HAL open science

Impact de l'introduction des légumineuses dans les systèmes de culture sur les émissions de protoxyde d'azote.

Grégory Vericel, S. Dubois, Romain Duval, Françis Flenet, Laurence Fontaine, L. Fourrié, Blaise Leclerc, Eric Justes, Bruno Mary, Raia Silvia Massad, et al.

To cite this version:

Grégory Vericel, S. Dubois, Romain Duval, Françis Flenet, Laurence Fontaine, et al.. Impact de l'introduction des légumineuses dans les systèmes de culture sur les émissions de protoxyde d'azote.. Innovations Agronomiques, 2018, 63, pp.1-19. 10.15454/1.5191164722822898E12 . hal-01831444

HAL Id: hal-01831444

https://hal.science/hal-01831444v1

Submitted on 5 Jul 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

Innovations Agronomiques 63 (2018), 211-229

Impact de l'introduction des légumineuses dans les systèmes de culture sur les émissions de protoxyde d'azote

Véricel G.[1], Dubois S.[2], Duval R.[3], Flénet F.[4], Fontaine L.[5], Fourrié L.[6], Leclerc B.[7], Justes E.[8], Mary B.[9], Massad R.S.[10], Schneider A.[4], Tailleur A.[2], Cohan J.-P.[2]

[1] Arvalis – Institut du végétal, Station inter-instituts, 6 chemin de la côte vieille, F-31450 Baziège
[2] Arvalis – Institut du végétal, Station expérimentale de La Jaillière, F-44370 La Chapelle-Saint-Sauveur
[3] ITB, 45 rue de Naples, F-75008 Paris
[4] Terres Inovia, Avenue Lucien Brétignières, Campus de Grignon, F-78850 Thiverval-Grignon
[5] ITAB, 9 rue André Brouard, BP 70510, F-49105 Angers cedex
[6] ITAB, Ferme Expérimentale, 2485 Route des Pécolets, F-26800 Etoile-sur-Rhône
[7] ITAB, 8 rue Costo Caoudo, F-84160 Cucuron
[8] INRA, UMR 1248 AGIR, Centre INRA de Toulouse, Auzeville, CS 52627, F-31326 Castanet-Tolosan cedex
[9] INRA, UR AGRO-IMPACT, Site de Laon, Pôle du Griffon - 180, rue Pierre-Gilles de Gennes, F-02000 Barenton-Bugny
[10] INRA - AgroParisTech, UMR 1402 ECOSYS, Route de la Ferme, F-78850 Thiverval-Grignon

Correspondance : g.vericel@arvalis.fr

Résumé

Dans un objectif d'atténuation du réchauffement climatique, la mise en place de systèmes de culture plus autonomes vis-à-vis des engrais minéraux devient incontournable pour réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) tout en diminuant le coût de la fertilisation. L'insertion de légumineuses dans ces systèmes semble être un levier prometteur pour y parvenir. Les économies d'azote permises par différents modes d'introduction de légumineuses et leur impact sur les émissions de GES ont été estimés et évalués en quantifiant au préalable les flux d'azote dans les systèmes avec ou sans légumineuses à partir de données issues de dispositifs expérimentaux préexistants, disponibles dans la bibliographie ou acquises dans de nouveaux essais. L'introduction de légumineuses présente régulièrement un impact positif sur la réduction de l'emploi des engrais azotés. Le risque d'augmentation de la lixiviation du nitrate dépend de leur mode d'introduction et de leur place dans les rotations. Enfin, les émissions mesurées en cultures principales de légumineuses sont généralement très significativement réduites en comparaison des cultures fertilisées, cependant la dégradation des résidus des légumineuses (en culture ou en couverts) peut générer des émissions de N_2O corrélées à leur impact sur les flux d'azote, variable selon les conditions pédoclimatiques. Ces résultats devraient permettre d'élaborer des recommandations pour mieux prendre en compte les légumineuses dans la conception de systèmes de culture plus autonomes vis-à-vis des engrais azotés de synthèse et moins émetteurs de N_2O.

Mots-clés : flux d'azote, lixiviation, cultures intermédiaires, cultures associées, résidus de culture

Abstract: Impacts of legumes introduction in cropping systems on nitrous oxide emissions

Promoting less dependent cropping systems on mineral fertilizers is necessary to reduce greenhouse gas emissions in order to mitigate their effects on global warming while reducing the cost of fertilization. The insertion of legumes into these systems seems to be a promising mean for achieving this objective. The nitrogen savings allowed by different ways of legumes insertion and their impact on greenhouse gas emissions were estimated and evaluated after quantifying nitrogen fluxes in cropping-systems with

and without legumes using data from pre-existing experimental devices, available in the literature or collected in new trials. The introduction of legumes has often a positive impact on reducing the use of nitrogen fertilizers. The risk to increase nitrate leaching depends on the mode of introduction of legumes and their position in crops successions. Finally, measured emissions during legumes main crops are generally very significantly reduced compared to fertilized crops; however the degradation of legumes residues (grown as main crops or cover crops) can generate N_2O emissions correlated with their impact on nitrogen fluxes depending on climatic conditions. These results should enable to deliver advices to better take into account legumes in designing cropping systems less dependent on synthetic nitrogen fertilizers and emitting less N_2O.

Keywords: nitrogen fluxes, leaching, cover crops, intercropping, crop residues

Introduction

La maîtrise des émissions de gaz à effet de serre (GES) provenant des systèmes de production de grandes cultures revêt à la fois un enjeu environnemental (ralentissement du réchauffement global) et un enjeu économique (pérennité des filières de production de bio-carburants, place des productions végétales dans le futur affichage environnemental des produits finis). Le poids des grandes cultures dans les émissions globales est surtout dû aux émissions de dioxyde de carbone CO_2 et de protoxyde d'azote N_2O lors de la fabrication et de N_2O lors de la transformation des engrais azotés épandus aux champs. De plus, le recours aux engrais minéraux azotés représente une charge grandissante dans les économies des exploitations agricoles. L'élaboration de rotations de cultures moins dépendantes des engrais minéraux devient donc une nécessité pour l'agriculture française. Etant donné que la nutrition azotée est un facteur de production majeur, il est nécessaire de maintenir un état de nutrition azotée des cultures suffisant pour maintenir ou augmenter les objectifs de production. Ainsi, le moindre recours aux engrais minéraux azotés devra passer par l'amélioration de l'efficience des engrais apportés et par la substitution d'une partie de l'azote minéral de l'engrais par d'autres sources moins émissives en GES. L'implantation de légumineuses fixatrices du diazote N_2 de l'air est la principale voie (autre que la synthèse industrielle des engrais) pour introduire de l'azote réactif dans les systèmes agricoles sans élevage. Toutefois, les impacts de cette pratique sur les flux azotés lors de la culture suivante varient selon l'espèce de légumineuse et son mode d'insertion, selon son mode d'exploitation et la gestion de ses résidus (culture annuelle ou pluriannuelle, récolte des grains ou fauchage) et selon la gestion de la succession culturale (notamment des inter-cultures). Il existe trois grands types d'insertion de légumineuses dans les systèmes de grandes cultures (Schneider et Huyghe, 2015) : 1) en culture principale annuelle ou pluriannuelle où elles sont exploitées pour leurs graines ou leur biomasse globale, 2) en couvert non récolté (implanté en période d'inter-culture ou comme couvert semi-permanent à permanent, associé à une culture de rente) et 3) en cultures associées (récolte en graines ou en fourrage).

Le projet LEG-N-GES a reposé sur un partenariat entre ARVALIS-Institut du végétal, INRA AGIR, INRA AGRO-IMPACT, INRA – AgroParisTech ECOSYS, ITAB, ITB, et TERRES INOVIA afin de réaliser une analyse globale des données existantes et d'explorer les domaines insuffisamment étudiés jusqu'à maintenant autour de l'impact des légumineuses sur l'autonomie en azote des rotations de grandes cultures. Ce projet présentait deux objectifs :

1. Chiffrer (à partir de l'exploitation de résultats expérimentaux originaux, de la reprise de résultats déjà analysés et d'une étude bibliographique) les gains d'autonomie en azote des rotations de grandes cultures grâce à l'introduction de légumineuses (par leurs effets directs à court terme et indirects à long terme).
2. Procéder à l'évaluation de l'impact de l'introduction de légumineuses dans les rotations de grandes cultures sur les émissions de gaz à effet de serre (GES), à partir des résultats

d'expérimentations avec mesures de flux azotés ou parfois d'émissions de GES, du mode de calcul avec les facteurs d'émissions du GIEC et de plusieurs simulations par modélisation.

Une synthèse de l'ensemble des dispositifs expérimentaux disponibles en France chez les partenaires et la confrontation des résultats avec des références étrangères a été réalisée pour permettre une évaluation plus fine des émissions de N_2O suite à l'introduction des légumineuses.

1. Méthodes d'estimation des émissions de N_2O en lien avec les flux de N calculés dans les expérimentations

L'émission de N_2O à partir d'un sol agricole résulte principalement de deux réactions impliquant des populations microbiennes spécifiques du sol (Cellier et al., 2008 ; Hénault et al., 2014).

La dénitrification (voie généralement majoritaire) consiste en la réduction de l'ion nitrate NO_3^- en N_2 « inerte » dans l'atmosphère mais en partie également en N_2O.

La nitrification consiste en la transformation de l'ion NH_4^+ en NO_3^- et produit également un flux de N_2O. En revanche le processus biologique de la fixation symbiotique qui permet de transformer le N_2 en NH_3 et NH_4 (au sein de la nodosité de la légumineuse) n'émet pas de flux de N_2O. Ainsi, bien que l'intensité des processus soit dépendante de nombreuses caractéristiques agro-climatiques (conditions d'humidité et de température du sol, caractéristiques des populations microbiennes présentes, type de sol, disponibilité en carbone…), la présence d'azote minéral (nitrate et ammonium) dans le sol est un facteur primordial pour expliquer les émissions.

Les émissions de N_2O ont été estimées à l'aide de la méthode de calcul de niveau 1 du GIEC qui distingue les sources d'émission de N_2O qui font suite à un changement de pratique culturale comme le montre le Tableau 1. Ces postes sont additifs et comprennent des effets directs entre le flux d'azote calculé et les émissions, et des effets indirects qui correspondent à des flux d'azote alimentant d'autres compartiments environnementaux pouvant à leur tour induire des émissions.

Tableau 1 : Flux d'azote pris en compte dans le calcul des émissions de N_2O suite à un changement de pratique culturale selon les lignes directrices du GIEC (GIEC 2006).

