



Université de Bourgogne
Master STS – ETEC
Spécialité Biologie des Organismes et des Populations



**Fourniture d'azote de différentes espèces légumineuses
étudiées en conditions contrôlées au laboratoire**

**Mémoire de stage de Master première année,
Année universitaire 2014-2015**

Charlène CAULE

Réalisé sous la direction de Bernard NICOLARDOT, enseignant-chercheur à AgroSup Dijon



UMR Agroécologie, 17 rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon cedex

Remerciements

Tout d'abord, j'adresse mes remerciements à notre responsable de filière Jérôme Moreau, qui a su mettre à notre disposition des sujets de stage, facilitant ainsi nos recherches.

Je tiens à remercier mon maitre de stage, Mr Nicolardot enseignant-chercheur à AgroSup Dijon, pour le partage de ses connaissances, sa disponibilité, sa confiance et ses corrections.

Je remercie également tout le personnel d'AgroSup et toute l'équipe de techniciens pour leur accueil, leur esprit d'équipe et en particulier Chantal Ducourtieux et Filipe Costa Lima (étudiant à AgroSup), qui m'ont beaucoup aidé dans mes manipulations.

Enfin, je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont conseillé et ont relu les différentes versions de ce rapport de stage.

Présentation du laboratoire

L'UMR Agroécologie est une unité de recherche, qui étudie les interactions biotiques dans les agrosystèmes et vise à mettre en place des systèmes de cultures innovants respectueux de l'environnement permettant une production agricole suffisante et de qualité. Composée de 3 partenaires (Université de Bourgogne, INRA, AgroSup Dijon), elle s'articule autour de 4 pôles de recherche : IPM (mécanisme des gestions des Interactions Plantes Microorganismes), GEAPSI (déterminisme Génétique Environnementaux de l'Adaptation des Plantes a des Systèmes de cultures Innovants), EcolDur (Ecologie des communautés et Durabilité des systèmes agricoles), et MERS (Microbiologie Environnementale et Risques Sanitaires). Le pôle EcolDur, sous la responsabilité de L. Philippot s'intéresse au fonctionnement des systèmes de cultures, des communautés, et des interactions entre celles-ci. Plus concrètement les recherches concernent l'ensemble des processus impliqués dans les services écosystémiques liés au maintien de la productivité, de la biodiversité, de la qualité de l'environnement et du contrôle des pollutions, de la pollinisation des plantes, du contrôle des maladies et ravageurs des cultures, et de la maîtrise de la flore adventice. Le pôle EcolDur est structuré en 6 équipes : Agriculture de précision, CAPA (Communauté des Adventices en interaction dans les Paysages Agricoles), BIOCOM (distribution spatiale, dynamique et fonctionnelle de la biodiversité des communautés microbiennes telluriques), EMFI (Ecologie Microbienne Fonctionnelle pour la gestion des Intrants), IMR (Interaction Multitrophiques dans la rhizosphère) et SYSTEME. Cette dernière, sous la direction de N. Colbach et B. Nicolardot, étudie les effets des systèmes de culture sur les adventices ainsi que d'autres composantes biotiques en interaction afin de gérer les adventices et de définir des indicateurs d'évaluation des systèmes de culture. Le stage s'est effectué dans le pôle EcolDur et l'équipe « SYSTEME » et s'inscrit dans le cadre du projet ANR LEGITIME (LEGume Insertion in Territories to Induce Main Ecosystem Services). Il vise à construire et étudier des scénarios territoriaux d'insertion de légumineuses dans les systèmes de culture et d'en évaluer les effets attendus, dans l'optique d'une gestion durable des territoires et des ressources. Ce projet est divisé en 3 tâches : la première tâche a pour but d'identifier les leviers socio-économiques et historiques qui permettraient d'introduire les légumineuses dans les systèmes de culture ; la tâche 2 a pour objectif de quantifier les services écosystémiques des légumineuses dans différents systèmes de culture et différentes conditions ; enfin l'objectif de la tâche 3 est de construire des scénarios d'insertion des légumineuses dans les systèmes de culture, en s'appuyant sur les autres tâches du projet.

Sommaire

Remerciements	
Présentation du laboratoire.....	
Sommaire	
1. Introduction	1
2. Matériels et méthodes.....	4
2.1. Sol.....	4
2.2. Résidus de culture.....	4
2.3. Traitements	5
2.4. Suivi de la dynamique de l'azote minéral du sol.....	6
2.5. Suivi des émissions de carbone par le sol	6
2.6. Détermination de l'azote minéral du sol	6
2.7. Expression des résultats obtenus	7
2.8. Analyses statistiques.....	7
3. Résultats	8
4. Discussion	12
5. Conclusions	14
Bibliographie.....	
Annexes.....	
Résumé.....	

1. Introduction

En agriculture, la gestion de l'azote du sol est importante car c'est un élément essentiel à la nutrition des plantes. Il est utilisé par les plantes pour la synthèse de molécules comme les acides aminés, les protéines, les acides nucléiques, la chlorophylle (Epstein, 1972), ainsi que pour certaines enzymes (Lamaze *et al.* 1990). En plus de contribuer à la synthèse de composés, cet élément favorise l'utilisation des hydrates de carbone qui est une source d'énergie pour les plantes, stimule le développement et l'activité racinaire, améliorant ainsi la croissance des plantes (Stenvenson, 1986). Même si l'azote représente 78% de l'air atmosphérique (Ponge et Bartoli 2009), il est l'élément limitant à la croissance des végétaux (Justes *et al.*, 2009 ; Barroin, 2004). En effet, la majorité de l'azote est présente sous forme gazeuse (N_2) dans l'atmosphère (Haynes, 1986; Foth, 1990), alors que la plupart des plantes assimilent l'azote sous forme minérale (ions nitrate ou ammonium) au moyen de leur système racinaire. Il existe 2 voies d'assimilation de l'azote pour les plantes. La première est la dégradation de la matière organique du sol par la biomasse microbienne, ce processus qui s'appelle la minéralisation amène à la formation d'ammonium (Nicolardot *et al.*, 1997). Par la suite l'ammonium est ensuite nitrifié conduisant ainsi à la formation d'ions nitrates qui sont préférentiellement utilisés par la plante (Nicolardot *et al.*, 1997). La seconde voie est la fixation de l'azote moléculaire de l'air. Ce mécanisme se définit par la transformation de l'azote moléculaire en azote ammoniacal, une des formes assimilable pour la plante. Il est effectué par des bactéries fixatrices par voie enzymatique. Seuls quelques genres bactériens vivant librement ou en symbiose avec une espèce végétale peuvent réduire l'azote atmosphérique (Haynes, 1986 ; Stevenson, 1984). Généralement, les bactéries vivant en symbiose sont des bactéries de la famille des Rhizobiacées, et plus spécifiquement celles du genre *Rhizobium*. Elles infectent les racines des légumineuses entraînant la formation de nodosités. A l'intérieur de ces nodosités, les bactéries profitent d'un micro-habitat favorable et de composés carbonés issus de la photosynthèse des plantes. En retour, les bactéries vont fixer l'azote moléculaire de l'air et le procurer aux plantes sous sa forme ammoniacale (Dommergues *et al.*, 1999). Au travers de ce mécanisme de fixation symbiotique les légumineuses peuvent donc utiliser une source supplémentaire d'azote qu'est l'azote atmosphérique.

