plantes non mures) semble être comparable, voire plus important que celui issu des résidus de culture principale (plantes mures), ce qui explique l'effet favorable de l'incorporation des CI pour accroître le taux de matière organique du sol.

Les essais, encore peu nombreux, mis en place pour mesurer à court terme l'impact des CI sur les émissions de N<sub>2</sub>O montrent que les CI non légumineuses peuvent induire une légère augmentation des émissions de gaz à effet de serre après leur incorporation. Néanmoins, le niveau d'émission semble nettement plus faible que celui calculé avec les normes IPCC. Pour les CI légumineuses, le manque de référence ne permet pas d'estimer leur impact sur les émissions de N<sub>2</sub>O. Au final, des mesures complémentaires seraient donc nécessaires pour quantifier avec plus de précision l'impact des CI sur les émissions de GES et évaluer leur variabilité pour la large gamme de conditions pédoclimatiques et des systèmes de culture français.

Au final, l'impact des cultures intermédiaires non-légumineuses sur le bilan de GES (Tableau 5-3) peut être déduit des tableaux précédents en additionnant la contribution du N<sub>2</sub>O, le stockage de carbone en zone tempérée et les émissions de CO<sub>2</sub> liées aux interventions culturales (semis, destruction).

	Emission N <sub>2</sub> O		Stockage C		Machinisme <sup>1</sup> kg CO <sub>2</sub> /ha/an	Total kg CO <sub>2</sub> /ha/an
	kg N/ha/an	kg CO <sub>2</sub> /ha/an	kg C/ha/an	kg CO <sub>2</sub> /ha/an		
Moyenne	0.11	<b>51</b>	-292	<b>-1071</b>	<b>27</b>	<b>-993</b>
Ecart-type	1.12	<b>521</b>	-156	<b>-572</b>		
Limite sup <sup>2</sup>	1.23	<b>572</b>	-136	<b>-499</b>	<b>27</b>	<b>+100</b>
Limite inf <sup>3</sup>	-1.01	<b>-470</b>	-448	<b>-1643</b>	<b>27</b>	<b>-2085</b>

<sup>1</sup> En supposant une dépense supplémentaire de 10 l fuel/ha pour les interventions mécaniques

<sup>2</sup> Cas le plus défavorable : moyenne + écart-type pour N<sub>2</sub>O et moyenne - écart-type pour le CO<sub>2</sub>

<sup>3</sup> Cas le plus favorable : moyenne - écart-type pour N<sub>2</sub>O et moyenne + écart-type pour le CO<sub>2</sub>

**Tableau 5-3.** Bilan GES des cultures intermédiaires, exprimées en supplément d'émission de CO<sub>2</sub>.

Pour convertir les émissions de N<sub>2</sub>O en CO<sub>2</sub>, nous avons considéré que le pouvoir de réchauffement global du N<sub>2</sub>O était 296 fois supérieur à celui du CO<sub>2</sub> (IPCC, 2006). En moyenne, les cultures intermédiaires ont un effet positif sur le bilan de GES, avec une réduction moyenne d'environ 1 tonne/ha d'équivalent CO<sub>2</sub> (-993 kgCO<sub>2</sub>/ha/an). L'intervalle de confiance du bilan GES peut être approché par une limite supérieure correspondant au cas le plus défavorable (forte émission de N<sub>2</sub>O et faible stockage de carbone) et une limite inférieure (faible émission de N<sub>2</sub>O et fort stockage de carbone). Ce bilan serait compris entre +100 et -2085 kgCO<sub>2</sub>/ha/an. Il est donc très majoritairement négatif, ce qui indique que la pratique des CI est bénéfique, car les CI constituent un puits de carbone. Il faut cependant considérer que le stockage de carbone, qui a été établi ici pour une durée moyenne de 15 ans, est un processus asymptotique (Constantin et al., 2012) et que le bilan annuel de GES sera de moins en moins négatif au cours du temps.

