



**HAL**  
open science

## Concilier la réduction de la lixiviation nitrique, la restitution d'azote à la culture suivante et la gestion de l'eau avec les cultures intermédiaires

Julie Constantin, Nicolas Beaudoin, Nicolas Meyer, Romain Crignon, Hélène Tribouillois, Bruno Mary, Eric Justes

### ► To cite this version:

Julie Constantin, Nicolas Beaudoin, Nicolas Meyer, Romain Crignon, Hélène Tribouillois, et al.. Concilier la réduction de la lixiviation nitrique, la restitution d'azote à la culture suivante et la gestion de l'eau avec les cultures intermédiaires. *Innovations Agronomiques*, 2017, 62, pp.1-12. 10.15454/1.517407043672525E12 . hal-01770351

**HAL Id: hal-01770351**

**<https://hal.science/hal-01770351>**

Submitted on 18 Apr 2018

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

## **Concilier la réduction de la lixiviation nitrique, la restitution d'azote à la culture suivante et la gestion de l'eau avec les cultures intermédiaires**

**Constantin J.<sup>1</sup>, Beaudoin N.<sup>2</sup>, Meyer N.<sup>1</sup>, Crignon R.<sup>3</sup>, Tribouillois H.<sup>1</sup>, Mary B.<sup>2</sup>, Justes E.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> INRA, UMR INRA/INPT 1248 AGIR, Centre INRA Toulouse, F-31326 Castanet-Tolosan

<sup>2</sup> INRA UR AgrolImpact, Site de Laon, Pôle du Griffon, F-02000 Barenton-Bugny

<sup>3</sup> Agro-Transfert Ressources et Territoires, 2, Chaussée de Brunehaut, F-80200 Estrées Mons

**Correspondance:** julie.constantin@inra.fr

### **Résumé**

Les cultures intermédiaires multi-services (CIMS), semées en été-début d'automne, piègent l'azote minéral du sol avant la période de drainage. Elles sont d'ailleurs une des mesures du programme d'action de la Directive Nitrate pour lutter contre la pollution des aquifères par le nitrate d'origine agricole. Pour limiter ces pertes, les cultures intermédiaires s'avèrent très efficaces avec des réductions jusqu'à 90% par rapport à un sol nu en interculture. Cette efficacité est accrue si la CIMS est une non-légumineuse (bien que les légumineuses demeurent efficaces) et la durée de développement est longue. Cependant, une biomasse importante réduit d'autant plus le drainage, par augmentation de l'évapotranspiration, pouvant poser problème pour la ressource en eau. Mais les CIMS ne diminuent généralement pas la quantité d'eau disponible au semis de la culture suivante sauf en cas de destruction très tardive de la CIMS. A leur destruction, les CIMS reminéralisent l'azote piégé d'autant plus vite que leur C/N est bas et jusqu'à 50% de l'azote acquis est rendu disponible dans les 6 mois, pour la culture suivante. Selon l'intensité de la lixiviation et la quantité d'azote absorbé par le couvert des effets de préemption d'azote peuvent être observés, particulièrement en climats secs, nécessitant de compenser avec la fertilisation minérale. A long terme, un effet positif sur la culture suivante est observé, dû à une plus forte teneur en matière organique du sol et une minéralisation accrue. Afin de combiner au mieux ces différents services, une adaptation locale de la gestion de ces CIMS est nécessaire selon les conditions pédoclimatiques et les objectifs recherchés au cours de l'interculture.

**Mots-clés:** Nitrate, Engrais vert, Drainage, Stock d'eau du sol

### **Abstract: Conciliate nitrate leaching reduction, green manure effect for the following crop and water management with cover crops**

Sown in the summer/early autumn, multi-services cover crops trap mineral nitrogen from the soil before the drainage period. For this reason, they are one of the tools in the Nitrate Directive to limit nitrate pollution of aquifers coming from agriculture. Cover crops are very effective to limit these losses, up to 90% of reduction as compared to bare soil during the fallow period. This efficacy is increased when cover crop is non-legume (although legumes remain effective) and growing period is long. However, high biomass reduces drainage by increasing evapotranspiration, which can be a problem for water resource. Nevertheless, cover crops generally do not reduce available water for the subsequent cash crop, except if destruction is too late. At destruction, cover crops release mineral nitrogen, more quickly as their C/N is low and up to 50% of the nitrogen uptake within the following 6 months. Depending on the intensity of leaching and the amount of nitrogen absorbed by the cover crop, nitrogen pre-emptive effects can be observed, particularly in dry climate, requiring compensation with mineral fertilization. In the long term, a positive effect on the subsequent crop is observed, due to a higher organic matter

content of the soil and increased mineralization. To better combine the different services offered by cover crops, local adaptation is needed, according to the pedoclimatic conditions and specific objectives during fallow period.

**Keywords:** Nitrate, Green manure, Drainage, Soil water content

## Introduction

Le nitrate présent dans les aquifères entraîne des problèmes d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques et de potabilité de l'eau. Cette problématique est très présente en France puisque 57% de la SAU est en Zones Vulnérables de la directive Nitrate (91/676/CEE), dont une grande majorité concernant les grandes cultures. Les problèmes de pollution nitrique est en partie attribuable aux agrosystèmes. En effet, les éventuels excès de fertilisation azotée ainsi que la minéralisation naturelle de l'azote organique du sol conduisent à la présence d'azote sous forme minéral. L'azote est alors susceptible d'être lixivié, c'est-à-dire entraîné par le drainage des eaux de pluie à travers le sol, en profondeur hors de la zone explorable par les racines des cultures. La période de drainage en France métropolitaine a lieu essentiellement en automne et en hiver, période où le sol des agrosystèmes peut être nu, d'autant plus longtemps que la culture de vente suivante est une culture semée printemps. Par ailleurs, cette lixiviation de nitrate entraîne la perte d'azote minéral qui pourrait être utile au développement de la culture de vente suivante. Il est donc important d'une part de minimiser la quantité de nitrate présent dans le sol au début de la période de drainage afin de réduire la lixiviation et d'autre part, de favoriser la disponibilité en azote minéral pendant le développement de la culture de vente.