Les légumineuses sont des plantes appartenant à la famille des Fabacées et il existe une distinction par rapport à leur destination finale : d'un côté les légumineuses fourragères, cultivées pour la partie végétative de la plante en vue de l'alimentation animale, de l'autre

côté des légumineuses à graines utilisées pour l'alimentation animale et humaine (Carroue *et al.*, 1999), les graines étant caractérisées par des teneurs élevées en protéine (Werner & Newton, 2005 ; Lindström *et al.*, 2010). Les légumineuses sont couramment utilisées en agriculture, elles peuvent être introduites soit en tant que culture principale (protéagineux, culture fourragère monospécifique), soit en association (blé + soja par exemple) ou encore en tant que plante de service (interculture, sous couvert). Dans les systèmes de culture et après récolte, les résidus de légumineuses restitués dans les parcelles vont se décomposer et fournir au milieu l'azote organique contenu dans leurs résidus. Elles rendent ainsi un réel service écosystémique. En effet de nombreuses études ont démontré l'effet positif des résidus de légumineuses (Bado, 2002 ; Cohan et Pauget, 2013; Bremer et Van Kessel, 1992, Kuo et Sainju, 1998). Ils permettent de restituer plus d'azote comparé aux cultures non fixatrices d'azote atmosphérique (Bado, 2002 ; Bedoussac *et al.*, 2012) et contribuent ainsi, à la fourniture d'azote à la culture suivante. Lors du calcul de la fertilisation azotée de la culture suivante, l'effet précédent des légumineuses permet ainsi la diminution de l'utilisation de fertilisants azotés (engrais de synthèse ou amendements organiques) (Vericel et Minette, 2010), qui peuvent être à l'origine de pollution nitrique (Machet *et al.*, 1997 ; Sebillotte et Meynard, 1990). De plus, ces résidus de légumineuses permettraient d'augmenter également l'absorption de l'azote minéral apporté par des engrais en raison d'un meilleur développement racinaire (Kurtz *et al.*, 1984; Varvel et Peterson, 1990; Mvondo Awono, 1997).

Pendant la décomposition des résidus organiques, plusieurs processus sont impliqués de façon concurrentielle et simultanée (Recous *et al.*, 1996b). Ainsi l'organisation de l'azote minéral est le processus inverse de la minéralisation et la dénitrification peut affecter la forme nitrate issue de la nitrification. Tous ces processus liés au fonctionnement du cycle de l'azote dans les sols rendent complexe la prévision de la disponibilité de l'azote minéral à un moment donné pour la culture. Or, afin de pouvoir gérer l'azote du sol, il est pourtant important de pouvoir prévoir sa disponibilité. Malgré cette difficulté, il est tout de même possible d'influer sur la disponibilité de l'azote du sol à travers différents facteurs. En effet, il est bien connu que la décomposition des résidus de culture dépend des conditions abiotiques. Par exemple, la température intervient sur l'activité des microorganismes du sol donc sur la vitesse de transformation de l'azote (Morvan *et al.*, 2003). D'autres facteurs abiotiques influencent aussi les processus de minéralisation comme l'humidité, le pH du sol ou encore la texture (Delphin, 1986 ; Machet *et al.*, 1990). Par ailleurs, les quantités d'azote minéral du sol prélevées ou celles fixées par les légumineuses, puis *in fine* restituées à la culture suivante varient d'une

espèce à l'autre malgré des conditions abiotiques similaires. La composition des résidus (glucides, lipides, protéines et lignine, cellulose, etc) joue en effet un rôle important (Seligman et Van Keulen 1981). Certains composés sont plus labiles que d'autres et donc sont plus rapidement mobilisables (Sierra, 1990; Verberne *et al.*, 1990). Le taux en composés labiles va donc influencer la vitesse de minéralisation. Le rapport C/N est souvent utilisé pour prédire la minéralisation d'après de nombreuses études (Probert *et al.*, 1998; Brisson *et al.*, 1998; Pansu et Thuries, 2003; Burgos *et al.*, 2006; Trinsoutrot *et al.*, 2000; Chaves *et al.*, 2004; Rahn et Lillywhite, 2002; Henriksen et Breland, 1999). Les résidus ayant un rapport C/N faible (< 20) se décomposent généralement plus vite et l'azote est minéralisé plus rapidement (Bowman *et al.*, 1998), en raison d'un excès d'azote par rapport aux besoins de la microflore du sol pour décomposer les résidus. Inversement les résidus ayant un rapport C/N élevé (> 60) entraînent une organisation de l'azote par la biomasse microbienne du sol lors de leur décomposition, l'azote présent dans les résidus n'étant pas suffisant pour assurer les besoins de la microflore du sol qui décompose les résidus. Il est admis généralement que la décomposition est optimale pour un rapport C/N compris entre 15 et 25 (Sharifi *et al.*, 2009).

La plupart des études examinant les services rendus par les légumineuses portent sur quelques espèces à la fois et souvent sur les mêmes espèces entre les études. Dans le but d'enrichir les références sur le service « fourniture d'azote à la culture suivante » des légumineuses et de pouvoir fournir des références agronomiques pour insérer ces cultures dans les rotations culturales, il est nécessaire d'estimer les valeurs potentielles d'azote restituées par les résidus de culture de légumineuses au cours de leur décomposition dans le sol. Aussi l'objectif principal de notre étude sera de quantifier le service « fourniture d'azote à la culture suivante » pour une large gamme d'espèces légumineuses. Les 10 espèces légumineuses choisies comporteront des espèces utilisées à des fins alimentaires humaines ou animales ou pouvant être utilisées comme plante de service (pois, lupin, féverole, lentille, soja, pois chiche, haricot, Fenugrec, Vesce de Narbonne, vesce commune) à comparer à 2 espèces non légumineuses (sorgho, orge). La fourniture d'azote sera étudiée en conditions contrôlées (température, humidité) au moyen d'incubations de sol à température et humidité du sol et en conditions non limitantes en azote pour éviter une limitation de la décomposition des résidus. Un objectif secondaire de notre étude sera de vérifier que ces résidus ont un comportement équivalent aux autres résidus de culture, et notamment que la dynamique de l'azote suite à l'incorporation de ces résidus dans le sol est en relation avec leur rapport C/N.

2. Matériels et méthodes

2.1. Sol

Le sol utilisé pour l'incubation est un sol calcisol argileux (Chrétien, 2000 ; Baize et Girard, 2009). Ses caractéristiques sont les suivantes : argile ($< 2 \mu\text{m}$) = 425 g kg^{-1} , limons fins (2 à $20 \mu\text{m}$) = 317 g kg^{-1} , limons grossiers (20 à $50 \mu\text{m}$) = 198 g kg^{-1} , sables fins (50 à $200 \mu\text{m}$) = 38 g kg^{-1} , sables grossiers (200 à $2000 \mu\text{m}$) = 22 g kg^{-1} , C organique = 19.3 g kg^{-1} , N total = 1.69 g kg^{-1} , pH eau = 7.31, CaCO_3 total $< 1 \text{ g kg}^{-1}$, CEC Metson = $23.4 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$. Le sol a été prélevé sur une parcelle du domaine expérimental INRA (Bretenière), puis a été tamisé humide à 6 mm et a ensuite conservé au frais.