Effets directs		Effets indirects	
Abréviation	**Descriptif**	**Abréviation**	**Descriptif**
ΔE engrais	Emissions liées à la consommation d'engrais azoté	**ΔE volatilisation**	Emissions liées à la volatilisation ammoniacale suite à l'apport d'engrais azoté
ΔE résidus	Emissions liées à la restitution d'azote par les résidus végétaux	**ΔE amont**	Emissions liées à la production d'engrais azoté en amont de la parcelle
		ΔE lixiviation	Emissions liées à la lixiviation du nitrate

Les émissions sont calculées à l'aide de facteurs d'émissions multiplicatifs des flux d'azote concernés (cf. paragraphes suivants pour une description poste à poste) et d'abord exprimées en kg N- $N_2O.ha^{-1}$. Ensuite, à l'aide d'un facteur de conversion de 1.57, les émissions peuvent être exprimées en kg $N_2O.ha^{-1}$. Afin d'intégrer les émissions de N_2O dans un bilan GES global du système de culture, elles sont alors converties en équivalent de CO_2, soit en kg Eq $CO_2.ha^{-1}$ en utilisant un pouvoir réchauffant global (PRG) du N_2O de 298 par rapport au CO_2 (GIEC, 2006). Il est alors possible d'intégrer dans le calcul l'impact de la pratique culturale sur les émissions de CO_2 liées à la fabrication d'engrais (ΔE amont-C) et le stockage de carbone dans le sol (ΔS C). Notons que la fixation symbiotique n'est pas considérée comme ayant un impact spécifique sur les émissions de N_2O (GIEC, 2006 ; Jeuffroy et al., 2013).

Dans le cadre du projet LEG-N-GES, cette méthode a été appliquée dans un premier temps aux différents flux d'azote calculés dans de nombreux dispositifs expérimentaux conduits en France par les partenaires du projet. L'impact de l'introduction de légumineuses sur les flux d'azote est calculé par comparaison à une modalité sans introduction de légumineuses. Le lien entre le flux d'azote étudié et le niveau d'émissions réel de N_2O est affecté d'une grande incertitude (Philibert et al., 2012). En l'occurrence, parallèlement aux calculs réalisés à l'aide de la méthode de niveau 1 du GIEC, l'étude de plusieurs essais de longue durée équipés de dispositifs de mesures de N_2O a permis 1) d'évaluer les émissions à l'aide des modèles de simulation des flux sol-plante STICS (Brisson et al., 2008) et CERES EGC (Gabrielle et al., 2006) et 2) d'acquérir directement des données d'émissions suite à l'introduction de légumineuses sur les quelques dispositifs expérimentaux disposant de l'équipement adéquat (enceintes de mesure statiques ou dynamiques).

1.1 Emissions liées à la lixiviation du nitrate

Le facteur d'émission FE(l) à multiplier à la variation de pertes par lixiviation due à l'introduction de légumineuse pour en déduire les émissions de N_2O correspondantes (**ΔE lixiviation**) est égal à 0.75%, soit 0.0075 kg N- N_2O émis par kg N lixivié (GIEC, 2006). L'estimation de la lixiviation d'azote nitrique dans les expérimentations repose sur plusieurs méthodes en fonction des données disponibles :

- Evaluation directe du flux de lixiviation si l'expérimentation est équipée de dispositifs permettant de le mesurer (lysimètres et bougies poreuses).
- Estimation via des modèles paramétrés et validés sur des mesures de terrain. Selon les situations, les 2 modèles utilisés sont LIXIM (Mary et al., 1999) et STICS (Brisson et al., 2008).
- Estimation indirecte via l'écart de stocks d'azote minéral du sol à l'entrée de la période de drainage entre la modalité avec légumineuse et le témoin sans légumineuse. Cette dernière méthode présente l'avantage de la simplicité. Par contre, elle est essentiellement adaptée à des insertions sous forme de couverts intermédiaires et « maximise » les pertes par lixiviation en faisant l'hypothèse que l'intégralité de l'écart mesuré sera perdue par lixiviation.

1.2 Emissions liées à la restitution des résidus végétaux

Les émissions liées à la restitution des résidus végétaux (**ΔE résidus**) sont calculées en multipliant les quantités d'azote contenues dans les résidus (mesurées dans les expérimentations) par le facteur FE(p) égal à 1%, soit 0.01 kg N-N_2O émis par kg N restitué sous forme de résidus (GIEC, 2006).

1.3 Emissions liées à la consommation d'engrais azoté des cultures suivantes

Trois postes d'émissions sont estimés en multipliant la différence de quantité d'engrais azoté apportée sur la culture selon qu'elle est précédée ou non d'une légumineuse par le(s) facteur(s) d'émissions correspondant(s). Les émissions directes (**ΔE engrais**) sont obtenues avec le facteur FE(p) égal à 0.01 kg N-N_2O émis par kg N apporté (GIEC 2006). Les émissions indirectes liées à la volatilisation de l'azote ammoniacal suite à l'épandage d'engrais (**ΔE volatilisation**) sont obtenues par la multiplication successive d'un taux de volatilisation de 0.037 pour l'ammonitrate (EMEP-EEA, 2013) et d'un facteur d'émission FE(v) de 0.01 kg N-N_2O émis par kg N apporté. Les émissions indirectes liées à la production d'engrais à l'amont de la parcelle (**ΔE amont**) sont calculées avec le facteur FE (iN_2O) égal à 0.00379 kg N-N_2O émis par kg N produit sous forme d'ammonitrate, seule forme d'engrais présente dans les essais traités à l'heure actuelle (source Fertilizers Europe). La base de tous ces calculs repose sur l'estimation de l'impact de l'introduction de la légumineuse sur la dose optimale d'engrais azoté à apporter à la ou les cultures non légumineuses qui suivent. Pour cela, plusieurs méthodes de calculs ont été employées en fonction des données disponibles dans les essais :

- **Evaluation par le calcul d'un bilan de masse de l'azote sous la culture** (utilisée par Constantin et al., 2011 ; Cohan et al., 2011). Cette méthode nécessite de disposer des stocks d'azote minéral du sol en début et fin de phase d'absorption, ainsi que des quantités d'azote

présentes dans la culture à ces mêmes dates. Sous certaines hypothèses, des essais ne disposant pas de mesure de stock d'azote du sol peuvent aussi être traités de la même façon. On parle alors de « bilan simplifié ».

- **Evaluation par l'étude de courbe de réponse du rendement à des doses croissantes d'engrais azoté sur la culture suivante.** Cette méthode, dite des « courbes de réponse à l'azote », nécessite l'emploi de modèles statistiques d'ajustement de la réponse. Le modèle quadratique-plateau (Makowski et al., 1999) a été retenu.

2. Impact « annuel » des légumineuses insérées en couverts intermédiaires sur les flux N et les émissions de N_2O

2.1 Les couverts intermédiaires à base de légumineuses : moins performants pour limiter les émissions de N_2O liées à la lixiviation

L'insertion de légumineuses en couverts intermédiaires est susceptible d'impacter plusieurs flux d'azote. La capacité des couverts intermédiaires à limiter la **lixiviation du nitrate** est proportionnelle aux quantités d'azote captées dans leurs parties aériennes (Figure 1). Selon le type de couverts intermédiaires, cette relation est plus ou moins étroite mais néanmoins toujours significative même pour les couverts à base de légumineuses pures qui sont les moins performants sur ce point.

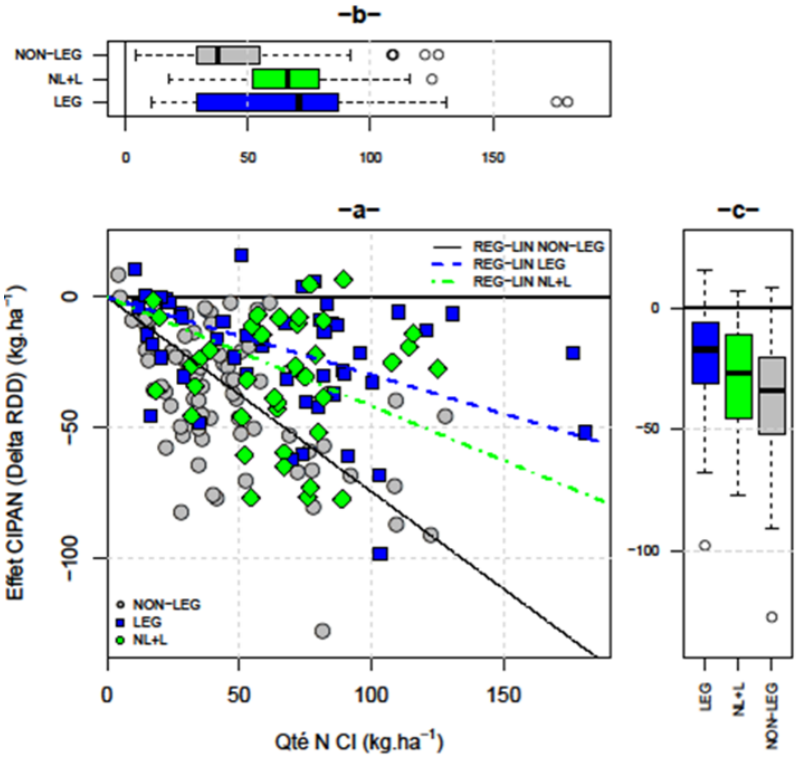

Figure 1 : -**a**- Lien entre la quantité d'azote dans le couvert à destruction et l'effet CIPAN estimé par la différence de stock d'azote minéral du sol en début de période de drainage entre la modalité avec couvert et la modalité maintenue en sol nu. Relations établies pour 3 types de couverts : NON-LEG=non-légumineuses, LEG=légumineuses, NL+L=mélanges des 2 types de couverts. Les pentes des régressions linéaires sont toutes différentes de 0 au seuil de 5%, et toutes différentes entre elles au seuil de 5 % pour les comparaisons avec les non-légumineuses, et au seuil de 10% pour la comparaison légumineuses-mélanges -**b**- Distribution des quantités d'azote capté dans les parties aériennes selon le type de couvert.-**c**- Distribution des effets CIPAN estimés selon le type de couvert. Données ARVALIS-CREAS- Comité technique FDGEDA 10/CA51-ITB-ITAB.

La limitation des émissions de N_2O consécutive à la réduction de la lixiviation suit la même logique (Figure 2).