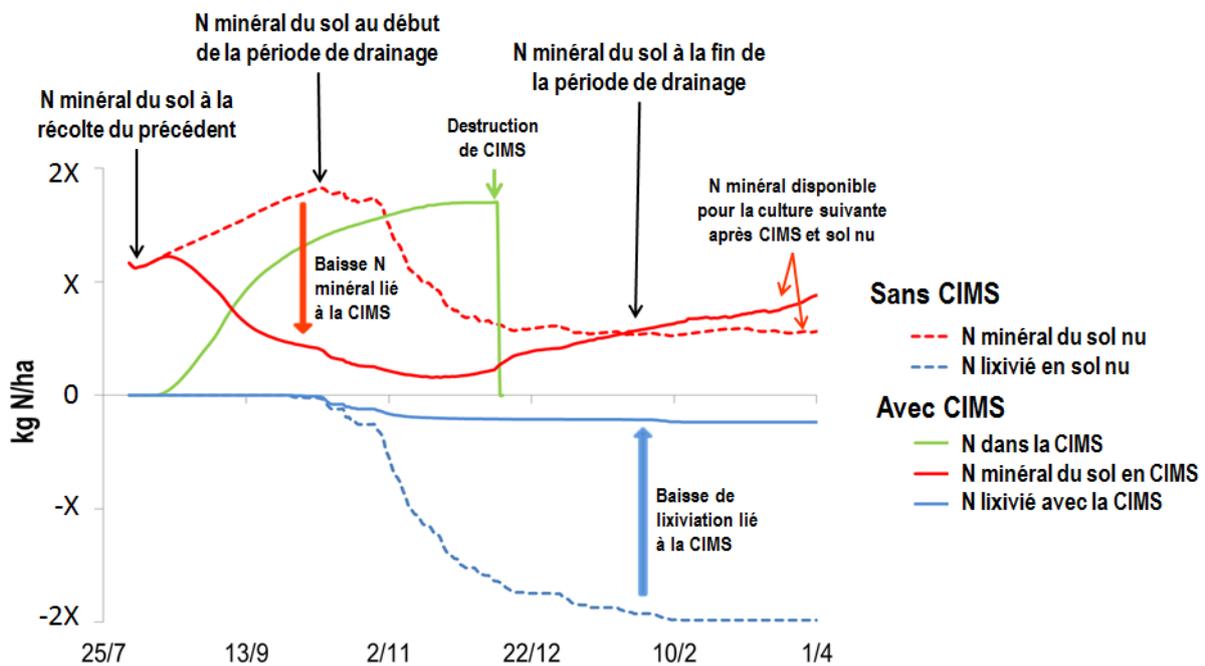
L'introduction d'une culture intermédiaire, dite "multi-services" ou CIMS, en été ou début d'automne permet, entre autre, de piéger une partie de l'azote minéral du sol pour la période de drainage, puis de le restituer au sol dans les semaines suivant sa destruction, le rendant partiellement disponible pour la culture principale suivante. C'est d'ailleurs pour cette raison qu'elles sont une des mesures de la directive Nitrate. Le développement de ces cultures intermédiaires peut également modifier la dynamique de l'eau pendant cette période d'interculture, en modifiant l'évapotranspiration par rapport à un sol nu avec des impacts potentiellement négatif pour la recharge des nappes et l'alimentation hydrique de la culture suivante. Il est donc nécessaire de trouver des compromis de gestion entre fonction piège à nitrate, engrais vert et restitution d'eau à la nappe en concevant des itinéraires techniques adaptés afin de combiner les différents services écosystémiques. Ainsi l'objectif ici est d'explicitier les processus en jeu dans le cas d'une implantation de culture intermédiaire pour les bilans d'azote et d'eau, de présenter une synthèse de ces impacts pour différentes conditions pédoclimatiques et de gestion de ces CIMS et d'identifier les adéquations ou compromis à faire compromis entre les services rendus.

## 1. L'effet piégeage de nitrate et réduction de la lixiviation

### 1.1 Pourquoi les CIMS sont nécessaires pour réduire les fuites de nitrate ?

Maîtriser les fuites de nitrate requiert de minimiser le reliquat d'azote minéral du sol en début de drainage. Si le premier levier est l'ajustement de la fertilisation azotée pour que le reliquat à la récolte de la culture précédente soit minimal, celui-ci est un levier nécessaire mais n'est généralement pas suffisant. La minéralisation des matières organiques du sol, qui alimente en continu le pool d'azote minéral, est particulièrement élevée en fin d'été et à l'automne en France et dans les zones tempérées alors que la grande majorité des grandes cultures n'absorbent plus d'azote minéral. Ainsi le reliquat d'azote minéral du sol peut être élevé en novembre, au moment de la reprise du drainage, malgré une bonne maîtrise de la fertilisation azotée des cultures de vente (Beaudoin et al., 2005).