2.2. Résidus de culture

Les résidus de cultures sont issus d'une expérimentation au champ impliquant 12 espèces ayant toutes des caractéristiques différentes : 7 légumineuses à graines (pois, lupin, féverole, lentille, soja, pois chiche, haricot), 2 légumineuses utilisées en tant que plantes de service (Fenugrec, Vesce de Narbonne), une légumineuse mixte fourragère-graines (vesce commune) et 2 espèces non légumineuses (sorgho, orge). Les cultures de pois, lupin, féverole, lentille, vesce commune et orge ont été semées le 3 mars 2014 et soja, pois chiche, haricot, vesce de Narbonne, fenugrec et sorgho le 5 mai 2014. Les résidus végétaux des différentes espèces (parties aériennes et racines) ont été collectés à la récolte des cultures : 1 juillet (pois), 11 juillet (lentille, vesce), 15 juillet (orge), 25 juillet (féverole), 1^{er} août (lupin), 4 septembre (haricot), 5 septembre (soja, vesce de Narbonne, fenugrec, sorgho) et 16 septembre (pois chiche). Les différents résidus végétaux ont été séchés à 80°C puis broyés à 1 mm. Chaque résidu plante entière (parties aériennes + racines) a été ensuite reconstitué en considérant le ratio parties aériennes/racines mesuré à la date de floraison de chaque espèce, les ratios mesurés à la récolte intégrant déjà une probable décomposition du système racinaire au champ (le 26 juin pour pois, lupin, féverole, lentille, vesce commune, orge, le 21 juillet pour soja, pois chiche, haricot, vesce de Narbonne, fenugrec et le 28 juillet pour le sorgho). Les teneurs en C et N des résidus ont été déterminées à l'aide d'un analyseur élémentaire Flash 2000 après broyage à $80 \mu\text{m}$. Le principe de la méthode d'analyse consiste en une combustion totale des résidus en présence d'oxygène et de catalyseurs. Les gaz produits sont réduits par du cuivre puis séchés, l'azote et le CO_2 étant ensuite mesurés par catharométrie. Les teneurs en carbone et azote des résidus étudiés sont présentés dans le **Tableau 1**.

Tableau 1 : Teneurs en azote et en carbone des résidus utilisés pour l'incubation en conditions contrôlées.

Espèces	% N	% C	Rapport C/N
Lupin	0.69	47.81	69.7
Orge	0.63	46.16	73.2
Pois	0.72	46.68	64.6
Féverole	1.37	46.87	34.2
Vesce commune	1.55	44.47	28.6
Lentille	1.46	46.59	31.9
Fenugrec	2.53	46.53	18.4
Vesce de Narbonne	3.40	46.39	13.6
Soja	0.93	44.58	47.8
Pois chiche	2.03	47.49	23.4
Haricot	1.46	41.89	28.8
Sorgho	0.88	44.24	50.0

2.3. Traitements

13 traitements ont été considérés (4 répétitions par traitement) : 12 résidus plante entière correspondant aux 12 espèces considérées dans l'essai au champ et un témoin sans apport de résidus. Pour chaque traitement avec apport de résidus, les mélanges sol + résidus ont été effectués sur la base de 8 g de résidu sec (80°C) par kg de sol équivalent sec, soit 200 mg de résidu sec pour des échantillons de 25 g de sol équivalent sec. Pour le suivi de la dynamique de l'azote minéral du sol, les mélanges sol + résidus ou sol sans apport de résidus ont été placés dans des pots en polyéthylène de 60 mL. Pour chaque échantillon, a été ajouté au départ de l'incubation, 0.5 mL d'azote sous forme de KNO_3 permettant d'apporter 60 mg N kg^{-1} sol équivalent sec, afin que la décomposition des résidus s'effectue en conditions non limitantes en azote. Les pots ont ensuite été placés dans des bocaux en verre de 2 L où a été placé un piège à CO_2 (30 mL NaOH 1M), les pièges étant renouvelés régulièrement au cours de l'incubation afin d'éviter la saturation de la soude (**Figure 1**). Pour la mesure du CO_2 émis par le sol, les échantillons avec ou sans apport de résidus et avec apport d'azote minéral (60 mg N kg^{-1} sol équivalent sec) ont été placés dans des fioles à plasma de 250 mL (**Figure 2**). Dans chaque fiole à plasma, a été placé un piège à CO_2 constitué par un flacon à scintillation contenant 10 mL NaOH 0.25 M, les pièges étant renouvelés périodiquement. Bocaux et fioles à plasma ont ensuite été incubés à l'obscurité à 28° C pendant 168 jours, l'humidité de départ

(33.5 g de sol humide pour 25 g de sol sec, soit une humidité de 34%) a été contrôlée et maintenue constante par apport d'eau désionisée.



Figure 1 : Bocal contenant des pots en polyéthylène et le piège à CO₂ utilisé pour le suivi de l'azote minéral du sol



Figure 2 : Fiole à plasma contenant du sol et un flacon à scintillation pour la mesure du CO₂ émis par le sol.

2.4. Suivi de la dynamique de l'azote minéral du sol

L'azote minéral du sol a été mesuré après 0, 7, 14, 28, 56, 84, 112, 140 et 168 jours d'incubation à partir des pots incubés dans les bocaux hermétiques de 2 L, 4 échantillons étant alors prélevés par date et par traitement. Pour chaque répétition, l'échantillon de terre avec ou sans résidu est transféré dans un sachet en polyéthylène où sont ajoutés 100 mL de KCL 1 M. Les sacs sont ensuite soudés et agités pendant une heure à température ambiante. Après 2 h de décantation, 10 mL de surnageant sont ensuite prélevés puis stockés avant analyse à -20°C.

2.5. Suivi des émissions de carbone par le sol

La mesure du CO₂ dégagé par le sol a été effectuée pour les échantillons placés dans les fioles à plasma de 250 mL. Les prélèvements ont été effectués pour les dates suivantes : 3, 7, 10, 14, 28, 42, 56, 84, 112, 140 et 168 jours. A chaque date de prélèvement, les flacons à scintillation faisant office de piège à CO₂ (4 répétitions par traitement) sont prélevés, bouchés et remplacés par un nouveau piège (10 mL de NaOH 0.25 M). Les pièges prélevés sont ensuite stockés avant analyse dans une enceinte en absence de CO₂ dans l'atmosphère.

2.6. Détermination de l'azote minéral du sol

Les concentrations en azote minéral du sol (N-NO₃⁻, N-NH₄⁺), ont été déterminées par une méthode d'analyse colorimétrique séquentielle au moyen d'un analyseur Biosed Global 240 (Random access analyser, Axflow). L'analyseur est paramétré et calibré avec une gamme de 0 à 10 mg N L⁻¹ de N-NH₄Cl et de 0 à 30 mg N-KNO₃ dans une matrice KCL 1 M. Le principe des méthodes sont les suivants : Les ions nitrate sont réduits en ions nitrite par l'hydrazine en

condition basique et catalysés par le cuivre. Les ions nitrite réagissent ensuite avec le sulfanilamide pour former avec le N-1-naphtyl-éthylène diamine, un complexe violet dont son absorbance a été mesurée à 546 nm (Kamphake *et al.*, 1967); la détermination de l'azote ammoniacal est basée sur la formation d'un complexe coloré entre l'ion ammonium, le salicylate de sodium et le chlore en milieu alcalin, catalysé par le nitroprussiate de sodium, l'absorbance de ce complexe étant mesurée à 620 nm (Krom, 1980).

2.7. Expression des résultats obtenus

Les valeurs obtenues d'ions ammonium et celles des ions nitrate suite au dosage colorimétrique sont exprimées en mg L⁻¹. Les quantités d'ammonium ou nitrate du sol sont ensuite exprimées mg N kg⁻¹ de sol sec selon la formule suivante :

$$\text{N-NH}_4^+ \text{ ou N-NO}_3^- (\text{mg N kg}^{-1} \text{ sol sec}) = \frac{[(\text{mg L}^{-1} \text{ échantillon}) - (\text{mg L}^{-1} \text{ blanc})] * [100 \text{ mL KCl} + \text{mL eau sol}] * 1000}{1000 * 25}$$

avec mL eau du sol (g) = poids de sol sec incubé (25 g) x taux d'humidité (34%).