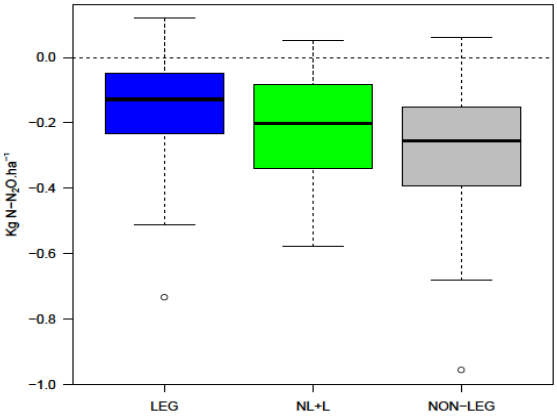

Figure 2 : Emissions de N2O (en kg N-N2O.ha-1) estimées à partir de l'impact sur la lixiviation du nitrate de l'introduction d'un couvert intermédiaire, selon son type (LEG=légumineuses, NL+L=mélanges légumineuses + non-légumineuses, NON-LEG=non légumineuses). Impact lixiviation évalué par la réduction du stock d'azote minéral du sol à l'entrée de la période de drainage.
Données ARVALIS-CREAS- Comité technique FDGEDA 10/CA51-ITB-ITAB. Référence de facteur d'émission : GIEC (2006)

La réduction de la lixiviation est tout d'abord calculée via la réduction de stock d'azote minéral du sol en début de période de drainage (matérialisée par la date de destruction du couvert au mois de novembre) par rapport à une modalité sans couverture du sol (sol « nu »).

Facile à obtenir, cet indicateur est néanmoins imparfait car il surestime généralement les pertes réelles et perd de sa pertinence si les mesures sont réalisées alors que le drainage a repris de manière significative. Une autre approche pour estimer l'impact du type de couvert sur la lixiviation du nitrate a eu recours à la valorisation d'essais disposant de suivi régulier des stocks d'azote minéral du sol au cours du temps sur sol nu consécutivement à la destruction des couverts. Ces essais ont été analysés à l'aide du modèle Lixim (Mary et al., 1999). La représentation des cinétiques de lixiviation selon le type de couvert confirme le classement déjà obtenu précédemment (Figure 3). Comme attendu, on constate que cette méthode met en évidence des effets CIPAN inférieurs aux valeurs obtenues par simple réduction du reliquat azoté début drainage. Certaines cinétiques de lixiviation mettent en évidence une reprise tardive de la lixiviation après un couvert de légumineuses. C'est le fait d'une cinétique de minéralisation des résidus, plus intense pour ces couverts, couplée à une reprise de drainage tardive.

La plupart du temps, ce phénomène n'annihile pas l'effet CIPAN des couverts. Cela peut néanmoins arriver, comme le montrent certains suivis lysimétriques réalisés sur des essais ARVALIS.

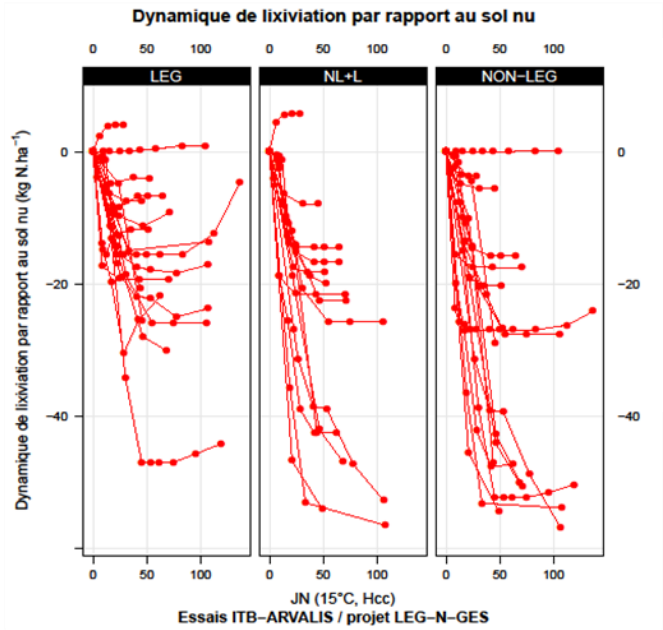

Figure 3 : Cinétiques de lixiviation du nitrate selon le type de couverts intermédiaires (en écart à la lixiviation en sol nu). (LEG= légumineuses, NL+L=mélanges légumineuses + non-légumineuses, NON-LEG=non légumineuses). Calculs réalisés à partir du modèle INRA LIXIM paramétré par des mesures régulières du stock d'azote minéral du sol en sol nu après destruction des couverts.
Essais ARVALIS et ITB

2.2 Des émissions de N_2O liées à la restitution des résidus de couverts végétaux plus importantes en présence de légumineuses

Concernant les **restitutions au sol d'azote des résidus végétaux**, la distribution des émissions de N_2O par type de couvert intermédiaire (Figure 4) est de la même forme que la distribution des quantités d'azote absorbé par les couverts (Figure 1-b). En effet, ces émissions ont été estimées à partir du mode de calcul de niveau 1 (GIEC, 2006) qui repose sur une relation linéaire entre l'azote contenu dans les résidus du couvert et les émissions de N_2O. La valeur retenue pour le coefficient multiplicateur (1%) est la même que celle utilisée pour estimer les émissions provenant de l'azote des engrais. Une des hypothèses sous-jacentes à cette valeur est que la totalité de l'azote restitué par les couverts est disponible à court ou moyen terme pour les processus de nitrification et dénitrification. Cependant, la connaissance des cinétiques de minéralisation de l'azote des résidus de culture acquises en laboratoire (Justes et al., 2009) nous indique que la fourniture d'azote minéral lors de la décomposition est partielle et atteint au maximum 50% de l'azote total restitué (le reste étant organisé dans la matière organique du sol), et que son intensité est fonction du rapport C/N des résidus végétaux considérés.

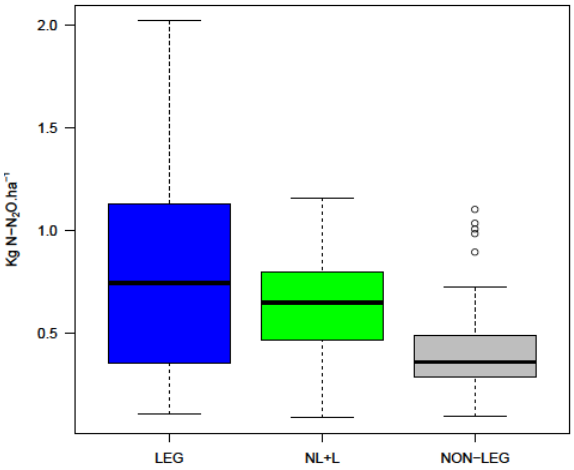

Figure 4 : Emissions de N_2O (en kg $N\text{-}N_2O.ha^{-1}$) calculées suite à la restitution de résidus de couverts intermédiaires selon la nature du couvert. (LEG=légumineuses, NL+L=mélanges légumineuses + non-légumineuses, NON-LEG=non légumineuses).
Essais ARVALIS-CREAS-CA51- Comité technique FDGEDA 10/CA51-ITB. Référence de facteur d'émission : GIEC (2006).

2.3 Des émissions de N_2O liées à la consommation d'engrais azoté plus faibles après couvert de légumineuses

En modifiant la fourniture N du sol disponible à la culture suivante, les couverts intermédiaires ont aussi un impact sur la **consommation d'engrais N** de cette culture. L'analyse de l'effet fertilisant des couverts intermédiaires sur la culture suivante nous indique que seuls les couverts à base de légumineuses (seules ou en mélange) sont à même de permettre une économie d'engrais significative (Figure 5).

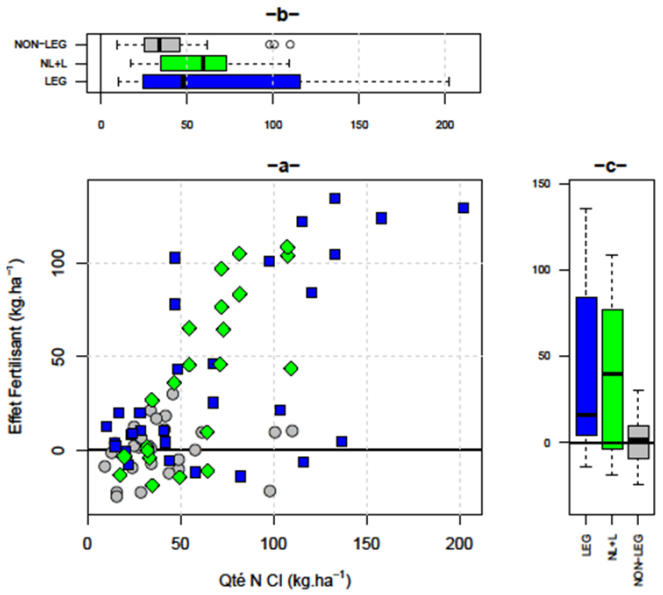

Figure 5 :

-**a**- Lien entre la quantité d'azote dans le couvert à destruction et l'effet « Fertilisant N » estimé par bilan d'azote minéral du sol a posteriori.

Relations établies pour 3 types de couverts : NON-LEG=non-légumineuses, LEG=légumineuses, NL+L=mélanges des 2 types de couverts.

-**b**- Distribution des quantités d'azote capté dans les parties aériennes selon le type de couvert.

-**c-** Distribution des effets Fertilisant estimés selon le type de couvert.

Données ARVALIS-CREAS- Comité technique FDGEDA 10/CA51-ITB.

Bien que les plus forts effets soient permis par des couverts de légumineuses pures, les mélanges peuvent aussi produire un effet positif et permettent d'obtenir une efficacité moins aléatoire d'une expérimentation à l'autre. D'une manière logique, les émissions de N_2O liées à la consommation d'engrais azoté, calculées via la méthode de niveau 1 du GIEC, se classent selon une hiérarchie qui est fonction de la part de légumineuses dans le couvert (Figure 6).