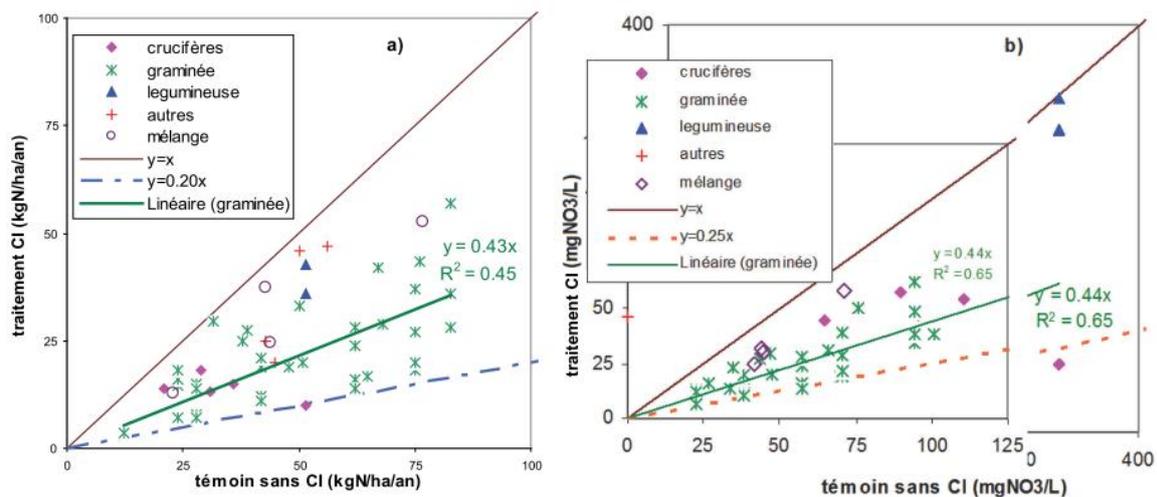
Une solution consiste à piéger ce pool d'azote nitrique du sol sous forme organique. Ce piégeage peut être fait par l'organisation microbienne de l'azote minéral (consommation par la biomasse microbienne) qui croit, par exemple, au moment de l'incorporation de résidus matures (e.g. pailles de blé, cannes de maïs,...). Cependant cette organisation d'azote minéral est bien moindre que le potentiel d'absorption (ou piégeage) par une culture intermédiaire car le phénomène se produit uniquement sur l'horizon d'incorporation des résidus. L'implantation précoce d'une culture d'hiver (ex. : colza) ou d'une culture intermédiaire (CIMS) permet d'absorber une quantité notable d'azote minéral sur l'ensemble du profil de sol et notamment en profondeur, ce qui permet d'immobiliser le nitrate sous forme organique dans la biomasse végétale. La fonction de piège à nitrate (fonction CIPAN) d'une CIMS est donc d'absorber l'azote minéral du sol en automne sur l'ensemble du profil de sol pour éviter les pertes de nitrate par lixiviation. (Figure 1)(Justes et al., 2012).



**Figure 1** : Dynamique de l'azote pendant la période d'interculture en sol nu et avec une CIMS, mettant en évidence l'effet piège à nitrate et réduction de la lixiviation grâce à une CIMS en comparaison d'un sol laissé nu (Justes et al., 2012).

### 1.2 Les facteurs déterminant l'efficacité de « piège à nitrate » des CIMS

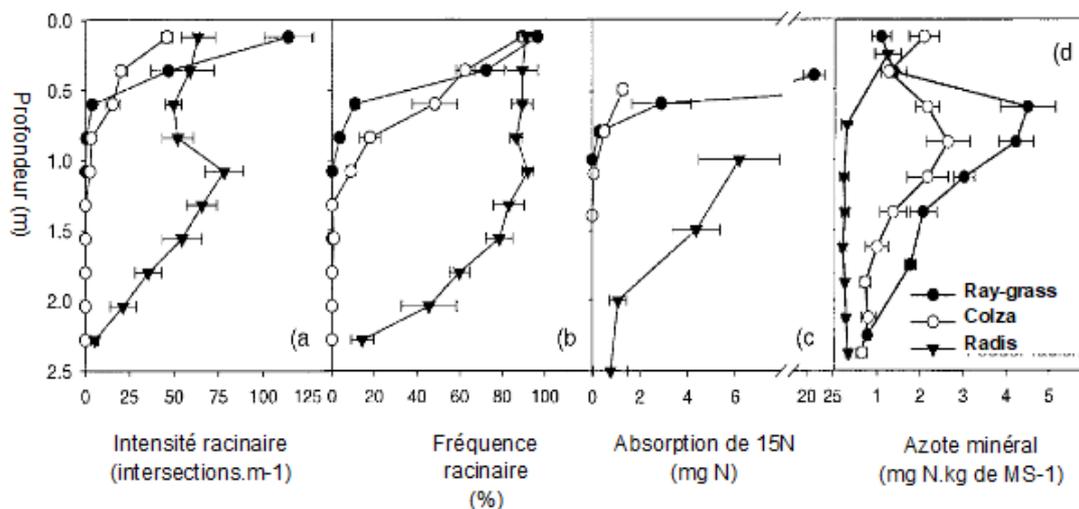
L'efficacité des CIMS pour la réduction de la teneur en nitrate de l'eau de percolation (ou de drainage) est significative dans 90% des études publiées, mais avec une très forte variabilité (Thorup-Kristensen et al., 2003). Selon l'étude-expertise INRA réalisée en 2012, cette efficacité se confirme à l'échelle interannuelle dans presque toutes les situations, en comparaison à un sol nu (Justes et al., 2012). La réduction de lixiviation (fonction CIPAN) est due, de façon très prédominante, à l'effet de piégeage-immobilisation par la CIMS de l'azote minéral du profil de sol, et non à une réduction du volume de drainage. Par contre, l'efficacité des CIMS, exprimée en quantité d'azote recyclé par rapport à la situation en sol nu, dépend du niveau de lixiviation de nitrate et donc du volume de drainage, lui-même dépendant de la RU du sol, de son état de remplissage et des précipitations hivernales (Thorup-Kristensen et al., 2003).



**Figure 2 :** Comparaison de la quantité d'azote lixivié (a) et de la teneur du nitrate (b) dans les eaux drainées (mm) entre les traitements avec et sans CI, en expérimentation pluri-annuelle avec occurrence annuelle d'une culture intermédiaire. (D'après Juste et al., 2012).