## Références bibliographiques citées

### Section 5.1.

- Abiven, S., Menasseri S., Chenu C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1-12.
- Ande, O.T., Alaga, Y., Oluwatosin, G.A., 2009. Soil erosion prediction using MMF model on highly dissected hilly terrain of Ekiti environs in southwestern Nigeria. *International Journal of Physical Sciences*, 4, 053-057.
- Aiguo L., Ma B.L., Bomke A.A., 2005. Effects of cover crops on soil aggregate stability, Total organic carbon, and polysaccharides. *Soil Science Society of America Journal* 69, 2041-2048
- Biederbeck, V.O., Campbell, C.A., Rasiah, V., Zentner, R.P., Guang Wen, 1998. Soil quality attributes as influenced by annual legumes used as green manure. *Soil and Biol. Biochem.*, 30, 1177-1185.
- Boardman, J., Poesen, J., 2008. *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Inc.
- Bodner, G., Himmelsbauer, M., Loiskandl, W., Kaul, H.P., 2010. Improved evaluation of cover crop species by growth and root factors. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 455-464.
- Bodner, G., Loiskandl, W., Buchan, G., Kaul, H.P., 2008. Natural and management-induced dynamics of hydraulic conductivity along a cover-cropped field slope. *Geoderma*, 146, 317-325.
- Borresen, T., 1993. The effect on soil physical properties of undersown cover crops in cereal production in southeastern Norway. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, 7, 369-379.
- Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22.
- Brown, S.M., Whitwell, T., Touchton, J.T., Burmester, C.H., 1985. Conservation tillage systems for cotton production. *Soil Science Society of America Journal*, 49, 1256-1260.
- Busscher, W.J., Bauer, P.J., 2003. Soil strength, cotton root growth and lint yield in a southeastern USA coastal loamy sand. *Soil & Tillage Research*, 74, 151-159.
- Carof, M., de Tourdonnet, S., Coquet, Y., Hallaire, V., Roger-Estrade, J., 2007. Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. *Soil Use and Management*, 23, 230-237.
- Chan, K.Y., Heenan, D.P., 1996. The influence of crop rotation on soil structure and soil physical properties under conventional tillage. *Soil & Tillage Research*, 37, 113-125.
- Chen, G., Weil, R.R., 2010. Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant Soil*, 331, 31-43.
- Comino, E., Marengo, P., Rolli, V., 2010. Root reinforcement effect of different grass species: A comparison between experimental and models results. *Soil & Tillage Research*, 110, 60-68.
- Creamer, N.G., Bennett, M.A., Stinner, B.R., 1997. Evaluation of cover crop Mixtures for use in vegetable production systems. *HortScience*, 32, 866-870.
- Dabney, S.M., 1998. Cover crop impacts on watershed hydrology. *Journal of Soil and Water Conservation*, 53, 207-213.
- Dabney, S.M., Delgado, J.A., Reeves, D.W., 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32, 1221-1250.
- De Baets, S., Poesen, J., Knapen, A., Galindo Morales, P., 2007. Impact of root architecture, soil characteristics and flow shear stress on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. *Earth Surf. Process. Land.*, 32, 1323-1345.
- De Baets, S., Poesen, J., Reubens, B., Muys, B., De Baerdemaeker, J., 2009. Methodological framework to select plant species for controlling rill and gully erosion: application to a Mediterranean ecosystem. *Earth Surf. Process. Land.* 34, 1374-1392.
- De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J., Serlet, L., 2011. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena*, 85, 237-244.
- den Biggelaar, C. et al., 2004. The Global Impact of Soil Erosion on Productivity. *Advances in Agronomy*, 81, 1-95.
- Destain, J.P., Reuter, V., Goffart, J.P., 2010. Les cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) et engrais verts : protection de l'environnement et intérêt agronomique. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*, 14, 73-78.
- Duiker, S.W., Curran, W.S., 2005. Rye Cover Crop Management for Corn Production in the Northern Mid-Atlantic Region. *Agronomy Journal*, 97, 1413-1418.
- Duran Zuazo, V.H., Rodriguez Pleguezuelo, C.R., 2008. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 65-86.
- Folorunso, O.A., Rolston, D.E., Prichard, T.L., Louie, D.T., 1992. Soil surface strength and infiltration rate as affected by winter cover crops. *Soil Technology*, 3, 189-197.
- Gis Sol, 2011. L'état des sols en France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.
- Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*, 82, 121-145.