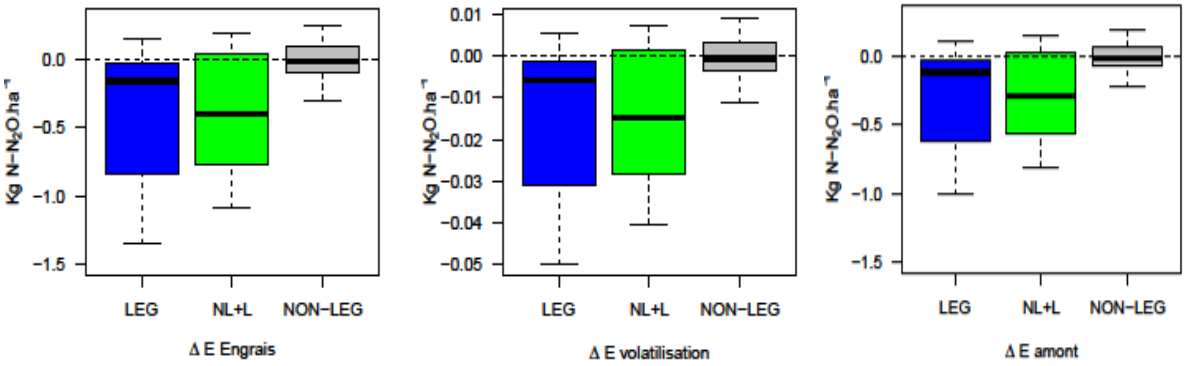

Figure 6 : Emissions calculées de N_2O (en kg N-N_2O.ha^{-1}) suite à l'impact sur la consommation d'engrais azoté de la culture suivante selon la nature du couvert. LEG=légumineuses, NL+L=mélanges légumineuses + non-légumineuses, NON-LEG=non légumineuses. Données ARVALIS-CREAS- Comité technique FDGEDA 10/CA51-ITB. Référence de facteurs d'émission : GIEC (2006), EMEP-EEA (2013), Fertilizer Europe.

En conclusion, l'introduction de couverts intermédiaires à base de légumineuses (pures ou en mélange avec des non-légumineuses) a été étudiée sur plus de 30 expérimentations. Ces couverts avec légumineuses permettraient de réduire les émissions de N_2O via une diminution de dose d'engrais azoté appliquée sur la culture suivante.

Par contre, par rapport à un couvert de non-légumineuse, cet effet est en partie contrebalancé par une augmentation des émissions liées à une réduction moins efficace de la lixiviation du nitrate et à la restitution de résidus végétaux plus riches en azote.

3. Impact « annuel » des légumineuses insérées en précédents du colza

La synthèse de 13 essais comparant un précédent pois à un précédent céréale à pailles (et parfois les précédents pois, féverole et céréale à paille) a permis de chiffrer l'impact du précédent légumineuses (vs un précédent céréale à paille) sur la réponse du rendement du colza vis-à-vis de la dose d'engrais N puis d'en déduire l'impact de ce type d'insertion de légumineuse sur la **consommation d'engrais N** du colza suivant, et sur les émissions de N_2O concomitantes. La 1ère étape de l'analyse fut la modélisation des réponses à l'azote du colza selon un modèle statistique en « quadratique-plateau ». A partir des équations obtenues, il a été possible de calculer les différences de dose N nécessaires pour atteindre un rendement donné (rendement minimum mesuré dans l'essai + 10 q.ha^{-1}) selon le précédent. Ces écarts ont été transcrits en différences d'émissions de N_2O à l'aide des facteurs d'émissions décrits plus haut. Il s'avère que le précédent légumineuse permet une économie d'engrais N médiane d'environ 70 kg N.ha^{-1}, correspondant à une diminution médiane de l'émission de N_2O proche de 1 kg N-N_2O.ha^{-1} (Figure 7). La variabilité de l'effet du précédent légumineuse est clairement mise en évidence dans les distributions illustrant les résultats. Les raisons agronomiques sous-jacentes sont multifactorielles (conditions de croissance des cultures précédentes, cinétiques de minéralisation des résidus selon les conditions agro-climatiques locales…). Il faut souligner que l'étude des précédents avec légumineuses ne peut pas se limiter à l'évaluation de l'impact sur les flux d'azote car, comme le montrent plusieurs des expérimentations étudiées, il peut aussi y avoir un effet sur le potentiel de rendement de la culture suivante. Cette question sort du cadre strict du projet mais devra être considérée quand il sera question de replacer les émissions de N_2O dans un bilan de gaz à effet de serre plus global de la parcelle agricole.

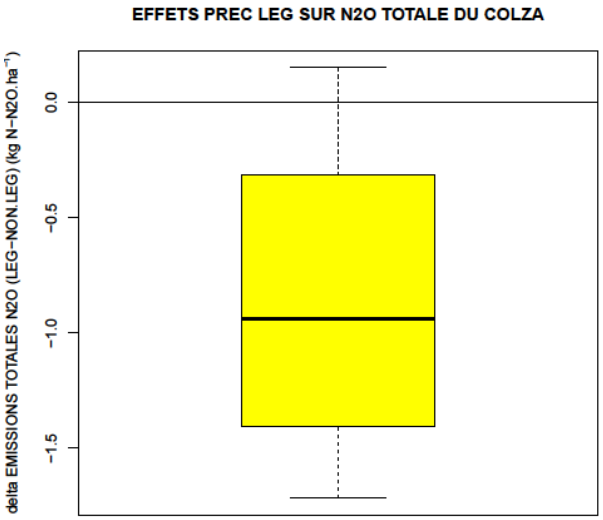

Figure 7 : Distribution de l'effet d'un précédent légumineuses par rapport à un précédent céréale à paille sur les émissions de N_2O relatives à la consommation d'engrais du colza d'hiver suivant.
Calculs à partir de courbes de réponse N modélisées et pour un rendement moyen identique du colza pour les deux types de précédent. 13 essais Terres Inovia 2008-2014. Référence de facteurs d'émission : GIEC (2006), EMEP (2013), Fertilizer Europe.
Données projets CASDAR 7-175_Pois-Colza-Blé et LEG-N-GES

4. Impact « annuel » des légumineuses insérées en association avec le colza

14 expérimentations réalisées par Terres Inovia ont été analysées pour étudier l'impact de l'association de légumineuses avec le colza d'hiver sur les flux N et les émissions de N_2O concomitantes. Le protocole consistait à comparer le rendement et les quantités N absorbées par les parties aériennes à G4 d'un colza seul fertilisé à une dose X et d'un colza associé fertilisé à la dose X-30 kg N.ha^{-1}.

4.1 Légumineuses associées au colza : un effet positif sur la réduction d'émissions de N_2O liées à la consommation d'engrais azoté

Trois méthodes de calculs ont été utilisées pour étudier la **consommation d'engrais N**. Les émissions de N_2O correspondantes ont été calculées à l'aide des facteurs d'émissions décrits plus haut (Figure 8). En premier lieu, le fait qu'aucune réduction de rendement suite à l'insertion de la légumineuse ne soit

mise en évidence du point de vue statistique indique qu'une économie maximale de 30 kg N.ha^{-1} est réalisable grâce à cette technique.

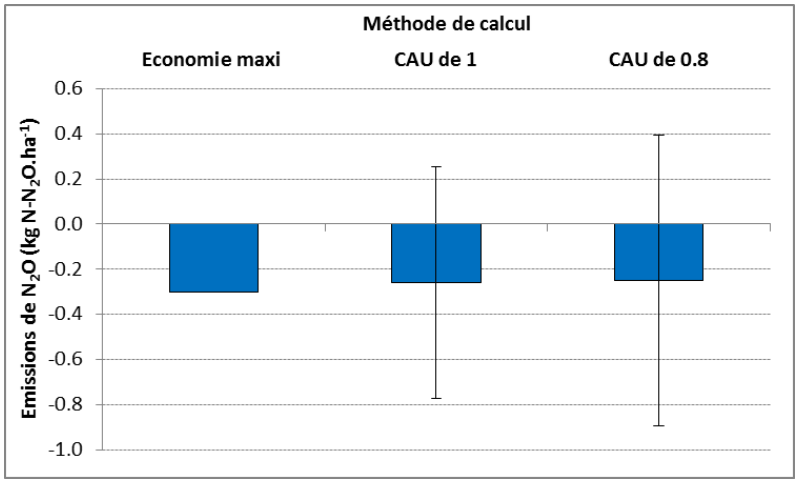

Figure 8 : Effet moyen et écart-type de l'insertion d'une légumineuse en association avec un colza d'hiver sur l'émission de N_2O relative à la consommation d'engrais N de ce dernier.
14 essais Terres Inovia 2011-2014. 3 méthodes de calculs du flux N. Référence de facteurs d'émission : GIEC (2006), EMEP (2013), Fertilizer Europe.

En exploitant la variabilité des réponses des essais, il est néanmoins possible d'estimer cette économie de manière plus fine, et ceci en prenant deux hypothèses de coefficient apparent de l'azote (CAU = 1 et CAU = 0.8, la seconde valeur correspond à la valeur de référence prise en compte dans le raisonnement de la fertilisation azotée de cette culture et est cohérente avec les mesures réalisées dans les essais).

Les économies d'engrais azotés calculées ainsi sont du même ordre de grandeur mais affectées d'une grande variabilité que l'on retrouve pour les émissions de N_2O correspondantes (Figure 8).

4.2 Légumineuses associées au colza : pas d'effet marqué sur les émissions de N_2O liées à la restitution des résidus

Si on s'intéresse à l'impact des **restitutions de l'azote des résidus** de la légumineuse associée (détruite le plus souvent par le gel en cours d'hiver), l'application du facteur d'émissions aboutit à une émission moyenne supplémentaire de N_2O d'environ 0.3 kg N.ha^{-1}. Ainsi, les quantités d'azote relativement faibles mises en jeu et la précision relative des essais rendent difficiles toutes conclusions claires, bien que la technique d'association d'une légumineuse avec du colza ait fait ses preuves dans le cadre d'une approche globale de l'itinéraire technique, incluant notamment la gestion des adventices.

5. Impact « annuel » et « pluriannuel » des légumineuses insérées en cultures principales sur les émissions de N_2O mesurées et les autres flux d'azote

5.1 Mesures de N_2O

Dans les essais repris dans les analyses du projet LEG-N-GES, seul le cas du pois protéagineux a fait l'objet d'un suivi de mesures au champ en comparaison avec des céréales et du colza dans les mêmes conditions sur huit rotations différentes sur un site français (Grignon, Yvelines). Lors des trois campagnes (2008-2011) sur lesquelles l'essai a été conduit (avec des cultures mono-spécifiques), les émissions de N_2O enregistrées pour le blé et le colza fertilisés se sont ainsi montrées 5 à 10 fois plus élevées que celles relatives au blé non fertilisé et au pois, qui sont équivalentes au niveau d'émission de base des sols (Jeuffroy et al., 2013 – Figure 9).