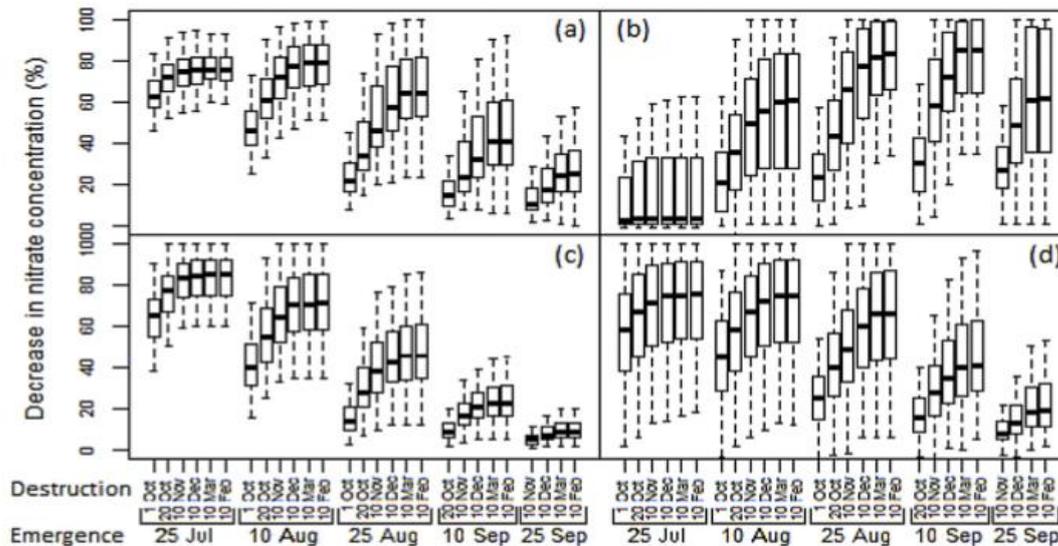
Le facteur "espèce" est déterminant dans l'efficacité de la fonction de « piège à nitrate » des CIMS. La réduction des quantités d'azote lixivié et de la concentration en nitrate des eaux de drainage est en moyenne deux fois plus élevée pour les CIMS non-légumineuses que pour des CIMS légumineuses, bien que leur efficacité soit généralement significative (Justes et al., 2012 ; Tribouillois et al., 2016). Compte tenu de la capacité des légumineuses à fixer l'azote atmosphérique et à en restituer une plus grande partie à la culture suivante (du fait de leur teneur plus élevée en azote), les mélanges de CIMS légumineuses et non-légumineuses apparaissent combiner les avantages des unes et des autres. De plus, si la combinaison d'espèces est bien choisie (ex. crucifère et légumineuse), la réduction de la lixiviation sera aussi efficace qu'avec une CIMS non-légumineuse, même avec des espèces de type crucifères qui sont les plus efficaces « piège à nitrate » (Tribouillois et al., 2016).

De plus, une forte variabilité de performances est observée parmi les espèces de CIMS non-légumineuses vis-à-vis du service de réduction des pertes d'azote liées à des différences de vitesse d'enracinement et de profondeur maximale d'enracinement (Kristensen et Thorup-Kristensen, 2004 ; Thorup-Kristensen, 2001).



**Figure 3 :** Intensité de racines (a), fréquence de racines (b), absorption d'azote marqué (<sup>15</sup>N) et azote minéral dans le profil de sol pour trois cultures intermédiaires (Kristensen et Thorup-Kristensen, 2004).

En termes de conduite des cultures intermédiaires, pour favoriser le service "réduction des pertes de nitrate", il s'agit de maximiser la capacité d'absorption de la CI. Les choix de dates d'implantation et des dates de destruction des couverts vont donc avoir un impact important sur l'efficacité de la fonction piège à nitrate. De façon général et jusqu'à un certain point, l'efficacité augmente quand la durée d'installation s'accroît. Cependant à partir d'une certaine durée, il n'y a plus que très peu ou pas de gain (Figure 4). Par ailleurs, il existe une forte variabilité des effets de la date de levée des couverts et les conditions climatiques avec, dans l'exemple illustré, une première date de levée très efficace pour le site (c) dont l'été reste assez humide pour assurer le développement du couvert courant août tandis que l'été sec du site (b) ne permet pas le développement de la CIMS et une implantation plus tardive est recommandée.



**Figure 4 :** Réduction de la concentration nitrique des eaux drainées (%) avec un ray-grass comparé à un sol nu pendant l'interculture pour 4 sites français aux climats contrastés (a, b, c, d) et 3 niveaux d'azote minéral initial sur 20 années, en fonction de la date de levée de la CIMS et de sa destruction (Constantin et al., 2015).

Pour la date de destruction, l'efficacité pour réduire la concentration nitrique croit fortement sur les 3 ou 4 premières dates puis l'effet se stabilise. Cela indique que le gain d'efficacité est faible au-delà de 3 mois environ de développement de la CIMS; la croissance n'évoluant que peu durant la période hivernale. Ces effets soulignent donc l'importance d'une adaptation locale de la gestion des CIMS en fonction des conditions, notamment climatiques.

## 2. L'effet "engrais vert" des CIMS

### 2.1 Comment se définit la fonction « engrais vert » des CIMS ?

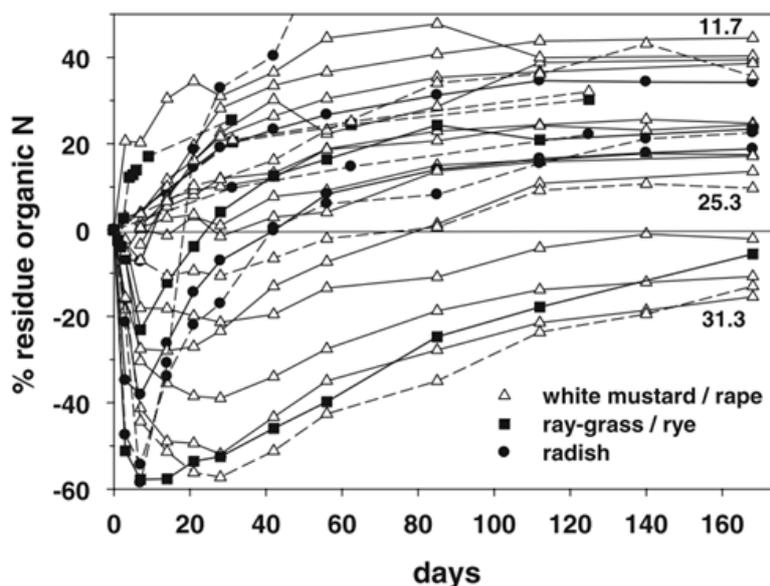
L'effet « engrais vert » d'une CIMS, à l'échelle annuelle, peut être quantifié en comparaison avec la situation témoin (au sol nu en interculture). Il résulte de la double interaction de la fonction piègeage de l'azote, de l'intensité de la lixiviation et des propriétés biochimiques des résidus de la CIMS qui déterminent l'intensité et la dynamique des flux de décomposition et de minéralisation-organisation. Ces interactions sont fortement conditionnées par le pédoclimat et les pratiques culturales. L'effet "engrais vert" d'une CIMS, c'est-à-dire la réduction en termes d'engrais azoté qu'elle permet, est donc spécifique au site-année (interaction des conditions de sol, de climat de l'année et des pratiques agricoles).