Les quantités d'azote minéral du sol (mg N kg⁻¹ sol sec) sont ensuite obtenues en sommant les quantités d'azote ammoniacal et nitriques. Pour représenter graphiquement les résultats, les données ont été calculées de la façon suivante :

- Pour chaque traitement, la quantité d'azote minéral présente dans le sol au départ de l'incubation (date = 0 jour) a été soustraite aux quantités d'azote dans le sol présentes dans le sol aux dates suivantes (7, 14, 28 et 56 jours) ;
- Pour les traitements avec résidus, les quantités d'azote dans le sol présentes dans le sol témoin aux dates 7, 14, 28 et 56 jours sont soustraites aux quantités d'azote dans le sol présentes dans le sol avec résidus aux dates correspondantes.

Cette façon de procéder permet de représenter graphiquement la dynamique de l'azote induite par la décomposition du résidu sans prendre en compte la dynamique de l'azote liée à la décomposition de la matière organique du sol, toutes les dynamiques ayant par ailleurs une valeur commune au démarrage de l'incubation (0 mg N kg⁻¹ sol sec).

2.8. Analyses statistiques

Les tests statistiques ont été effectués avec le logiciel R (R core team, 2015) en utilisant un seuil de signification de 5%. La comparaison des quantités d'azote minéral du sol induite par la décomposition des résidus pour chaque date a été effectuée au moyen d'un test d'analyse de variance. Le nombre de réplication étant faible, un test non paramétrique a été utilisé (tests de Kruskal-Wallis). Des tests a posteriori non paramétriques (test Nemenyi) ont également été réalisés par la suite dans le but de pouvoir déterminer significativement les traitements ayant

une fourniture en azote semblable et/ ou différente. La relation entre le rapport C/N des résidus et la quantité d'azote minérale induite par la décomposition des résidus a été établie pour chaque date au moyen d'un test de corrélation de Pearson après vérification des conditions d'application que sont la normalité des données pour les variables rapport C/N et fourniture d'azote minéral des résidus de végétaux (*Annexe 1*). La nature de la relation a ensuite été calculée au moyen du logiciel Excel (Microsoft ® Office Excel, 2010), et est représentée par une équation trouvée qui a permis d'obtenir un coefficient le plus élevé (*i.e.* relation logarithmique).

3. Résultats

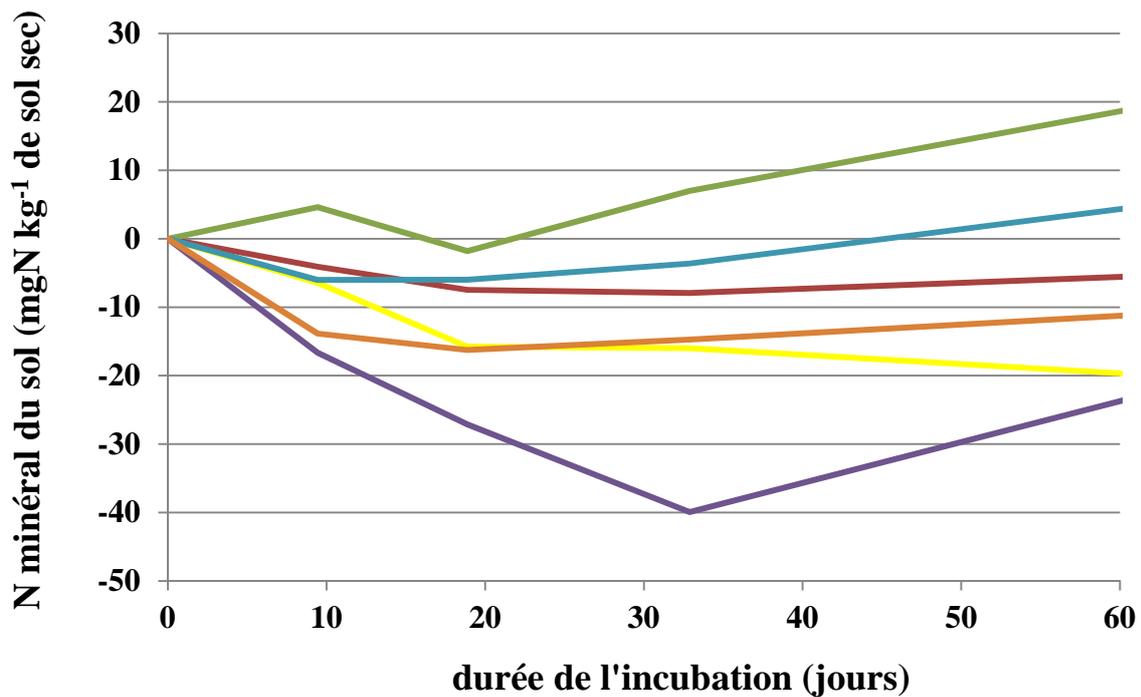
Les résultats concernant le suivi de la minéralisation du carbone des résidus n'étant pas disponibles, ils ne seront donc pas présentés dans le rapport. Concernant la dynamique de l'azote du sol, seuls les premiers 56 jours d'incubation seront présentés dans ce rapport.

La minéralisation nette de l'azote dans le témoin sans apport de résidus représente 13.5 mg N kg⁻¹ sol sec. Les quantités minéralisées pendant cette période correspondent à la dégradation de la matière organique endogène du sol.

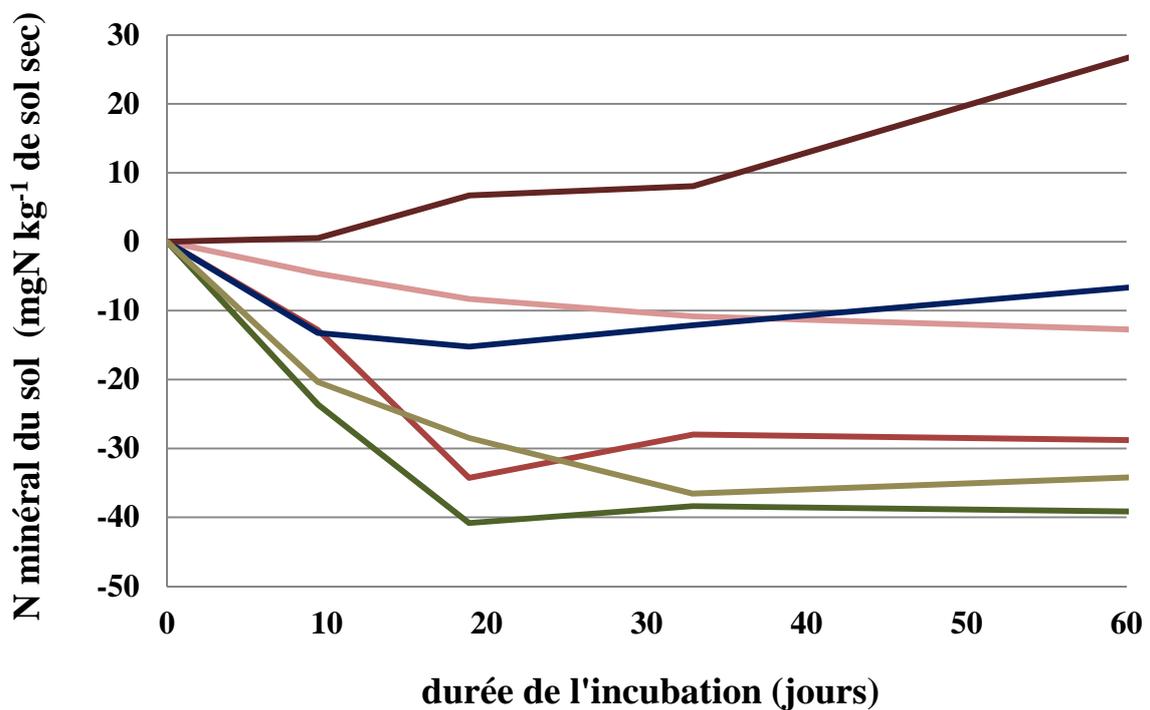
Tous les résidus de culture, excepté les résidus de vesce de Narbonne et de Fenugrec induisent une organisation de l'azote minéral du sol dans les premiers jours d'incubation. Par la suite, différents types de comportement sont observés pour la fourniture d'azote provenant de la décomposition des résidus. Parmi les espèces végétales étudiées, deux groupes sont distingués (*Figure 3*) :