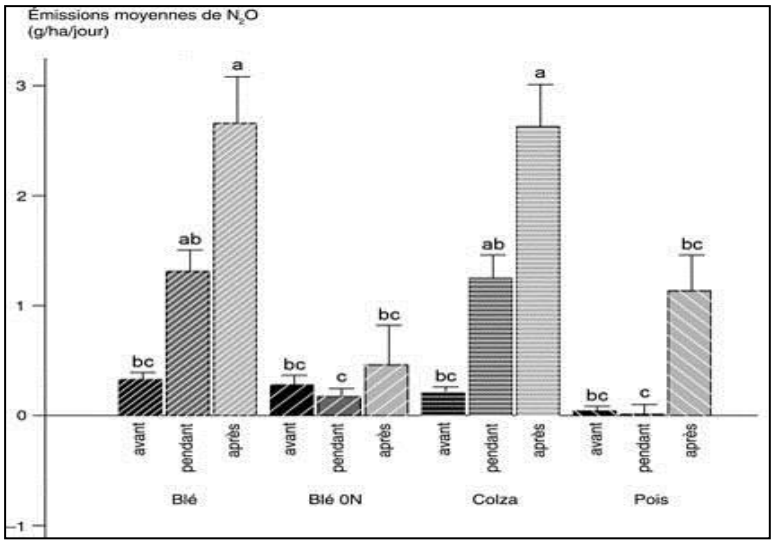

Figure 9 : Émissions moyennes de N_2O pour différentes cultures (blé, colza d'hiver, pois), fertilisées ou non (0N) et à différentes périodes d'observation (avant la 1ère fertilisation azotée, pendant la période de fertilisation et plus de 14 jours après la dernière fertilisation).

Les barres d'histogramme ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes. Les barres d'erreur représentent l'écart-type (Jeuffroy et al. 2013)

La même tendance s'observe ailleurs (Jensen et al., 2012). Cela confirme d'ailleurs l'hypothèse reprise par le GIEC depuis 2006 (Rochette et Janzen, 2005) : il n'y a pas d'émission de N_2O spécifiquement liée au processus biologique de fixation symbiotique. De plus, la culture présente au printemps n'a pas eu d'effet significatif sur les émissions mesurées à l'automne suivant, très faibles dans tous les cas (Jeuffroy, 2013). L'estimation des émissions globales annuelles liées à une culture et à ses résidus montre que celles sous pois représentent moins d'un quart des émissions sous blé et colza fertilisés. Une succession comportant un pois permettrait donc de réduire de 20 % les émissions de N_2O sur les 3 ans. Par ailleurs, en amont, la fabrication des engrais de synthèse consomme une quantité importante de ressources énergétiques fossiles non renouvelables et produit des gaz à effet de serre.

Via un moindre recours aux engrais azotés par rapport à des systèmes sans légumineuse (absence d'apport d'engrais azotés sur les cultures de légumineuses et réduction des engrais apportés sur la culture suivante), les légumineuses entrainent une diminution des émissions de N_2O à l'échelle de la culture et de la succession de culture (ou de la rotation complète). Et pour toutes les pertes gazeuses azotées (NH_3, N_2O et NOx), les légumineuses permettent d'éviter une série d'impacts environnementaux liés à la production et à l'épandage de ces engrais (Nemecek, 2015 ; Cellier, 2015).

5.2 Quantité et teneur en azote des résidus de cultures principales

Les quantités d'azote laissées par la culture proviennent d'une part du compartiment aérien (plus facile à mesurer) et d'autre part du compartiment souterrain. Certaines des données issues de essais antérieurs repris dans le cadre du projet LEG-N-GES ont permis de mettre à jour des références pour la teneur azotée des résidus et l'indice de récolte pour le pois. Ainsi la teneur en azote moyenne des résidus aériens de pois est de 1,22 ± 0,28 kg $N.q^{-1}$ de matière sèche (valeurs variant de 0,8 à 1,8 kg $N.qMS^{-1}$). Même si elle est plus forte que celle des résidus de céréales, la quantité de biomasse laissée par le pois est souvent moins importante que celle laissée par les céréales ou le colza. Ainsi, au total, la quantité d'azote laissée sur la parcelle par les résidus aériens de pois protéagineux est souvent équivalente à celle laissée par le blé tendre (Figure 10). La vitesse de décomposition des résidus dépend fortement de l'état du couvert végétal (en particulier matière végétale fraiche vs matière sèche) mais aussi des conditions de sols et météorologiques. Comme leur rapport C/N est généralement inférieur à celui de la plupart des autres grandes cultures, la décomposition des résidus aériens de légumineuses est plus rapide que celle des graminées, mais induit néanmoins, durant les premiers mois après incorporation des résidus, de l'organisation nette d'azote minéral du sol (et non une minéralisation nette). Cette organisation nette reste inférieure à celle observée pour des résidus d'autres espèces (comme les pailles et les racines des céréales), ce qui induit une disponibilité en azote souvent plus élevée dans le sol après une culture de légumineuse, variable selon les espèces et selon la date de récolte de la légumineuse.

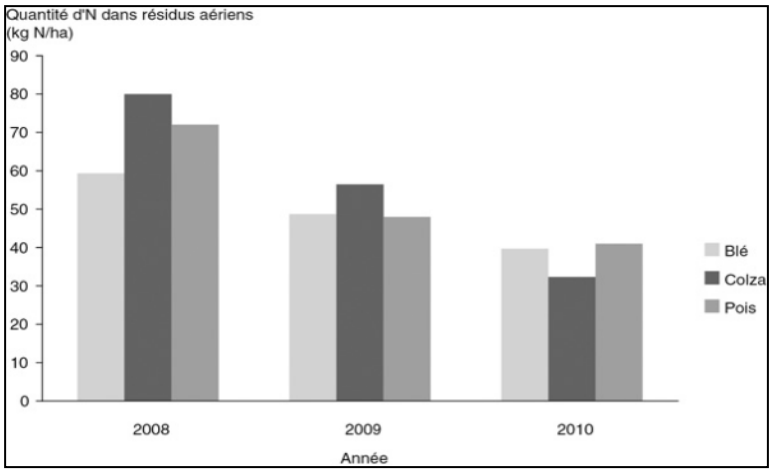

Figure 10 : Quantité d'azote des résidus aériens par hectare mesurée pour trois cultures (blé, colza et pois) à la récolte, dans les mêmes conditions d'essais. D'après Carrouée et al., 2012.

La quantité d'azote dans les parties souterraines est beaucoup plus délicate à mesurer car en plus du système racinaire en place (dont les racines fines difficilement extractibles), il faut aussi intégrer l'ensemble de la rhizodéposition, comprenant les débris racinaires, mucilages et exsudats racinaires. Les apports via les parties souterraines n'ont pas été traités dans LEG-N-GES mais le sont dans d'autres projets en parallèle comme ANR-LEGITIMES.

5.3 Flux N au sein de la succession de légumineuse-non légumineuse et autonomie en azote

La quantité d'azote absorbée par la culture d'un blé qui suit une culture de pois protéagineux est supérieure à celle absorbée par un blé qui suit une céréale (Figure 12), certainement sous le double effet d'une fourniture d'azote disponible supérieure et d'une meilleure capacité des racines de la culture suivante à absorber l'azote disponible.

On observe la même situation dans le cas d'un précédent colza. Dans les systèmes non fertilisés, l'écart est renforcé (Jeuffroy et al., 2015).

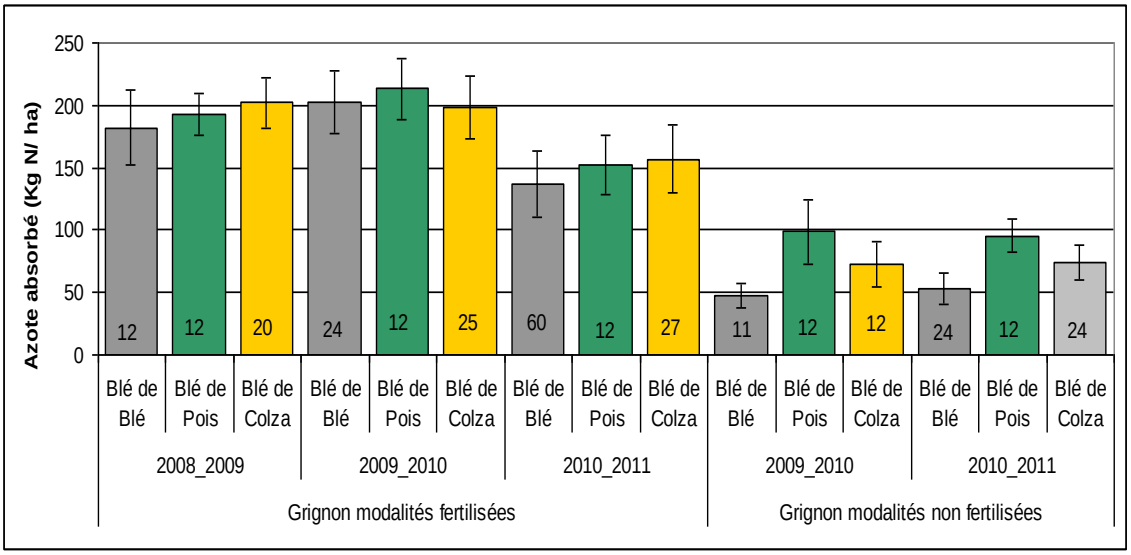

Figure 12 : Azote absorbé à la récolte (plante entière kg N.ha^{-1}) sur l'expérimentation Casdar-7175-PoisColzaBlé d'un blé de blé (barres grises), d'un blé de pois (barre vertes) et d'un blé de colza (barres jaunes). Les chiffres dans les barres = nombre de répétitions qui ont été prises en compte pour le calcul des moyennes. Source : Casdar 7-175.

On retrouve l'écart en termes de performance de la culture qui suit un pois. En effet, la moyenne de l'écart de rendement est en moyenne pluri-annuelle et pluri-site de + 7,4 q/ha en faveur du blé de pois par rapport au blé de céréale (Tableau 2), (Jeuffroy et al., 2015).

Tableau 2 : Ecart de rendement du blé par rapport au blé de colza.

(Après avoir écarté notamment les secteurs où la localisation préférentielle du pois sur les meilleures parcelles pourrait biaiser la comparaison par rapport au blé de colza). Sources : Enquêtes parcellaires blé CERFRANCE, avec 36 000 parcelles de blé enquêtées (7 petites régions agricoles de l'Aisne, l'Aube, et l'Eure-et-Loir, moyenne sur 9 à 18 années) (Ballot 2009).