- Hermawan, B., Bomke, A.A., 1997. Effects of winter cover crops and successive spring tillage on soil aggregation. *Soil & Tillage Research*, 44, 109-120.
- Joyce, B.A. et al., 2002. Infiltration and soil water storage under winter cover cropping in California's Sacramento Valley. *Transactions of the Asae*, 45, 315-326.
- Jung, K., Kitchen, N.R., Sudduth, K.A., Lee, K., Chung, S., 2010. Soil compaction varies by crop management system over a claypan soil landscape. *Soil & Tillage Research*, 107, 1-10.
- Jung, W., Kitchen, N.R., Sudduth, K.A., Kremer, R.J., 2008. Contrasting grain crop and grassland management effects on soil quality properties for a north-central Missouri claypan soil landscape. *Soil Science and Plant Nutrition*, 54, 960-971.
- Kaspar, T.C., Radke, J.K., Lafflen, J.M., 2001. Small grain cover crops and wheel traffic effects on infiltration, runoff and erosion. *J. Soil Water Conserv.*, 56, 160-164.
- Keisling, T.C., Scott, H.D., Waddle, B.A., Williams, W., Frans, R.E., 1994. Winter cover crops influence on cotton yield and selected soil properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25, 3087-3100.
- Kouwen, N., Li, R.M., Simons, D.B., 1981. Flow resistance in vegetated waterways. *Trans. ASAE*, 24, 684-698.
- Lal, R., 1988. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 17, 319-464.
- Langdale, G.W. et al., 1991. Cover crop effects on soil erosion by wind and water. in: Hargrove, W.L. (Ed.), *Cover crop for clean water*. SWCS. Ankeny, IA., pp. 15-21.
- Latif, M.A., Mehuys, G.R., Mackensie, A.F., Alli, I., Faris, M.A., 1992. Effects of legumes on physical quality i, a maize crop. *Plant and soil*, 140, 15-23.
- Lefebvre, M.-P., 2010. Spatialisation de modèles de fonctionnement hydromécanique des sols appliquée à la prévision des risques de tassement à l'échelle de la France., Thèse de l'Université d'Orléans, 294 pages pp.
- Malik, R.K., Green, T.H., Brown, G.F., Mays, D., 2000. Use of cover crops in short rotation hardwood plantations to control erosion. *Biomass & Bioenergy*, 18, 479-487.
- Martens, D.A., Frankenberger, W.T., 1992. Modification of infiltration rate in an organic-amended-irrigated soil. *Agron. J.*, 707-717.
- Martin, P., 1999. Reducing flood risk from sediment-laden agricultural runoff using intercrop management techniques in northern France. *Soil & Tillage Research*, 52, 233-245.
- Monnier, G., 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques*, 16, 327-400.
- Patrick, W.H., Haddon, C.B., Hendrix, J.A., 1957. The Effect of Longtime Use of Winter Cover Crops on Certain Physical Properties of Commerce Loam. *Soil Science Society Proceedings*, 21, 366-368.