- Les résidus des espèces qui induisent une minéralisation nette de l'azote minéral du sol tout le reste de l'incubation (fenugrec, vesce commune, vesce de Narbonne, lentille, haricot, pois chiche, soja) ;
- les résidus des espèces qui continuent d'induire une organisation de l'azote minéral (lupin, orge, sorgho, pois, féverole).

Du début de l'expérience au jour 56, il est ainsi possible de déterminer la tendance des espèces à fournir le plus d'azote au milieu que sont le fenugrec, la vesce de Narbonne et le pois chiche et des espèces à fournir le moins que sont l'orge, le sorgho et le lupin (*Figure 3*).



— pois — lentille — vesce de Narbonne — soja — pois chiche — haricot



— lupin — orge — féverole — vesce commune — fenugrec — sorgho

Figure 3 : Evolution de la quantité d'azote minéral du sol induite par la décomposition des résidus de culture comparée. Le témoin est représenté fictivement par l'axe des abscisses ($y = 0$).

Les résultats des tests statistiques montrent que, pour chaque date de prélèvement, la quantité d'azote minéral présente dans le sol et induite par la décomposition du sol n'est pas la même selon les traitements (*Tableau 2*).

Tableau 2 : Résultats des tests statistiques Kruskal-Wallis de la quantité d'azote minéral du sol (mg N kg⁻¹ de sol) induite par la décomposition des résidus (12 résidus de culture).

Date d'incubation	Chi ²	p	Ddl
Jour 7	37.25	0.0001	11
Jour 14	42.04	1.592e ⁻⁰⁵	11
Jour 28	43.879	4.694e ⁻⁰⁶	11
Jour 56	45.082	4.694e ⁻⁰⁶	11

Jour 7 :

vn fen le fev pc p lu vc h so sg o

Jour 14 :

fen vn pc le fev vc p h so sg lu o

Jour 28 :

fen vn pc le fev vc h p lp sg o so

Jour 56 :

fen vn pc vc le h fev p so lu sg o

Figure 4 : Représentation des tests a posteriori de Nemenyi pour chaque jour de prélèvement (fen = fenugrec, vn = vesce de Narbonne, pc = pois chiche, le = lentille, fev = féverole, vc = vesce commune, p = pois, h = haricot, so = soja, sg = sorgho, lu = lupin, o = orge). Les quantités moyennes d'azote minéral du sol induites par la décomposition des différents résidus réunies par un trait commun ne sont pas différentes au seuil de 5%.

Les tests à posteriori de Nemenyi (*Annexe 2*) ont permis ensuite de mettre en évidence les différences significatives entre traitements pour chaque date d'incubation. La *Figure 4* représente le classement des moyennes. Celles-ci varient quelque peu entre dates et certaines moyennes peuvent appartenir à plusieurs ensembles. Deux ensembles se démarquent particulièrement, ce sont les valeurs extrêmes avec d'une part le groupe 1 (vesce de Narbonne, fenugrec) et d'autre part le groupe 2 (orge, sorgho).

Ensuite, les tests de corrélation de Pearson (*Tableau 3*) ont permis de mettre en évidence la significativité de la relation entre l'effet des résidus végétaux sur la quantité d'azote minéral du sol induite par leur décomposition dans le sol et le rapport C/N des résidus, et ce pour chaque date de prélèvement. Le *Tableau 3* met en évidence une relation très hautement significative ($p \approx 0.001$) entre les deux variables pour 3 des dates et moyennement significative ($p = 0.01$) pour le premier prélèvement (jour 7). Les valeurs négatives du coefficient r montrent par ailleurs que plus le rapport C/N est élevé plus la quantité d'azote présente dans le sol et induite par la décomposition du résidu est faible (*Tableau 3* et *Figure 5*). Le lien entre les 2 variables a pu être ensuite représenté graphiquement par une relation logarithmique (*Figure 5*), confirmant d'une part que plus le rapport C/N est élevé plus la quantité d'azote présente dans le sol et induite par la décomposition du résidu est faible. Les coefficients d'ajustement relativement élevés (*Tableau 3*) révèlent que l'équation choisie représente bien la relation entre les 2 variables.

Tableau 3 : Résultats des tests statistiques de corrélation de Pearson entre le rapport C/N des résidus et la quantité d'azote minéral présente dans le sol induite par la dégradation des différents résidus végétaux.

Temps	p	r	R ²
Jour 7	0.01	-0.68	0.55
Jour14	0.00028	-0.87	0.74
Jour 28	0.00157	-0.81	0.73
Jour 56	0.00020	-0.87	0.86

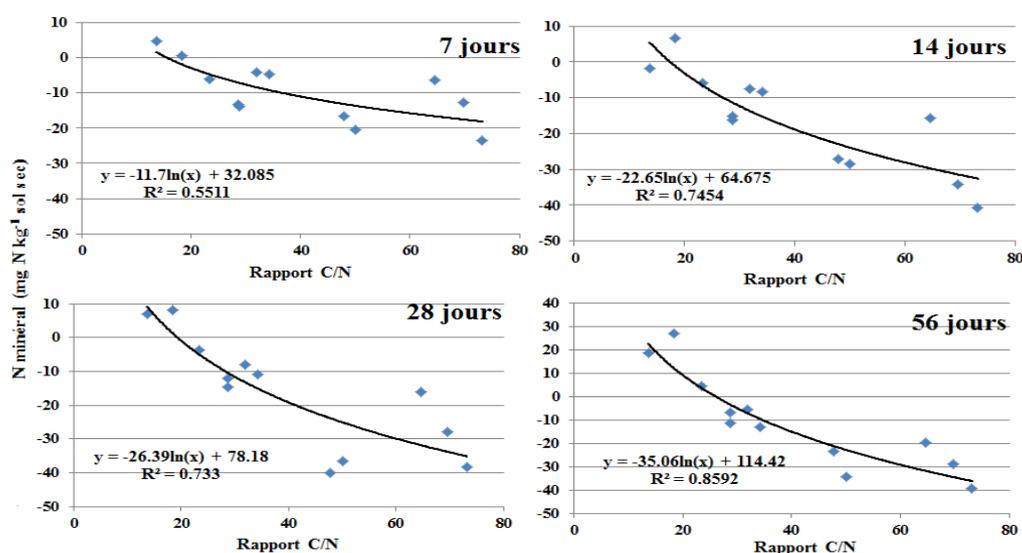


Figure 5 : Relation entre la quantité d'azote minéral présente dans le sol induite par la décomposition des résidus végétaux et leur rapport C/N à différentes dates d'incubation.