Blé de blé	- 6 q	de -5,6 à -6,8
Blé de pois	+ 1,7 q	de +0,4 à +2,8

5.4 Flux N dans le sol sous grandes cultures et risques de lixiviation

Une synthèse a été réalisée sur les reliquats azotés et sur les risques de lixiviation à court et moyen termes pour des successions céréalières comprenant du pois ou du colza (Beillouin et al., 2014) en se basant sur les données collectées en action 1 (résultats du projet Cadar-7-175-« Pois-Colza-Blé », compilation d'essais français des années 1990 et 2000 en France) ainsi que sur la bibliographie et des essais à l'étranger (Thomsen et al., 2001 ; Hauggaard-Nielsen et al., 2003). En moyenne en France, le stock d'azote minéral à l'entrée de l'hiver est supérieur de 0 à 30 kg N ha^{-1} après un protéagineux comparé à une céréale, mais il est inférieur de quinze à vingt unités par hectare lors du second automne après la récolte du pois c'est-à-dire à l'entrée de l'hiver qui suit un blé de pois (moyenne pluriannuelle de -18 kg N ha^{-1}).

L'introduction de pois dans une rotation céréalière n'augmente pas les risques de lixiviation par rapport à des successions à base de blé de blé, grâce à une compensation des risques de lixiviation entre le premier automne (pertes nitriques hivernales supérieures de 0 à 10 kg N ha-1) et le second automne (quantité d'azote lixivié inférieures de 7 kg N ha^{-1}).

En effet, pendant l'inter-culture qui suit une légumineuse à graines à récolte estivale comme le pois protéagineux, et en l'absence de CIPAN, les risques de pertes de nitrate à court terme sont généralement plus élevés qu'après un blé si on utilise le reliquat entrée hiver comme indicateur. En moyenne pluriannuelle, sur l'ensemble des six dispositifs pluriannuels français, l'écart entre le stock d'azote minéral après pois et après blé oscille entre 0 et + 20 kg N ha^{-1} après récolte et entre +15 et +30 kg N ha^{-1} à l'entrée de l'hiver selon les lieux et les années. Cependant les mesures sur deux sites et la simulation sur 20 ans avec les données d'un autre site montrent que la quantité d'azote lixivié est en tendance supérieure de 0 à 8 kg N ha^{-1} (différence non significative) après un pois par rapport à celle après un blé. Des études à l'étranger ont montré soit une absence de différence d'azote lixivié entre pois et blé, soit une différence plus importante aux dépens du pois si le stock d'azote à l'entrée de l'hiver et la lame drainante sont tous deux importants. En revanche, les phénomènes s'inversent lors de la campagne suivante lorsque, dans quelques essais, on a les données sur les deux années, toute chose étant égales par ailleurs. Ainsi les stocks d'azote minéral après récolte (RAR) d'un blé de pois sont significativement plus faibles par rapport à ceux d'un blé de blé pour chacune des trois années d'expérimentation (en moyenne pluriannuelle, 24 kg N ha^{-1} de moins sur un site et 30 kg N ha^{-1} de moins sur un deuxième site pour le précédent pois par rapport au précédent blé fertilisé). Ces résultats sont confirmés par un autre dispositif en non fertilisé, avec une réduction significative de 7 kg N ha^{-1} du stock d'azote minéral après un blé de pois par rapport à un blé de blé avec blé non fertilisé qui suivait soit un pois soit un blé fertilisé (Pelzer, communication personnelle). Et le stock d'azote minéral à l'entrée de l'hiver (REH) de l'année n+1 est en effet significativement plus faible pour un blé qui suit un pois par rapport à un blé de blé, avec, en moyenne, une réduction de 18 kg N ha^{-1} dans les essais de Grignon (Figure 13).

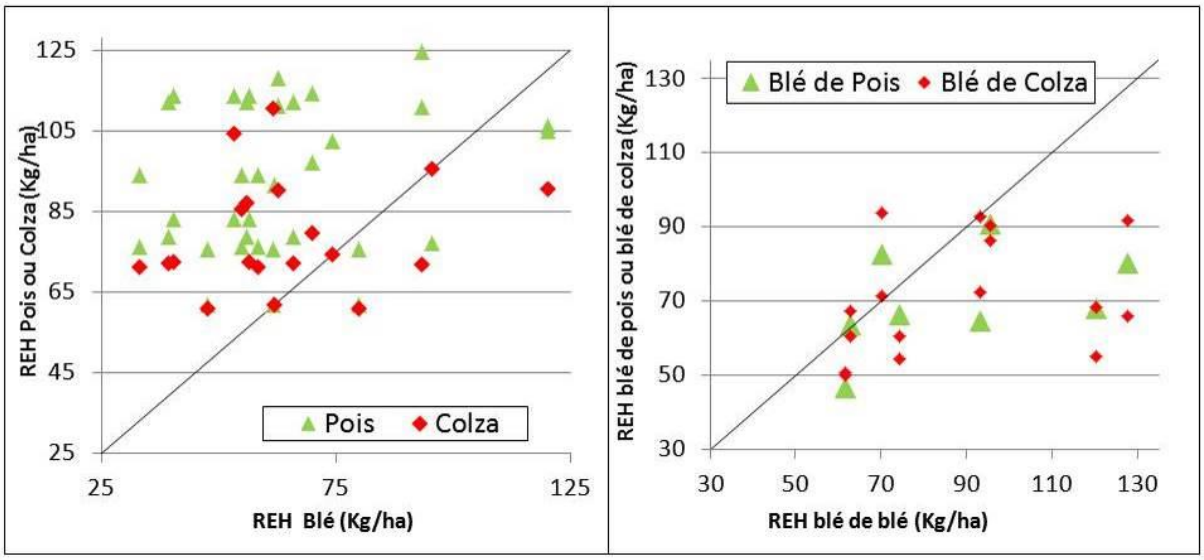

Figure 13 : Stocks d'azote minéral à l'entrée de l'hiver (REH, kg N ha^{-1}) après une culture de blé, de colza ou de pois et en fonction de différents précédents culturaux (à gauche) et après une culture de blé assolé ou pas (à droite). Les points au-dessus de la bissectrice signifient que le stock d'azote minéral à l'entrée de l'hiver du pois/ du colza (ou du blé de pois / du blé de colza) est supérieur à celui du blé (ou du blé de blé). Données issues du site de Grignon du projet Casdar 7-175.

Par ailleurs, les simulations de pertes en azote sur 20 ans (menées via LIXIM) confirment cette inversion du risque de lixiviation entre le premier et le second automne après la culture de pois.
Les pertes d'un blé de pois sont réduites en moyenne de 7 kg N ha^{-1} par rapport à un blé de blé, mais cet écart n'est pas significatif au seuil de 5%. Elles s'élèvent en moyenne à 28 kg N ha^{-1} pour le blé de pois et à 35 kg N ha^{-1} pour le blé de blé.

Ces résultats soulignent la nécessité de considérer les effets sur le moyen et long termes. En résumé, le pois protéagineux en culture principale l'année n augmente le risque de lixiviation après sa campagne de production (en année n+1), avec une augmentation non significative des pertes de 0 à 8 kg N.ha^{-1} (risque à contrôler). De plus, ce risque de lixiviation est moindre lors de l'hiver en année n+2 (après le blé qui suit le pois) par rapport à un blé qui suit une céréale (inversion du risque).

6. Impact « pluriannuel » des légumineuses insérées en cultures principales sur les flux N et C et les émissions N_2O simulées avec STICS

L'analyse des données acquises sur le dispositif expérimental de longue durée INRA d'Auzeville a mené à 3 grandes conclusions :

Sur la période 2004-2010, les mesures régulières des stocks d'azote minéral du sol et des quantités d'azote absorbé par les cultures ont permis de paramétrer le modèle de culture STICS. A l'aide de celui-ci, une évaluation des cinétiques de lixiviation du nitrate sur toute la durée de la période a pu être réalisée sur l'ensemble des modalités (Figure 14).
Bien que les quantités d'azote lixivié soient en général assez faibles, il apparaît clairement que l'introduction des légumineuses en tant que cultures principales dans la rotation entraîne une augmentation des quantités d'azote perdues par lixiviation du nitrate. On peut relier ce phénomène à l'impact de ces cultures sur le stock d'azote minéral du sol en post-récolte et à la teneur en azote plus élevée de leurs résidus de culture, par rapport aux cultures non-légumineuses. L'insertion de couverts intermédiaires contrebalance l'effet de l'introduction des légumineuses, et permet ainsi de profiter de leurs intérêts sans augmenter le risque de pertes d'azote nitrique par lixiviation (Plaza-Bonilla et al., 2015).