- Pimentel, D. et al., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267: , 1117-1123.
- Quinton, J.N., Edwards, G.M., Morgan, R.P.C., 1997. The influence of vegetations species and plant: properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east: Spain. *Soil Use Manage*, 13, 143-148.
- Raper, R.L., 2005. Agricultural traffic impacts on soil. *Journal of Terramechanics*, 42, 259-280.
- Reeves, D.W., 1994. Cover crops and erosion. in: Hatfield, J.L., Stewart, B.A. (Eds.), *Crops Residue Management. Advances in Soil Science*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL., pp. 125-172
- Romkens, M.J.M., Prasad, S.N., Whisler, F.D., 1990. Surface sealing and infiltration. in: Anderson, M.G., Butt, T.P. (Eds.), *Process studies in hillslope hydrology*. John Wiley and Sons, Ltd., pp. 127-172.
- Ryder, M.H., Fares, A., 2008. Evaluating cover crops (sudex, sunn hemp, oats) for use as vegetative filters to control sediment and nutrient loading from agricultural runoff in a Hawaiian watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, 44, 640-653.
- Siri-Prieto, G., Reeves, W.D., Raper, R.L., 2007. Tillage systems for a cotton-peannu rotation with winter-annual grazing : Imapct on soil carbon, nitrogen and physical propoerties. *Soil & Tillage Research*,, 96, 260-268.
- Sojka, R.E., Karlen, D.L., Busscher, W.J., 1991. A conservation tillage research update from the Coastal Plain Soil and Water Conservation Research Center of South Carolina: a review of previous research. *Soil & Tillage Research*, 21, 361-376.
- Terzoudi, C.B., Gemtos, T.A., Danalatos, N.G., Argyrokastritis, I., 2007. Applicability of an empirical runoff estimation method in central Greece. *Soil & Tillage Research*, 92, 198-212.
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*, 79, 227-302.
- Villamil, M.B., Bollero, G.A., Darmody, R.G., Simmons, F.W., Bullock, D.G., 2006. No-Till Corn/Soybean Systems Including Winter Cover Crops :Effects on Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1936-1944.
- Villamil, M.B., Miguez, F.E., Bollero, G.A., 2008. Multivariate Analysis and Visualization of Soil Quality Data for No-Till Systems. *Journal of Environmental Quality*, 37, 2063-2069.
- Wall, G.J., Pringle, E.A., Sheard, R.W., 1991. intercropping red clover with silage corn for soil erosion control. *Can. J. Soil Sci.*, 71, 137-145.
- Watts, C.W., Dexter, R., 1997. The influence of organic matter in reducing the destabilization of soil bu simulated tillage. *Soil & Tillage Research*, 42, 253-275.
- Wischmeier, W.H., 1976. Use and misuse oh the universal soil loss equation. *Journal of Soil & Water Conservation*, 31, 5-9.