5. Discussion

Les dynamiques de minéralisation de l'azote du sol induites par la décomposition des résidus végétaux, ainsi que les quantités d'azote minéralisées déterminées pour chaque date de prélèvement, varient d'une espèce à l'autre. Même si l'analyse de variance montre une différence de l'effet « résidu » pour les premières dates d'incubation, le classement des moyennes effectué a posteriori montre tout de même peu de différence entre les résidus des différentes espèces. Ce résultat peut s'expliquer en partie par le fait que les résultats ne concernent que la première partie de l'incubation, la durée totale prévue de l'incubation étant de 168 jours. Plusieurs études aussi ont mis en évidence cet effet « espèce » (Carroue *et al.*, 1999 ; Trinsoutrot *et al.*, 2000; Justes *et al.*, 2009). Par ailleurs, les courbes dynamiques des 12 résidus étudiés sont comparables à ce qui a été généralement observé pour d'autres types de résidus, par exemple *Brassica napus L.*, *Triticum aestivum*, *Zea mays L.*, *Secale cereale L.*, *Pisum sativum L.*; *Soja hispida*, *Raphanus sativus L.* et *Lolium L.* (Nicolardot *et al.*, 2001) ou encore *Sinapis alba L.*, *Raphanus sativus L.* et *Lolium multiflorum L.* (Justes *et al.*, 2009). Les résidus de vesce de Narbonne et Fenugrec induisent une minéralisation nette de l'azote dès le début de l'incubation, la minéralisation représentant respectivement 7 et 13.4 % de l'azote apporté par les résidus à 56 jours d'incubation. Tous les autres résidus induisent une phase d'organisation nette où l'azote minéral présent dans le sol décroît. L'organisation correspond en fait à l'utilisation de l'azote par les micro-organismes du sol lors de la décomposition des résidus pour effectuer la synthèse des protéines microbiennes (Nicolardot *et al.*, 1997). Par la suite, la quantité d'azote minéral du sol augmente de nouveau pour la plupart des résidus. Cette seconde phase correspond à une minéralisation nette de l'azote, résultant de la dégradation de l'azote par les micro-organismes. Comme déjà énoncé organisation et minéralisation sont des processus simultanés et opposés (Recous *et al.*, 1996), la quantité d'azote à un moment donné donc résulte de la différence entre ces deux processus libérant ainsi de l'azote minéral dans le sol (Justes *et al.*, 2009 ; Nicolardot *et al.*, 1997). D'autre part, Justes *et al.* (2009) ont précisé le processus de décomposition des résidus de culture en mettant en évidence 2 phases : i) une phase de minéralisation rapide où sont décomposés les composés organiques simples (lipides, protéines, sucres) puis ii) une phase de minéralisation lente qui correspond à la décomposition d'éléments plus complexes, riches en carbone qui sont progressivement incorporés dans la matière organique stable du sol. Si la période d'incubation étudiée dans ce rapport était plus longue, il aurait été possible de modéliser la dynamique de l'azote après enfouissement des résidus dans le sol. La

minéralisation de l'azote rapide observée en début d'incubation se serait progressivement ralenti avec l'avancement de l'incubation (Carroue *et al.*, 1999).

Plusieurs facteurs affectent le processus de décomposition des matières organiques dans le sol comme la température, l'humidité, les caractéristiques du sol, les interactions biotiques, la taille de la biomasse microbienne, ou encore la composition biochimique de la matière organique du sol (Carroue *et al.*, 1999 ; Houot *et al.*, 1996 ; Chaussod *et al.*, 1986 ; Delphin, 1986 ; Machet *et al.*, 1990 ; Seligman et Van Keulen, 1981). Dans la mesure où les conditions expérimentales sont maintenues constantes et homogènes, le seul facteur responsable des différences observées ne peut provenir que du résidu lui-même. En réalité, la décomposition des résidus de culture dépend de leur composition biochimique et de leur rapport C/N des résidus (Trinsoutrot *et al.*, 2000). La composition chimique des résidus n'ayant pas fait l'objet d'investigation, seul le rapport C/N des résidus a été déterminé dans notre étude. Il est constaté qu'il existe une relation statistique forte entre le rapport C/N des résidus et la quantité d'azote présente dans le sol induite par la décomposition des résidus, et ce pour toutes les dates de prélèvement : plus le rapport C/N du résidu est faible plus la décomposition des résidus induit une plus forte quantité d'azote minéralisée dans le sol. Ce lien se renforce avec l'avancement de l'incubation car lors du premier prélèvement la valeur du coefficient de corrélation est plus faible que pour les autres dates. Durant le processus d'organisation, la biomasse du sol assimile l'azote minéral dans le même temps que l'oxydation des substrats carbonés. Les processus peuvent s'expliquer de la façon suivante en considérant que la biomasse microbienne a un faible rapport C/N (voisin de 8) (Nicolardot *et al.*, 1997) : i) Si les résidus de culture décomposés par la biomasse microbienne ont un rapport C/N élevé (cas pour les pailles d'orge et de sorgho), les faibles quantités d'azote organique contenues dans les résidus sont insuffisantes pour satisfaire les besoins de la microflore pour assimiler le carbone organique, les micro-organismes puisant dans le stock d'azote minéral du sol pour compléter et satisfaire leurs besoins qui induit alors une organisation nette de l'azote minéral du sol ; ii) au contraire, lorsque le rapport C/N des résidus est faible (cas les résidus de fenugrec et vesce de Narbonne) et donc que la quantité d'azote organique contenue dans les résidus est supérieure aux besoins d'azote des micro-organismes pour décomposer le carbone, alors l'excès d'azote organique dégradé est libéré dans le sol sous forme minérale lors de la décomposition des résidus, ce qui induit une minéralisation nette de l'azote dans le sol (Nicolardot *et al.* 1997). En effet, les résultats mettent en évidence que les résidus de culture qui induisent une minéralisation nette la plus élevée, sont ceux qui ont un rapport C/N très bas, par exemple les résidus de fenugrec induisent une minéralisation nette d'azote supérieure

aux autres résidus et possède le rapport C/N le plus bas. A l'inverse les espèces qui montrent la plus grande organisation nette sont ceux qui ont le ratio le plus élevé tel que les résidus d'orge et de sorgho (les deux espèces non légumineuses).

Les résultats obtenus au cours de l'incubation permettent d'évaluer *in fine* le service écosystémique que constitue la fourniture potentielle d'azote par les différents types de résidus. Au regard des premiers résultats obtenus, seuls les résidus issus des cultures de fenugrec, vesce de Narbonne pois chiche induisent une fourniture nette de l'azote, représentant 3 à 14% de l'azote apporté à 56 jours d'incubation. Pour les autres résidus, il est nécessaire de poursuivre l'incubation pour différencier ceux qui vont entraîner une fourniture positive de ceux qui vont plutôt induire une organisation de l'azote. En ce qui concerne les résidus des espèces non légumineuses, pour le moment ce sont les espèces qui ne fournissent pas d'azote. Cela suggère que les espèces de légumineuses offrent un service écosystémique de fourniture d'azote plus important que les espèces non légumineuses. Dans la littérature, des tendances de résultats comparables aux nôtres sont observées pour les résidus des espèces de notre étude : par exemple le fenugrec peut fournir jusqu'à 100 kg N ha⁻¹ (Sem-partners, 2010), les vesces plus de 20 kg N ha⁻¹ et lentilles plus de 10 kg N ha⁻¹ tandis que le sorgho immobilise – 10 kg N ha⁻¹ (GREEN, 2014).