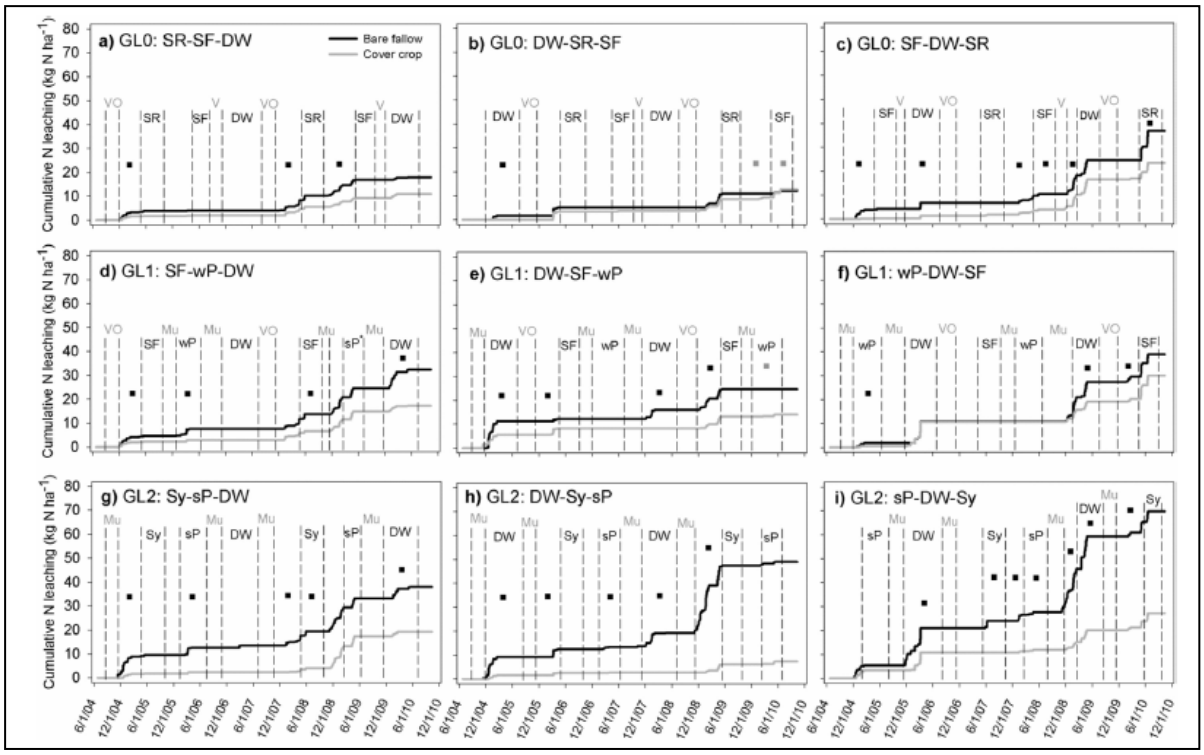

Figure 14 : Cinétiques de lixiviation du nitrate simulées à l'aide du modèle STICS sur l'essai longue durée d'Auzeville (INRA 2004-2010) selon la présence (ligne grise) ou pas (ligne noire) de couverts intermédiaires à l'interculture. De haut en bas : 3 rotations testées (GL0 : sans légumineuse ; GL1 : 1 légumineuse dans la rotation ; GL2 : 2 légumineuses dans la rotation). De gauche à droite : termes successifs de la rotation. DW = blé dur ; Mu = moutarde ; SF = tournesol ; sP = pois de printemps ; SR = sorgho ; Sy = soja ; V = vesce ; VO = mélange vesce-avoine ; wP = pois d'hiver. Extrait de Plaza-Bonilla et al. (2015).

Toujours sur la période 2004-2010, une évaluation de l'impact de l'insertion des légumineuses en cultures principales sur les teneurs en azote et carbone organique du sol a été réalisée (Figure 15). Deux faits marquants ressortent : 1) les rotations avec légumineuses présentent une plus forte tendance à la baisse des teneurs par rapport à la rotation sans légumineuse, phénomène lié aux moindres restitutions de carbone via les résidus et au caractère plus labile de l'azote organique ainsi restitué (rapport C/N des résidus de légumineuses plus bas que celui des non-légumineuses), et 2) l'introduction des couverts intermédiaires permet de compenser cet effet négatif, en raison d'une augmentation des restitutions au sol (Plaza-Bonilla et al., 2016a).

Enfin, la deuxième période de l'essai (2010-2013) a bénéficié de mesures d'émissions de N_2O par le biais d'enceintes de mesures en continu. Les mesures réalisées ont permis de caler le module de simulation des émissions de N_2O du modèle STICS.

Un plan de simulation multifactoriel a ainsi pu être réalisé pour tester l'impact de différents éléments de l'itinéraire cultural sur les émissions de N_2O. Il s'est avéré que, dans les conditions pédo-climatiques du site d'Auzeville, l'introduction de légumineuses à graines dans une rotation céréalière n'a pas engendré de baisse d'émissions de N_2O. En effet, la baisse des émissions consécutives à la réduction de l'emploi des engrais minéraux sur les cultures suivant le pois est en partie contrebalancé par une augmentation des émissions liées à la décomposition des résidus de légumineuses, dont la teneur en azote est plus élevée que celle des résidus de culture non-légumineuses (Plaza-Bonilla et al., 2016b).

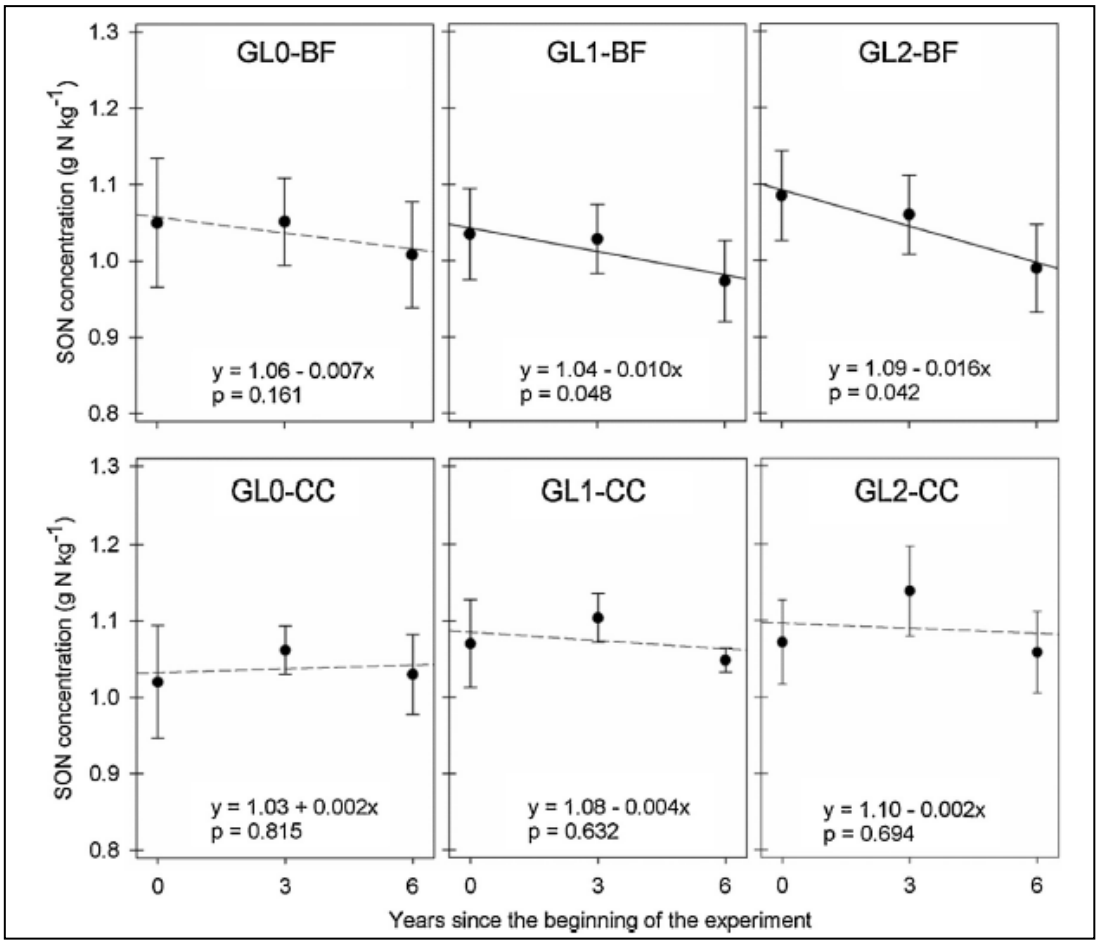

Figure 15 : Evolution temporelle des teneurs en azote organique du sol (0-30 cm) sur l'essai INRA d'Auzeville de 2004-2010. De gauche à droite : 3 rotations testées (GL0 : sans légumineuse ; GL1 : 1 légumineuse dans la rotation ; GL2 : 2 légumineuses dans la rotation). En haut (BF) : sans couvert intermédiaire. En bas (CC) : avec couvert intermédiaire. Extrait de Plaza-Bonilla et al. (2016a).

7. Impact « pluriannuel » des légumineuses insérées en cultures principales sur les flux N et C et les émissions N_2O simulées avec CERES-EGC

Le modèle CERES-EGC a été évalué en utilisant les données d'un essai d'une rotation pois-colza-blé (Jeuffroy et al., 2013) sur le terrain agricole à l'INRA Versailles-Grignon. Le modèle CERES-EGC a présenté une bonne prédiction pour la durée des cycles culturaux et de la date de récolte du blé d'hiver et du colza, alors que la durée du cycle du pois n'est pas bien simulée. Les rendements des cultures simulées dans toutes les rotations ont été surestimés, surtout lorsque ceux observés étaient faibles (de 2,5 à 5,2 t MS ha^{-1} pour le blé d'hiver et de 1,5 à 2,5 t MS ha^{-1} pour le colza).

Lorsque les productions étaient supérieures à 1 t MS ha^{-1} pour le blé d'hiver et le colza, il y avait un bon accord entre l'observation et les données modélisées. Les productions en pois d'hiver étaient sous ou surestimées avec des biais allant de 1,4 à -5 t MS ha^{-1}. Concernant l'azote minéral dans les 30 premiers cm du sol, CERES-EGC a pu reproduire les tendances principalement pour le pois et pour le blé en non rotation avec le colza. Lorsque le colza était dans les rotations et en référence à la période de croissance du colza, l'azote minéral du sol simulé était toujours supérieur à celui observé. Ces niveaux d'azote sont restés plus élevés également pour les cultures suivantes représentées dans tous les cas par le blé. Les facteurs d'émissions pour le N_2O (exprimé en émissions cumulées de N_2O dans les rotations divisées par l'azote appliqué en pourcentage) sont présentés dans la Figure 16. Les résultats ont montré que le facteur d'émission pour le N_2O était inférieur à la valeur par défaut du GIEC (1%).