## Section 5.2.

- Baggs, E.M., M. Stevenson, et al. (2003) Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil* **254**: 361-370.
- Balesdent, J. and M. Balabane (1996) Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry* **28**: 1261-1263.
- Barthes, B., A. Azontonde, et al. (2004) Effect of a legume cover crop (*Mucuna pruriens* var. utilis) on soil carbon in an Ultisol under maize cultivation in southern Benin. *Soil Use and Management* **20**: 231-239.
- Bavin, T.K., T.J. Griffis, et al. (2009) Impact of reduced tillage and cover cropping on the greenhouse gas budget of a maize/soybean rotation ecosystem. *Agriculture Ecosystems & Environment* **134**: 234-242.
- Bayer, C., J. Mielniczuk, et al. (2000) Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research* **54**(1-2): 101-109.
- Bayer, C., L. Martin-Neto, et al. (2001) Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* **65**: 1473-1478.
- Bayer, C., Dieckow, J., Amado, T.J.C., Eltz, F.L.F., Vieira, F.C.B. (2009) Cover crop effects increase carbon storage in a subtropical no-till sandy acrisol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **40**: 1-13.
- Berntsen, J., J.E. Olesen, et al. (2006) Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *European Journal of Agronomy* **25**: 383-390.
- Boiffin, J., Kéli, J., Sébillotte, M. (1986) Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais : application du modèle de Hénin-Dupuis. *Agronomie* **6**: 437-446.
- Campbell, C.A., R.P. Zentner, et al. (2000) Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan - Effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science* **80**: 179-192.
- Campbell, C.A., A.J. VandenBygaart, et al. (2007) Quantifying carbon sequestration in a minimum tillage crop rotation study in semiarid southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **87**: 235-250.
- Chander, K., S. Goyal, et al. (1997) Organic matter, microbial biomass and enzyme activity of soils under different crop rotations in the tropics. *Biology and Fertility of Soils* **24**: 306-310.
- Constantin, J., B. Mary, et al. (2010) Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment* **135**: 268-278.
- Constantin, J., N. Beaudoin, et al. (2011) Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil* **341**: 137-154.
- Constantin, J., N. Beaudoin, et al. (2012) Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture Ecosystems & Environment* **147**: 36-46.
- Coulter, J.A., C.C. Sheaffer, et al. (2011) Agronomic Performance of Cropping Systems with Contrasting Crop Rotations and External Inputs. *Agronomy Journal* **103**: 182-192.
- De Rouw, A., S. Huon, et al. (2010) Possibilities of carbon and nitrogen sequestration under conventional tillage and no-till cover crop farming (Mekong valley, Laos) *Agriculture, Ecosystems and Environment* **136**: 148-161
- Diekow, J., J. Mielniczuk, et al. (2005) Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil & Tillage Research* **81**: 87-95.
- Ding, G.W., X.B. Liu, et al. (2006) Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma* **130**: 229-239.
- Ding, G.W., J.D. Mao, et al. (2005) Spectroscopic characterization of fulvic acid under different cover crop systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **36**: 2101-2111.
- dos Santos, N. Z., J. Dieckow, et al. (2011) Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. *Soil & Tillage Research* **111**: 208-218.
- Fae, G.S., R.M. Sulc, et al. (2009) Integrating winter annual forages into a no-till corn silage system. *Agronomy Journal* **101**: 1286-1296.
- Fronning, B.E., K.D. Thelen and D.H. Min (2008) Use of Manure, Compost, and Cover Crops to Supplant Crop Residue Carbon in Corn Stover Removed Cropping Systems. *Agronomy Journal* **100**: 1703-1710.
- Gomes, J., C. Bayer, et al. (2009) Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil & Tillage Research* **106**: 36-44.
- Gerzabek, M.H., Pichlmayer, F., Kirchmann, H., Haberhauer, G. (1997) The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science*, **48**: 273-282.
- Grandy, A.S., G.A. Porter, et al. (2002) Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* **66**: 1311-1319.
- IPCC (2006) N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea Application. In: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, pp. 11.1 - 11.58.
- Jarecki, M.K. and R. Lal (2005) Soil organic carbon sequestration rates in two long-term no-till experiments in Ohio. *Soil Science* **170**: 280-291.
- Jarecki, M.K., T.B. Parkin, et al. (2009) Cover crop effects on nitrous oxide emission from a manure-treated Mollisol. *Agriculture Ecosystems & Environment* **134**: 29-35.