6. Conclusions

Notre étude a eu pour objectif de quantifier les effets potentiels de différents résidus de culture de légumineuses, comparés à ceux issus de cultures non légumineuses (orge, sorgho) sur la dynamique de l'azote minéral du sol. Notre étude montre que la dynamique de l'azote obtenue après incorporation des résidus de légumineuses est de même nature que celle obtenue pour d'autre résidus de culture et que les quantités d'azote minéralisées sont fortement reliées au rapport C/N des résidus. Les résultats acquis ne sont que partiels car l'incubation doit être poursuivie pendant 168 jours. A l'issue de l'étude, les résultats obtenus seront confrontés aux simulations du module résidus du modèle STICS (Brisson *et al.*, 1998) qui simule la décomposition du carbone et de l'azote utilisés en utilisant comme seul paramètre descriptif le rapport C/N des résidus. Ce modèle sera notamment utilisé pour simuler les flux d'azote et d'eau du système sol-plante *in situ* et aussi pour simuler les pertes d'azote pendant les cultures de légumineuses lors des études conduites pour effectuer un bilan d'azote sur ces cultures. Enfin les résultats obtenus dans notre étude serviront également à construire un référentiel utilisable par les acteurs sur les quantités d'azote libérées par les résidus de culture de légumineuses et potentiellement utilisables par les cultures qui suivront.

Références bibliographiques

- Bado BV (2002) Rôle des légumineuses sur la fertilité des sols ferrugineux tropicaux des zones guinéenne et soudanienne du Burkina faso. PhD dissertation, Université Laval, Québec, Canada
- Baize D, Girard MC, Association française pour l'étude du sol .(2009) Référentiel pédologique. 1ere edn. Quae, Paris
- Barroin G (2004) Phosphore, azote, carbone... Du facteur limitant au facteur de maîtrise. Le Courrier de l'environnement de l'INRA 52 : 23-30
- Bedoussac L, Journet EP, Hauggaard-Nielsen H, Naudin C, Corre-Hellou G, Prieur L, Jensen ES, Justes E (2012) Les cultures associées de céréale-légumineuse à graines : une application de principes écologiques au service de l'agriculture biologique. *Plaquette issue du projet ANR PerfCom*
- Bremer E, Van Kessel C (1992) Plant-available nitrogen from lentil and wheat residues during a subsequent growing season. *Soil Science Society of America Journal* 56 (4) : 1155-1160
- Brisson N, Mary B, Ripoche D, Jeuffroy MH, Ruget F, Nicoullaud B, Gate P, Devienne-Barret F, Antonioletti R, Dürr C, Richard G, Beaudoin N, Recous S, Tayot X, Plenet D, Cellier P, Machet JM, Meynard JM, Delécolle R (1998) STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18 : 311–346
- Bowman G, Shirley C, Cramer C (1998) Managing cover crops profitably. 2nd edition, the Sustainable Agriculture Network, Beltsville
- Burgos P, Madejon E, Cabrera F (2006) Nitrogen Mineralization And Nitrate Leaching Of A Sandy Soil Amended With Different Organic Wastes. *Waste Management & Research* 24 : 175-182
- Carroue B, Jannot P, Justes E, Kouassi AS, Mathys L (1999) Fertilisation azotée de trois légumineuses: le haricot, la luzerne et le pois protéagineux. CORPEN Edition, France
- Chaussod R, Nicolardot, B, Catroux G, Chretien J (1986) Relations entre les caractéristiques physicochimiques et microbiologiques de quelques sols cultivés. *Science du sol* 2 : 213-226
- Chaves B, De Neve S, Hofman G, Boeckx P, Van Cleemput O (2004) Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manures as related to their (bio) chemical composition. *European Journal of Agronomy* 21 : 161–170
- Chrétien J (2000) Référentiel pédologique de Bourgogne à 1/250000(régions naturelles, pédopaysages et sols de la Côte-d'Or), Edition 2000. INRA (Centre de recherche d'Orléans, Unité Infosol), France
- Cohan JP, Pauget J (2013) Couverts intermédiaires : l'azote des légumineuses valorisable pour le maïs suivant. *Perspectives agricoles* 380 : 44-48
- Constantin J, Beaudoin N, Laurent F, Cohan JP, Duyme F, Mary B (2011) Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil* 341 (1-2) : 137-154

- Delphin JE, Chapot JY, Schoellen A, Huck C, Schneider C, Schwab G (1991) Relations entre le pouvoir minéralisateur des sols et la minéralisation nette de l'azote au champ. *Agronomie* 11 (6) : 439-445
- Delphin JE, Huck C, Tiquet JL (1996) Evaluation du pouvoir minéralisateur de sols agricoles en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. *Agronomie* 6 (5) :453-458
- Dommergues YR, Duhoux E, Diem HG (1999) Les arbres fixateurs d'azote, Editions Espaces 34. ORSTOM, FAO, Montpellier
- Epstein E (1972) Mineral nutrition of plants : Principles and perspectives, 2nd edn. Wiley, New York
- Foth HD (1990) Fundamentals of soil science, Foth ed. Wiley, New York
- Groupe Régional d'Experts Nitrate (2014) Méthodes de références de calcul de la dose d'azote prévisionnelle, Champagne-Ardenne
- Haynes RJ (1986) Origin, distribution and cycling of nitrogen in terrestrial ecosystems. In : Haynes RJ (eds) Mineral nitrogen in the plant-soil system. Academic Press, Orlando, pp 1-15
- Henriksen TM, Breland TA (1999) Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *soil biology and biochemistry* 13 : 1135–1149
- Houot S, Cadot L, Molina JAE (1996) Simulation by NCSWAP of the nitrogen dynamics under crop amended with sewage sludge in two soils. In : Van Cleemput O, Hofman G, Vermoesen A (eds) Progress in Nitrogen Cycling Studies . Springer, Netherlands, pp 413-418
- 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 (1-2) : 171-185
- Kamphake LJ, Hannah SA, Cohen JM (1967) Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water research* 1 (3) : 205-216
- Krom MD, Berner RA (1980) The diffusion coefficients of sulfate, ammonium, and phosphate ions in anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography* 25 (2) : 327-337
- Kuo S, Sainju UM (1998) Nitrogen mineralization and availability of mixed leguminous and non-leguminous cover crop residues in soil. *Biology and Fertility of Soils* 26 (4) : 346-353
- Kurtz LT, Boon LV, Peck TR, Hoeft RG (1984) Crop rotation for efficient nitrogen production. In : Hauck D (ed) Nitrogen in crop production. Madison, WI, pp 295–305
- Lamaze T, Khamis S, Foyer C, Farineau J, Valadier MH, Morot-Gaudty JF (1990) Effet d'une limitation en N sur la photosynthèse chez le maïs. In : Physiologie et production du maïs, Editions Quae. Paris, pp 113-121
- Lindstrom K, Murwira M, Willems A, Altier N (2010) The biodiversity of beneficial microbe-host mutualism : the case of rhizobia. *Research in Microbiology* 161 (6) : 453-463