Les expériences de terrain menées dans des sols et des conditions climatiques variés à l'échelle de la rotation ont montré que la libération en azote après la destruction de CIMS et l'incorporation des résidus

(effet « engrais vert ») et son utilisation par les cultures suivantes peuvent être très variables (Thorup-Kristensen et al., 2003). Outre la difficulté d'extrapoler les résultats à d'autres conditions expérimentales, le principal point soulevé par ces auteurs concerne la possible concurrence par « préemption d'azote minéral du sol » causée par les CIMS. La disponibilité en azote minéral du sol pour la culture principale suivante peut être réduite après une CIMS par rapport à un sol laissé nu, car l'azote minéralisé issu de la décomposition des résidus ne permet pas systématiquement de compenser, même au bout de quelques mois, l'épuisement en azote minéral du sol qui s'est produit pendant la croissance et l'absorption minérale du couvert intermédiaire durant l'interculture. Cette préemption d'azote est particulièrement dépendante de l'intensité de la lixiviation et donc du drainage. Si ceux-ci sont faibles (sols à forte RU ou précipitations hivernales faibles), la CIMS piège de l'azote minéral qui n'aurait pas été lixivié et aurait donc été disponible pour la culture suivante. Comme elle n'en restitue qu'une partie dans les mois suivant sa destruction, elle a un effet négatif sur la disponibilité en azote pour la culture suivante. Si au contraire la lixiviation est intense, la CIMS piège de l'azote qui aurait été perdu et elle en restitue une partie comme cela est illustré dans la figure 1.

## 2.2 Les facteurs déterminants la fonction « engrais vert » des CIMS

Cette fonction va déterminer la gestion de la fertilisation azotée de la culture suivante. L'indicateur le plus robuste de la quantité d'azote minéral libéré est le rapport C/N (Nicolardot et al., 2001), associé à la quantité d'azote contenue dans la CIMS (racines et parties aériennes). Ce rapport C/N, très variable selon le type de résidu, dépend fortement de la teneur en N total et de la fraction minérale qui augmente quand les CIMS ont été implantées en situation de forte disponibilité en azote dans le sol. Pour des C/N élevés (>25), la décomposition des résidus des CIMS peut s'accompagner dans un premier temps d'une diminution de la disponibilité en azote minéral dans le sol dû à une organisation nette : dans ce cas il ne se produit pas de libération d'azote minéral (pas d'effet "engrais vert") à court terme pour la culture suivante (Justes et al., 2009). A l'inverse, pour des C/N <12, environ la moitié de l'azote contenu dans les résidus est minéralisé et disponible pour la culture principale suivante (Figure 5). La proportion d'azote absorbé par la CIMS qui est reminéralisé à court terme est au maximum d'environ 50%, mais plus généralement de l'ordre de 10 à 40% car le C/N des CIMS est souvent compris entre 12 et 20. Généralement cet effet « engrais vert » est donc de l'ordre de quelques dizaines de kilos d'azote par hectare et exceptionnellement supérieur à 60 kg N/ha (Justes et al., 2009 ; 2012).



**Figure 5 :** Taux de minéralisation d'azote de résidus de cultures intermédiaires mesurés lors d'incubation de sol. Les nombres à droite sont les valeurs de C/N (D'après Juste et al., 2009)

L'espèce ou le mélange d'espèces de CIMS détermine fortement l'effet sur la culture suivante. L'utilisation de légumineuses, plutôt recommandée en mélange pour garder une fonction « piège à nitrate », conduit souvent à une augmentation du rendement de la culture suivante du fait d'un taux de minéralisation de l'azote important (40 à 50% d'après Justes et al 2012) expliqué par une teneur en azote du couvert maintenue élevée (C/N faible) grâce à la fixation symbiotique. Toutefois, cette augmentation ne se produit pas en cas de fertilisation élevée de la culture suivante. Enfin, les espèces de non-légumineuses n'induisent généralement pas d'effet positif de type « engrais vert » très important sur la culture suivante à court terme (Justes et al., 2012). Parfois l'effet peut être négatif, conduisant à augmenter la dose d'engrais azotée pour obtenir le même rendement, dans certaines situations où les pertes de nitrate par lixiviation sont nulles ou faibles en automne et hiver, comme c'est le cas en année peu pluvieuse en hiver et/ou en sol très profond (Thorup-Kristensen et al., 2003).

Il n'est donc pas toujours aisé de prévoir précisément l'effet des CIMS et notamment leur effet « engrais vert » pour la culture suivante du fait des effets conjoints : 1) des quantités d'azote absorbées ou acquises par la CIMS, 2) du ratio C/N des résidus, 3) des conditions pédoclimatiques après incorporation et 4) de la nature de la culture suivante, notamment sa dynamique d'installation et de croissance du système racinaire, mais également de sa destruction, puisque dès la destruction, le couvert commence à se dégrader et selon sa nature commence à libérer de l'azote de nouveau disponible pour la lixiviation (Thorup-Kristensen 2003). Ainsi, la fertilisation raisonnée doit intégrer les éventuels effets dépressifs sur le stock d'azote minéral causés par la CIMS, ou au contraire, les effets positifs « engrais vert » des résidus de CIMS (Plaza-Bonilla et al., 2015). Plusieurs solutions se complètent pour prendre en compte l'effet des CIMS comme le bilan d'azote prévisionnel, l'utilisation d'indicateurs de nutrition azotée en cours de végétation, ou l'estimation de l'effet engrais vert en utilisant des outils d'aide à la décision (ex. Azofert).

Par ailleurs, les simulations au moyen d'un modèle sol-plante adapté (ex. STICS) pour produire des références régionales permettent de prendre en compte les différents processus de manière dynamique. C'est ce qui a été réalisé dans l'étude-expertise INRA « gestion de l'interculture » commanditée par les Ministères de l'Agriculture et de l'Ecologie (Justes et al., 2012). Des simulations ont ainsi été réalisées pour évaluer l'effet de différents itinéraires techniques des CIMS sur la culture principale suivante dans des conditions françaises très variables entre régions. Ces résultats de simulations permettent de fournir un ordre de grandeur de l'effet engrais vert à l'échelle régionale, et peuvent aussi être adaptés localement pour être le plus opérationnels possible.