- Jensen, E.S. (1992) The release and fate of nitrogen from catch-crop materials decomposing under field conditions. Journal of Soil Science **43**: 335-345.
- Jensen, E.S. (1996) Compared cycling in a soil-plant system of pea and barley residue nitrogen. Plant and Soil **182**: 13-23.
- Jensen, L.S., T. Salo, et al. (2005) Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. Plant and Soil **273**: 307-326.
- Jousseaume, D. (2011) Evolution des stocks de carbone dans des systèmes de cultures incluant le recyclage de produits résiduels organiques : paramétrage du modèle AMG. Mémoire ESA Angers, 49 pp.
- Justes, E., B. Mary and B. Nicolardot (2009) Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. Plant and Soil **325**: 171-185.
- Kätterer, T., M.A. Bolinder, et al. (2011) Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agriculture, Ecosystems and Environment **141**: 184-192.
- Kölbl, A., M. von Lütow, et al. (2007) Dynamics of (13)C-labeled mustard litter (*Sinapis alba*) in particle-size and aggregate fractions in an agricultural cropland with high- and low-yield areas. Journal of Plant Nutrition and Soil Science **170**: 123-133.
- Kuo, S., and E.J. Jellum (2000) Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. Biology and Fertility of Soils **31**: 470-477.
- Kuo, S., U.M. Sainju, et al. (1997) Winter cover crop effects on soil organic carbon and carbohydrate in soil. Soil Science Society of America Journal **61**: 145-152.
- Liebig, M.A., D.L. Tanaka, et al. (2010) Fallow effects on soil carbon and greenhouse gas flux in central North Dakota. Soil Science Society of America Journal **74**: 358-365.
- Loubet, B., P. Laville, et al. (2011) Carbon, nitrogen and greenhouse gases budgets over a four years crop rotation in northern France. Plant and Soil **343**: 109-137.
- Mazzoncini, M., Spakota, T.B., Barberi, P., Antichi, D., Risaliti, R. (2011) Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. Soil and Tillage Research **114**: 165-174.
- Miglierina, A.M., J.O. Iglesias, et al. (2000) The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. Soil & Tillage Research **53**: 129-135.
- N'Dayegamiye, A. and T. S. Tran (2001) Effects of green manures on soil organic matter and wheat yields and N nutrition. Canadian Journal of Soil Science **81**: 371-382.
- Nicolardot, B., S. Recous and B. Mary (2001) Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. Plant and Soil **228**: 83-103.
- Olesen, J.E., E.M. Hansen, et al. (2007) The value of catch crops and organic manures for spring barley in organic arable farming. Field Crops Research **100**: 168-178.
- Pappa, V.A., R.M. Rees, et al. (2011) Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an arable rotation resulting from the presence of an intercrop. Agriculture Ecosystems & Environment **141**: 153-161.
- Petersen, S.O., J.K. Mutegei, et al. (2011) Tillage effects on N<sub>2</sub>O emissions as influenced by a winter cover crop. Soil Biology & Biochemistry **43**: 1509-1517.
- Rosecrance, R.C., G.W. McCarty, et al. (2000) Denitrification and N mineralization from hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) and rye (*Secale cereale* L.) cover crop monocultures and bicultures. Plant and Soil **227**: 283-290.
- Roussel, M., B. Mary, et al. (2012) Long-term effects of no-till and catch crops on N<sub>2</sub>O emissions during a three year rotation. Agric. Forest Meteorol., submitted.
- Russell, A.E., C.A. Cambardella, et al. (2009) Nitrogen fertilizer effects on soil carbon balances in Midwestern US agricultural systems. Ecological Applications **19**: 1102-1113.
- Saffih-Hdadi, K. and B. Mary (2008) Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. Soil Biology & Biochemistry **40**: 594-607.
- Sarkodie-Addo, J., H.C. Lee, et al. (2003) Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. Soil Use and Management **19**: 331-339.
- Sauer, T.J., S.R. Compston, et al. (2009) Nitrous oxide emissions from a bermudagrass pasture: interseeded winter rye and poultry litter. Soil Biology & Biochemistry **41**: 1417-1424.
- Singer, J.W. and S.M. Nusser (2007) Are cover crops being used in the US corn belt? Journal of Soil and Water Conservation **62**: 353-358.
- Sisti, C.P.J., H.P. dos Santos, et al. (2004) Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. Soil & Tillage Research **76**: 39-58.
- Steenwerth, K. and K.M. Belina (2008) Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. Applied Soil Ecology **40**: 359-369.
- Thomsen, I.K. and B.T. Christensen (2004) Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. Soil Use and Management **20**: 432-438.
- Trinsoutrot, I., S. Recous, et al. (2000) C and N fluxes of decomposing <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N *Brassica napus* L.: effects of residue composition and N content. Soil Biology & Biochemistry **4**: 1-14.
- Vieira, F.C.B., C. Bayer, et al. (2009) Building up organic matter in a subtropical paleudult under legume cover-crop-based rotations. Soil Science Society of America Journal **73**: 1699-1706.

- Villamil, M.B., G.A. Bollero, et al. (2006) No-till corn/soybean systems including winter cover crops: Effects on soil properties. Soil Science Society of America Journal **70**: 1936-1944.
- Yang, Z., B.R. Singh and B.K. Sitaula (2004) Fractions of organic carbon in soils under different crop rotations, cover crops and fertilization practices. Nutrient Cycling in Agroecosystems **70**: 161–166.
- Zhaorigetu, M. Komatsuzaki, et al. (2008) Relationships between fungal biomass and nitrous oxide emission in upland rice soils under no tillage and cover cropping systems. Microbes and Environments **23**: 201-208.