- Machet JM, Mary B (1990) sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture. In : Calvet R (ed) Nitrates – Agriculture - Eau. Editions Quae, Paris, pp 395-402
- Machet JM, Laurent F, Chapot JY, Doré T, Dulout A (1997) maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In Lemaire G, Nicolardot B (eds) maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA édition, Reims, pp 271-288
- Morvan T, Chabalier PF, Saint Macary H, Paillat JM (2003) Biotransformations résultant de l'apport de produits organiques sur des sols de la Réunion. In : Modélisation des flux de biomasse et des transferts de fertilité - Cas de la gestion des effluents d'élevage à l'île de la Réunion. Actes du séminaire, Montpellier
- Mvondo Awono JP (1997) Fertilisation azotée du maïs-grain (*Zea mays* L.) en rotation avec une luzerne non dormante (*Medicago sativa* L. var. nitro). Ph dissertation, université Laval, Québec, Canada
- Nicolardot B, Mary B, Houot S, Recous S (1997) La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In : Lemaire G, Nicolardot B (eds) Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA Edition, Paris, pp 87-103
- 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 and Soil* 228 (1) : 83-103
- Pansu M, Thuries L (2003) Kinetics of C and N Mineralization, N Immobilization and N Volatilization of Organic Inputs in Soil. *Soil biology and biochemistry* 35 : 37-48
- Ponge JF, Bartoli M (2009) L'air du sol, c'est la vie de la forêt. *Forêt Privée* 307 : 63-70
- Probert ME, Dimes JP, Keating BA, Dalal RC, Strong WM (1998) Apsim's water and nitrogen modules and simulation of the dynamics of water and nitrogen in fallow systems. *Agricultural systems* 56 : 1-28
- Rahn CR, Lillywhite RD (2002) A study of the quality factors affecting the short-term decomposition of field vegetable residues. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 82 (1) : 19-26
- R Core Team (2015) R : A language and environment for statistical computing version 3.1.3. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL, <http://www.R-project.org/>
- Rescous S, Nicolardot B, Simon JC (1996) Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In : Riou C, Bonhomme R, Chassin P, Neveu A, Papy F(eds) L'eau dans les agrosystèmes. INRA Edition, Paris, pp 193-215
- Sebillotte M, Meynard JM (1990) Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées. In : Calvet R (ed) Nitrates Agriculture Eau. Editions Quae, Paris, pp 289-313
- Seligman NG, Van Keulen H (1981) PAPRAN : A simulation model of annual pasture production limited by rainfall and nitrogen. In : Frissel MJ, Van Veen JA (eds) Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems : papers of a workshop, Models for the behaviour of nitrogen in soil and uptake by plant, comparison between different approaches. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, pp 192- 221
- Sem-partners (2010) Comparaison des différents couverts Eco-azote, France

- Sharifi M, Matsumura S, Hirasawa T, Komatsuzaki M (2009) Apparent Nitrogen Mineralization Rates of Several Green Manures Incorporated in Soil and the Application Effects on Growth of Komatsuna Plants. *Japanese Journal of Farm Work Research* 44 (3) : 163-172
- Sierra J (1990) Analysis of soil nitrogen mineralization as estimated by exponential models. *Soil biology and biochemistry* 22 : 1151-1153
- Stevenson JF (1984) *Humus Chemistry, genesis, composition, reactions*, 2nd edn. Wiley, New York
- Stevenson JF (1986) *Cycles of soil : carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*, 2nd edn. Wiley, New York
- Trinsoutrot I, Recous S, Bentz B, Lineres M, Cheneby D, Nicolardot B (2000) Biochemical Quality of Crop Residues and Carbon and Nitrogen Mineralization Kinetics under Nonlimiting Nitrogen Conditions. *Soil Science Society of America Journal* 64 : 918-926
- Varvel GE, Peterson TA (1990) Nitrogen fertilizer recovery by corn in monoculture and rotation systems. *Agronomy Journal* 82 : 935-938
- Verberne ELJ, Hassink J, De Willigen P, Groot JJR, Van Veen JA (1990) Modelling organic dynamics in different soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38 : 221-238
- Vericel G, Minette S (2010) Mieux gérer l'interculture pour un bénéfice agronomique et environnemental Légumineuses, comment les utiliser comme cultures intermédiaires? . Brochure de la Chambre Régionale d'Agriculture, Poitou Charentes
- Werner D, Newton WE (2005) *Nitrogen fixation in agriculture, forestry, ecology, and the environment*, 1ere edn. Springer Science & Business Media., The Netherland

Annexe 1 : Test de normalité des données (shapiro test) des variables « rapport C/N » et « quantité d'azote ».

Variables	W	p
Rapport C/N	0.9179	0.2692
N (mg N kg ⁻¹ sol sec) à 7 j	0.9744	0.9513
N (mg N kg ⁻¹ sol sec) à 14 j	0.9696	0.9063
N (mg N kg ⁻¹ sol sec) à 28 j	0.9261	0.3404
N (mg N kg ⁻¹ sol sec) à 56 j	0.9599	0.7824

Annexe 2 : Liste des différences significatives entre les moyennes de quantité d'azote de la décomposition des résidus des différentes espèces végétales, issus du test à posteriori de comparaison de variance (Nemenyi test), pour chaque date de prélèvement.

- Lors du jour 7, les traitements ayant des différences significatives sont le Fenugrec et l'orge (p=0.0294), le fenugrec et le sorgho (p=0.0346), la vesce de Narbonne et l'orge(p=0.0038), la vesce de Narbonne et le sorgho (p= 0.0047).
- Lors du jour 14 les traitements ayant des différences significatives sont le Fenugrec et l'orge (p= 0.00061), le fenugrec et le lupin (p= 0.000515), la vesce de Narbonne et l'orge (p= 0.00627),la vesce de Narbonne et le lupin (p= 0.3758).
- Lors du jour 28, les traitements ayant des différences significatives sont le Fenugrec et l'orge (p= 0.0069), le fenugrec et le soja (p = 0.0034), le fenugrec et le sorgho (p=0.0134), la vesce de Narbonne et l'orge (p= 0.0076), la vesce de Narbonne et le soja (p= 0.0038), la vesce de Narbonne et le sorgho (p=0.0145).
- Lors du jour 56, les traitements ayant des différences significatives sont le fenugrec et le lupin (p= 0.01218), le fenugrec et l'orge (p=0.00085), le fenugrec et le sorgho (p=0.00311), la vesce de Narbonne et le lupin (p= 0.04773), la vesce de Narbonne et l'orge (p= 0.00466), la vesce de Narbonne et le sorgho (p= 0.01462).

Résumé

L'azote est un élément essentiel pour la croissance et le développement des espèces cultivées. La plupart des espèces ne sont capables d'utiliser que l'azote sous forme minérale alors que les espèces légumineuses ont la capacité d'utiliser l'azote atmosphérique via une symbiose avec les bactéries du genre *Rhizobium*. Lorsque les résidus de culture sont enfouis, cela permet de restituer l'azote au sol susceptible d'être utilisé par la culture suivante. L'objectif de notre étude a été de quantifier le service écosystémique « fourniture potentielle d'azote » de différents résidus d'espèces légumineuses. Pour cela, la minéralisation potentielle d'azote du sol des résidus de 10 espèces légumineuses (pois, lupin, féverole, lentille, soja, pois chiche, haricot, fenugrec, vesce de Narbonne, vesce commune) comparée à 2 espèces non légumineuses (sorgho, orge), a été étudiée en conditions contrôlées lors d'une incubation de 56 jours. La cinétique de l'azote minéral du sol induite par la décomposition des résidus est relativement comparable aux données de la littérature. La plupart des résidus légumineux induisent une phase d'organisation nette, plus ou moins longue selon les résidus, suivie d'une phase de minéralisation nette. Seuls les résidus de fenugrec et vesce de Narbonne ont induit une minéralisation nette de l'azote pendant toute la durée de l'incubation, 13.4 et 7 % de l'azote de ces résidus étant minéralisés à 56 jours d'incubation. Les quantités d'azote minéral induits par décomposition des résidus ont été corrélés au rapport C/N des résidus conformément aux résultats de la littérature : plus le rapport C/N des résidus est faible, plus la quantité d'azote minéral restitué au sol est importante. L'incubation de sol sera poursuivie 168 jours afin d'obtenir des cinétiques qui serviront à vérifier le paramétrage du module de décomposition des résidus présent dans le modèle STICS qui simule les flux d'eau et d'azote dans le système sol-plante-atmosphère.