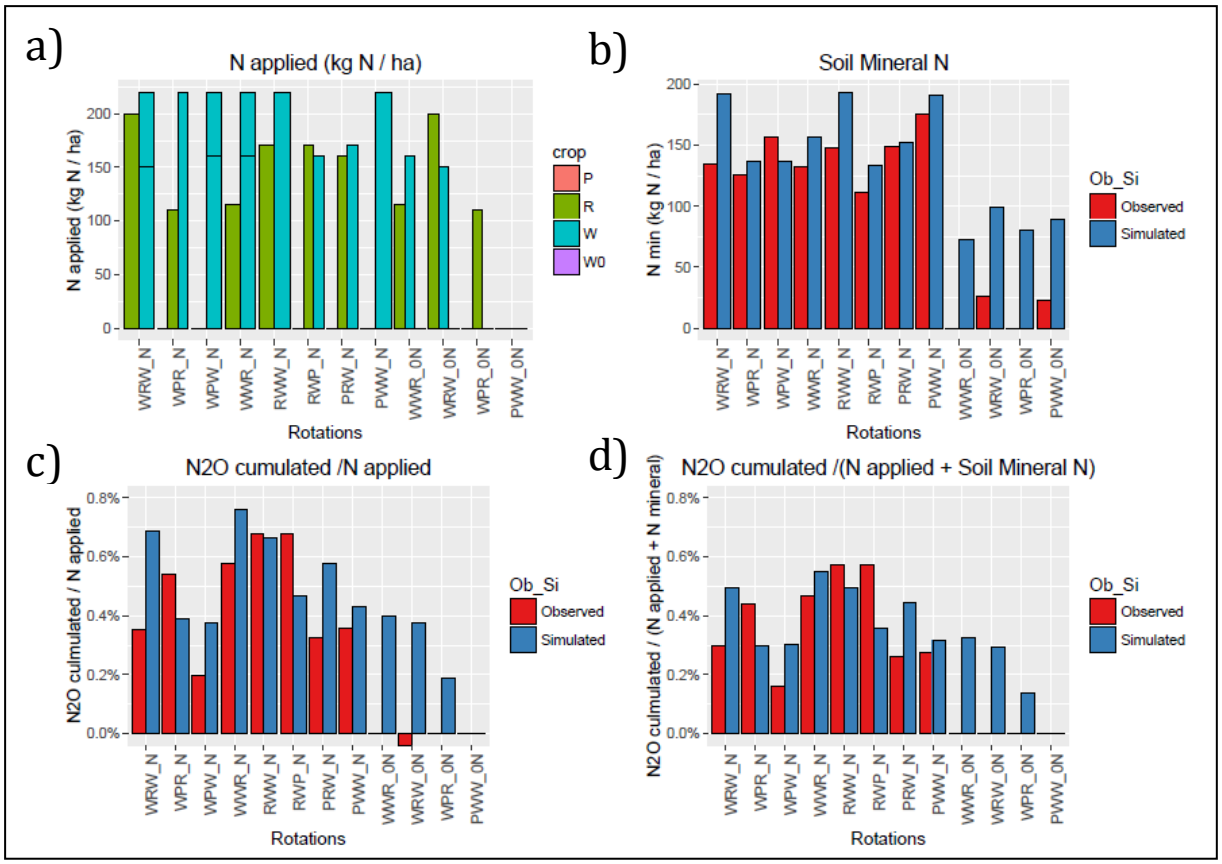

Figure 16 : Données observées et simulées. a) Quantité d'azote appliquée dans les rotations (kg N ha-1) ; b) L'azote minéral du sol ('azote ammoniacal et nitreux) dans les rotations (kg N ha-1) ; c) Emissions cumulées de N_2O dans les rotations (kg N ha-1) divisé par l'azote appliqué (kg N ha-1) ; d) Émissions cumulées de N_2O dans les rotations (kg N ha-1) divisées par l'azote appliqué plus l'azote minéral du sol (kg N ha-1). P = pois d'hiver ; R = colza ; W = blé d'hiver ; "_N" et "0N" sont respectivement les blés avec et sans apport d'N.

Les résultats des simulations confirment ainsi les faibles émissions annuelles de N_2O par les cultures non fertilisées notamment certains blés et le pois d'hiver dans notre cas. Même si l'on constate un facteur d'émission plus faible pour certaines rotations avec des légumineuses, cette différence n'est pas statistiquement avérée comme déjà mentionné par Jeuffroy et al (2013).

Conclusion

L'impact des légumineuses sur les flux d'azote à court et long terme dans les rotations de grandes cultures a pu être évalué. Leur introduction dans les systèmes de grandes cultures permet une réduction de l'emploi d'engrais azotés de synthèse dans une majorité de situations avec un niveau de réduction qui varie fortement notamment en fonction du mode d'insertion (plus faible en moyenne pour des insertions en cultures intermédiaires ou associés qu'en cultures principales). Par ailleurs, l'introduction de légumineuses a pour effet d'augmenter les flux liés à l'azote contenu dans les résidus de culture (aériens et souterrains). Enfin, l'impact des légumineuses sur la lixiviation du nitrate dépend lui aussi de leur mode d'introduction dans les rotations : en cultures intermédiaires, elles ont un effet positif sur la lixiviation par rapport à un sol laissé nu mais sont moins efficaces en moyenne que des couverts de non-légumineuses. L'insertion du pois en culture principale peut augmenter le risque de lixiviation l'hiver suivant si elle n'est pas compensée par d'autres techniques culturales comme l'implantation de couverts végétaux durant l'interculture suivante et réduit le risque de lixiviation après le blé qui suit le pois.

Les émissions de N_2O dues à l'introduction des légumineuses dans les rotations de grandes cultures ont également pu être évaluées, soit par calcul, soit par des mesures directes et sont directement corrélées à l'impact des légumineuses sur les différents flux d'azote. Dans certains cas, notamment les légumineuses non récoltées, la baisse des émissions consécutives à la réduction de l'emploi des engrais minéraux est contrebalancée par l'augmentation des émissions liées à la décomposition des résidus de légumineuses. En culture principale, les mesures et simulations montrent toujours des émissions significativement réduites pendant le cycle de culture de la légumineuse (jusqu'à 10 fois moindres que celles liées à une culture fertilisée comme le colza ou le blé). Grâce à ces résultats, des conseils pour une meilleure prise en compte de l'insertion des légumineuses dans les systèmes de culture pourront être délivrés. Par exemple, l'implantation de couverts végétaux est recommandée après un précédent légumineuse pour réduire le risque de lixiviation et les émissions de N_2O qui peuvent y être associées. Dans ce cas, un couvert constitué de non légumineuses ou avec légumineuses en mélange est préférable pour obtenir un effet CIPAN plus efficace et éviter de restituer des résidus de cultures trop riches en azote qui génèreraient encore davantage d'émissions.

Etant donné que le facteur d'émission Tiers 1 du GIEC est adapté à des analyses à une échelle macro, que les émissions de N_2O sont très dépendantes des conditions pédoclimatiques locales et que les modèles de simulation nécessitent encore des calages de paramétrages, élargir la palette de données mesurées sous les successions incluant des légumineuses reste nécessaire pour estimer, selon les contextes pédoclimatiques, les effets des différentes espèces de légumineuses, de leurs résidus et de leurs différents modes d'insertion au sein des systèmes.

Références bibliographiques

Beillouin D., Schneider A., Carrouée B., Champolivier L., Le Gall C., Jeuffroy M.H., 2014. Short and medium term effects on nitrogen leaching of the introduction of a pea or an oilseed rape crop in wheat-based successions Poster with extended abstract, 18th Nitrogen Workshop Lisbon, 30 June - 3 July 2014.

Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N, 2008. Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model. QUAE Ed. 297p.

Carrouée B., Schneider A., Flénet F., Jeuffroy M.H., Nemecek T., 2012. Introduction du pois protéagineux dans des rotations à base de céréales à paille et colza : impacts sur les performances économiques et environnementales. Innovations Agronomiques, 25, 125-142

Cellier P., Bethenod O., Castell J.F., Germon J.C., 2008. Contribution de l'agriculture à l'effet de serre - Importance de l'azote et interactions avec l'ozone. OCL, 15(5), 317-323.

Cellier P., Schneider A., Thiébeau P., Vertès F., 2015. Impacts environnementaux de l'introduction de légumineuses dans les systèmes de production. In : Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables (Ed Quae), pp.297-338.

Cohan J.P., Laurent F., Champolivier L., Lieven J., Duval R., Morin P., 2011. Effet des couverts intermédiaires sur la fourniture d'azote à la culture suivante. In « Cultures intermédiaires – Impacts et conduite » Ed. ARVALIS-CETIOM-ITB-ITL; pp. 44-61.

Constantin J., Beaudoin N., Laurent F., Cohan J.P., Duyme F., Mary B., 2011. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. Plant and Soil, 341, 137-154.

EMEP-EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories.

Gabrielle B., Laville P., Duval O., Nicoullaud B., Germon J.C., Hénault C., 2006. Process-based modeling of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils at the sub-regional scale. Global Biogeochemical Cycles, 20, GB4018.

GIEC, 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre préparé par le Programme pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K. (eds). Publié : IGES, Japon

Hauggaard-Nielsen H., Ambus P., Jensen E.S., 2003. The comparison of nitrogen use and leaching in sole cropped versus intercropped pea and barley. Nutr Cycl Agroecosystems 65: 289–300.

Hénault C., Le Gall C., Cohan J.P., Cellier P., 2014. Dossier GES N_2O - Des émissions liées à l'activité des microorganismes du sol. Perspectives Agricoles, 407 (janvier), 51-55.

Jeuffroy M.H., Baranger E., Carrouée B., De Chezelles E., Gosme M., Henault C., Schneider A., Cellier P., 2013. Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, oilseed rape and dry peas. Biogeosciences, 10, 1787-1797.

Jeuffroy M.H., Biarnès V., Cohan J.-P., Corre-Hellou G., Gastal F., Jouffret P., Justes E., Landé N., Louarn G., Plantureux S., Schneider A., Thiébeau T., 2015. Performances agronomiques et gestion des légumineuses dans les systèmes de productions végétales. In: Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables. Éditions Quæ, Versailles, 512 pages.

Justes E., 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 and Soil, 325, 171-185.

Makowski D., Wallach D., Meynard J.M., 1999. Models of yied, grain protein, and residual mineral nitrogen responses to applied nitrogen for winter wheat. Agronomy Journal, 91, 377-385.

Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. European Journal of Soil Science, 50, 549-566.

Nemecek T., Hayer F., Bonnin E., Carrouée B., Schneider A., Vivier C., 2015. Designing eco-efficient crop rotations using life cycle assessment of crop combinations. Eur. J. Agron. 65, 40-51.

Philibert A., Loyce C., Makowski D., 2012. Quantifying uncertainties in N_2O emission due to N fertilizer application in cultivated areas. Plos One, 7, 1-9.

Plaza-Bonilla D., Léonard J., Peyrard C., Mary B., Justes E., 2016b. Precipitation gradient and crop management affect N_2O emissions: Simulation of mitigation strategies in rainfed Mediterranean conditions. Agriculture, Ecosystems and Environment, 238, 89-103.

Plaza-Bonilla D., Nolot J.M., Passota S., Raffaillac D., Justes E., 2016a. Grain legume-based rotations managed under conventional tillage need cover crops to mitigate soil organic matter losses. Soil & Tillage Research, 156, 33-43.

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. Agriculture, Ecosystems and Environnement, 212, 1-12.

Rochette P., Janzen H.H., 2005. Towards a revised coefficient for estimating N_2O emissions from legumes. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 73, 171-179.

Schneider A., Huyghe C., 2015. Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables. Éditions Quæ, Versailles, 512 pages.

Thomsen I K, Kjellerup V., Christensen B.T., 2001. Leaching and plant offtake of N in field pea/cereal cropping sequences with incorporation of 15N-labelled pea harvest residues. Soil Use Manag 17: 209–216.

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)