### *2.3 L'effet « à long terme » des CIMS sur la fertilité du sol*

La majeure partie de la matière organique issue d'une CIMS est stockée à moyen ou long terme sous forme d'humus (ou Carbone et Azote organique de la matière organique) dans le sol. L'importance de ce stockage dépend de la fréquence d'implantation des CIMS au cours de la rotation culturale, de leur niveau de biomasse et de leur qualité. Le rapport C/N et la nature de la CIMS jouent sur l'occurrence d'effets cumulatifs à long terme (> 10 ans) sur la minéralisation en azote issu du stock d'azote organique du sol (Constantin et al., 2011). Cela nécessite donc une adaptation supplémentaire, à la baisse, de la fertilisation azotée à long terme, une fois les CIMS intégrées dans la rotation et donc utilisées de façon systématique en interculture chaque fois que la durée le permet. L'effet de réduction de fertilisation et de l'ordre de 20 à 25 kg/ha/an au bout d'une quinzaine d'année (Constantin et al., 2012). Par ailleurs, des augmentations de rendement de la culture suivante sont également observées, pour des CIMS pures non légumineuses, du fait de ces effets cumulatifs. Ainsi, la fertilisation raisonnée doit également intégrer ces effets d'engrais vert des résidus de CIMS.

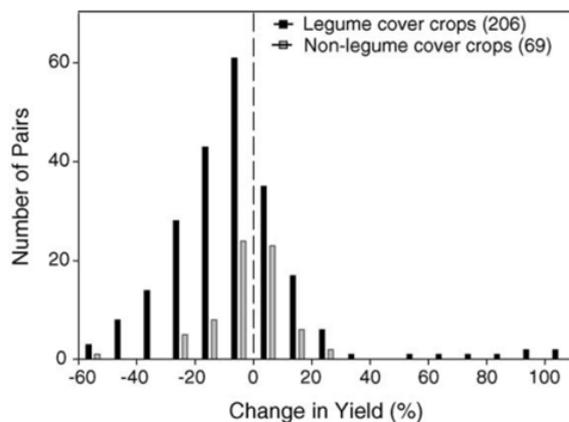
## 2.4 L'engrais vert de CIMS est fonction des espèces utilisées dans le couvert

Selon l'étude-expertise INRA réalisée en 2012, la comparaison des rendements simulés sans ou après CIMS montre des effets globalement positifs pour la culture suivante de la CIMS en interculture longue, mais aussi après maïs fourrage (interculture longue après une récolte semi-tardive). L'augmentation du rendement est cependant modérée (en médiane de 1 à 8% selon les sites climatiques). L'effet est quasi nul après maïs grain, en raison du peu d'azote absorbé par la CIMS (Justes et al., 2012). Ainsi, en interculture courte, avec la moutarde et le ray-grass, des effets négatifs sur le rendement du blé sont simulés, notamment lorsque le reliquat initial d'azote est faible (effet de préemption). Ces effets dépressifs simulés sont d'autant moins importants que l'azote minéral initial du sol est élevé, que le site est pluvieux et que la date de destruction de la CIMS est tardive (Justes et al., 2012).

Contrairement aux deux espèces non-légumineuses considérées ci-dessus, la vesce induit un effet « engrais vert » quasi-systématique et très significatif sur le rendement de la culture suivante. En situation d'interculture courte et d'état initial pauvre en azote, la vesce (qui "fait entrer" de l'azote exogène par fixation symbiotique) a un effet positif dans 75% des cas simulés (Justes et al., 2012). Tonitto et al., (2006) a synthétisé les impacts des CIMS sur le rendement des cultures de vente.

L'effet des légumineuses y apparaît variable mais il faut noter que la culture suivante n'est pas fertilisée en comparaison d'une culture fertilisée précédée d'un sol nu (Figure 6). Ce résultat souligne l'effet engrais vert des légumineuses qui peuvent même remplacer la fertilisation azotée si l'azote acquis est supérieure à 110 kgN/ha (Tonitto et al., 2006). Par ailleurs, ces auteurs montrent l'absence d'effet significatif de CIMS non légumineuses sur le rendement de la culture suivante quand celle-ci est fertilisée.

Semer un mélange d'espèces comportant une légumineuse, voire une légumineuse pure, pourrait permettre de réduire les effets négatifs de préemption d'azote minéral du sol (effet « piège à nitrate » sans restitution suffisante d'azote) sur la culture suivante (Tribouillois et al., 2016).



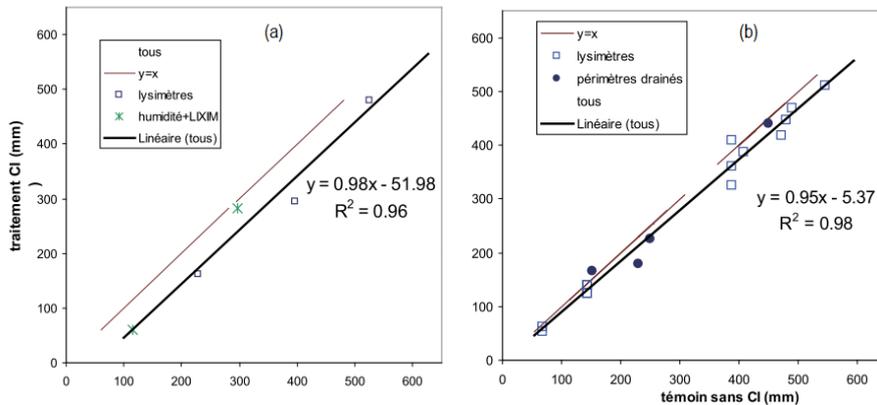
**Figure 6 :** Modification du rendement des cultures de vente lié aux CIMS légumineuses et non légumineuses comparé à un sol nu, en condition de fertilisation optimale (Tonitto et al., 2006)

## 3. L'effet sur le bilan d'eau des CIMS : une réduction du drainage mais pas d'impact sur l'alimentation hydrique de la culture suivante si la date de destruction est adaptée

Le drainage (transfert d'eau au-delà du sol) est le moteur de la recharge en eau des nappes phréatiques et de la lixiviation (entraînement des solutés comme le nitrate par transfert vertical) et donc des pertes d'azote nitrique sous l'horizon d'enracinement des cultures principales.

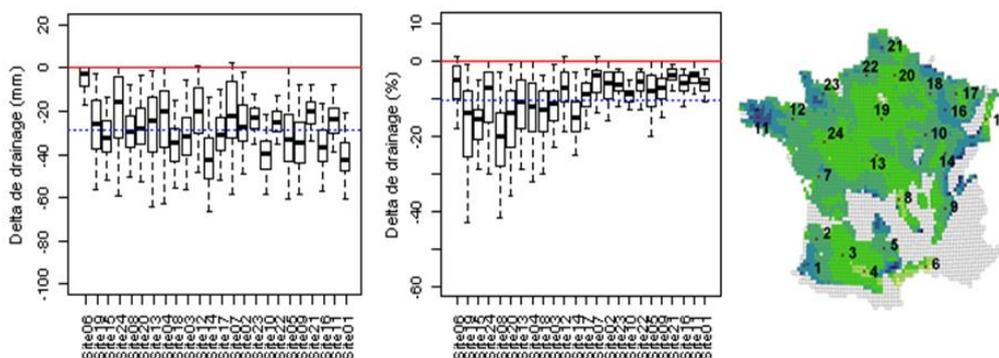
Les CIMS induisent dans la majorité des cas une réduction du drainage annuel par rapport à un drainage quand le sol est nu à l'interculture d'après la bibliographie internationale, que ce soit sur des essais annuels ou pluriannuels (Figure 7). Cette réduction varie en médiane de 20 à 50 mm, selon les

pédoclimats français et le niveau de croissance du couvert est donc de l'ordre de 30 mm en médiane (Figure 8). Cette réduction de drainage est due à une évapotranspiration réelle d'eau supérieure au sol sans CIMS, bien que l'évaporation du sol soit plus faible sous couvert (Justes et al., 2012). Elle correspond à une consommation supplémentaire d'eau par rapport à un sol nu, de 5 à 15 mm par tonne de biomasse de CIMS, variable selon l'évapotranspiration potentielle journalière et la répartition de la pluviométrie. Cette réduction s'explique par une transpiration du couvert qui est supérieure à la réduction de l'évaporation du sol due aux plantes. Au final, les CIMS induisent un supplément d'évapotranspiration réelle médian de 20 à 50 mm, qui correspond au niveau de réduction du drainage.



**Figure 7 :** Comparaison de la quantité d'eau drainée (mm) mesurée entre les traitements avec ou sans culture intermédiaire, en étude annuelle (a) et pluriannuelle (b) (Justes et al., 2012).

Pour les dates de destruction de début octobre à début mars, cette réduction du drainage ne s'accompagne généralement pas d'une réduction du stock d'eau du sol en fin d'automne ou au début du printemps (mi-avril) car la pluviométrie hivernale couvre largement l'évapotranspiration du couvert et permet de reconstituer, sous tous les pédoclimats simulés, la réserve en eau du sol entre la destruction de la CIMS et le semis de la culture principale suivante. Le niveau de réserve en eau étant peu ou pas affecté, il n'apparaît généralement pas d'impact négatif sur la culture suivante du fait de cette consommation d'eau supplémentaire de la CIMS. Toutefois si la date de destruction de la CIMS devait être très tardive (fin-mars à mi-avril) ou en cas de très faibles précipitations hivernales, il est probable que la recharge en eau du profil ne se produise pas car la reprise de croissance de la CIMS au printemps induirait alors une forte évapotranspiration qui pourrait être supérieure à la pluviométrie et donc ne pas permettre la recharge en eau du profil de sol pour la culture suivante. Cette réduction du drainage représente en général moins de 10% de l'eau drainée pour la grande majorité des sites pédoclimatiques, mais elle peut représenter jusqu'à 25% certaines années pour les sites à pluviométrie faible en hiver.



**Figure 8 :** Différentiel (ou delta) de drainage entre moutarde et sol nu, en interculture longue (blé-maïs), en fonction des sites climatiques (trait bleu = moyenne inter-sites) en millimètres (a) et en pourcents (b). Cas où la moutarde lève le 25/7, le 10/8 ou le 15/8 et est détruite au 10/11.

En conséquence, un usage généralisé des CIMS sur un territoire donné peut donc potentiellement réduire la recharge des nappes, représentant un exemple de dis-service dans les situations hydrogéologiques où celle-ci dépend du drainage sous les cultures de la rotation. Dans ce cas, une évaluation de l'impact qu'aurait la généralisation locale des CIMS sur la recharge des nappes alimentée exclusivement par le drainage serait utile pour évaluer le bénéfice de réduction attendue sur la concentration nitrique en regard du coût ou du risque sur la recharge en eau de la nappe. (Justes et al., 2012).

#### **4. Les compatibilités ou concurrences entre services écosystémiques liées à la gestion de l'azote et de l'eau**

Plusieurs services écosystémiques peuvent être remplis de façon concomitante par une CIMS, avec plus ou moins d'efficacité selon l'espèce et l'itinéraire technique (Justes et al., 2012). Dans certains cas toutefois, des concurrences entre services écosystémiques peuvent se produire, ce qui nécessite de réfléchir à la façon de produire des compromis les plus positifs possible des services visés via le choix des espèces et le mode de conduite des couverts de CIMS. Un arbitrage entre services recherchés est alors nécessaire en fonction des priorités locales et des objectifs de l'agriculteur. Par exemple, sur les terrains en pente, un arbitrage peut être nécessaire entre, d'une part, les fonctions « piège à nitrate » et surtout « anti-érosion » qui peut conduire à privilégier une destruction de la CIMS après l'hiver, et, d'autre part, un objectif de recharge en eau des nappes souterraines (que la CIMS peut cependant aussi favoriser en réduisant le ruissellement au profit de l'infiltration de l'eau). De même, les faux-semis pour limiter les infestations d'adventices « non vivaces » s'avèrent compatibles avec une CIMS à condition d'en décaler le semis de 2 ou 3 semaines pour réaliser au préalable un travail du sol. Avec une levée fin août, voire mi-septembre (dans le Sud), la CIMS conserve une efficacité (certes sub-maximale) pour réduire la concentration nitrique de l'eau de drainage. *In fine* la date de destruction (fin automne versus fin hiver/début printemps) de la CIMS peut être déterminante sur le bilan hydrique, et notamment sur la réduction du drainage/recharge des nappes et l'alimentation hydrique de la culture principale suivante ; cette date doit donc être déterminée en fonction du compromis entre services recherchés et le pédoclimat (qui détermine les jours disponibles pour l'intervention technique), qui va déterminer la capacité d'intervention dans le champ pour arrêter la croissance et donc la consommation en eau de la CIMS via une intervention mécanique (Justes et al., 2012).

#### **Conclusion: une efficacité des CIMS confirmée et des conditions de mise en oeuvre à adapter localement**

Selon l'étude-expertise INRA réalisée en 2012 et basée conjointement sur l'analyse de la bibliographie internationale, nationale et des simulations avec les modèles sol-plante STICS et SIMPLE et des études plus récentes, les conclusions suivantes peuvent être proposées :

- **Les CIMS sont nécessaires**, y compris lorsqu'une fertilisation bien raisonnée de la culture précédente laisse peu de nitrate, **puisque la minéralisation des matières organiques du sol produit en continu de l'azote**, qui peut alors être lixivié. Aucun apport d'engrais azoté de synthèse sur la CIMS ne saurait être justifié pour accroître son efficacité de « piège à nitrate » ; cela ne ferait qu'augmenter le stock d'azote potentiellement lixiviable.
- **Les CIMS non-légumineuses sont incontestablement efficaces en tant que « piège à nitrate »**, pour une très large proportion des conditions simulées. Cette efficacité est vérifiée aussi bien en interculture courte qu'en interculture longue, et pour des dates de destruction précoces (en octobre). **Elle est moindre pour les couverts de légumineuses**. Elle existe aussi en cas d'épandage de produits organiques, mais sous condition de faible reliquat

préalable. Elle est insuffisante après maïs grain, où la maîtrise de la fertilisation azotée est encore plus fondamentale qu'en situation de récolte estivale.

- Les CIMS peuvent avoir un **effet engrais vert**, selon les conditions pédoclimatiques et la gestion de la CIMS. Cet effet est favorisé par l'implantation de CIMS légumineuses mais reste variable à court terme (de négatif à positif) en particulier pour les CIMS non légumineuses. A long terme, l'effet est plus globalement positif de par l'augmentation de la matière organique du sol et de la minéralisation de l'humus. Dans tous les cas, un ajustement de la fertilisation azotée est nécessaire prenant en compte les effets des CIMS sur la disponibilité en azote pour la culture suivante.
- **Les CIMS modifient le bilan hydrique** en augmentant l'évapotranspiration et l'infiltration et en diminuant le ruissellement. Ces modifications n'ont **pas d'impact sur la réserve en eau disponible pour la culture principale suivante** si la date de destruction de la CIMS permet une recharge en eau du profil. Les CIMS peuvent cependant **entraîner une diminution du drainage** et par conséquent **diminuer la recharge des nappes phréatiques**.
- **Les itinéraires techniques des CIMS doivent être adaptés aux conditions pédoclimatiques locales et au système de culture pour conjointement maximiser l'efficacité « piège à nitrate » et l'effet « engrais vert » et conjointement minimiser les éventuels dis-services sur la culture principale suivante et la recharge des nappes (limitation forte du drainage).**

En conclusion, cette adaptation de la gestion des CIMS ou conception d'itinéraire technique doit être adaptée localement en fonction du pédoclimat et des contraintes techniques et organisationnelles, mais aussi intégrer les autres « services écosystémiques » qu'elles sont susceptibles de rendre, en fonction des enjeux globaux (changement climatique, etc.) et locaux (lutte contre l'érosion, stockage de carbone ou « remontée » du taux de matière organique du sol, amélioration de certaines propriétés chimiques et biologiques, des propriétés d'infiltration de l'eau en surface, etc.

### Références bibliographiques

- Beaudoin N., Saad J.K., Van Laethem C., Machet J., Maucorps J., Mary B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 292–310. doi:10.1016/j.agee.2005.06.006
- Constantin J., Beaudoin N., Launay M., Duval J., Mary B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios : Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* 147, 36–46. doi:10.1016/j.agee.2011.06.006
- Constantin J., Beaudoin N., Laurent F., Cohan J., Duyme F., Mary B., 2011. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant Soil* 341, 137–154. doi:10.1007/s11104-010-0630-9
- Constantin J., Le Bas C., Justes É., 2015. Large-scale assessment of optimal emergence and destruction dates for cover crops to reduce nitrate leaching in temperate conditions using the STICS soil – crop model. *Eur. J. Agron.* 69, 75–87. doi:10.1016/j.eja.2015.06.002
- Justes É., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.-P., Souchère V., Tournebize J., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires - Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques.
- Justes E., Mary B., Nicolardot B., Justes É., Mary B., Nicolardot B., 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 Soil* 325, 171–185. doi:10.1007/s11104-009-9966-4
- Kristensen H.L., Thorup-Kristensen K., 2004. Root Growth and Nitrate Uptake of Three Different Catch Crops in Deep Soil Layers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 529–537.

Nicolardot B., Recous S., Mary B., 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 Soil* 83–103.

Plaza-Bonilla D., Nolot J.M., Raffaillac D., Justes E., 2015. Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 212, 1–12. doi:10.1016/j.agee.2015.06.014

Thorup-Kristensen K., 2001. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content , and how can this be measured ? *Plant Soil* 230, 185–195.

Thorup-Kristensen K., Magrid J., Jensen L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Adv. Agron.* 79, 227–301.

Tonitto C., David M.B., Drinkwater L.E., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 58–72. doi:10.1016/j.agee.2005.07.003

Tribouillois H., Cohan J.-P., Justes E., 2016. Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant Soil* 401, 347–364. doi:10.1007/s11104-015-2734-8

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0).



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « Innovations Agronomiques », la date de sa publication, et son URL).