

## Quantification et modélisation de la production et des bilans C et N en systèmes de culture biologiques (AB)

Nicolas Beaudoin<sup>1\*</sup>, Bénédicte Autret<sup>1</sup>, Lucia Rakotovololona<sup>1</sup>, Aïcha Ronceux<sup>2</sup>, Michel Bertrand<sup>3</sup>, Paul Mäder<sup>4</sup>, Jorgen Olesen<sup>5</sup>, Florent Chlébowski<sup>1</sup>, Loïc Strullu<sup>1</sup>, Amélie Lengrand<sup>1</sup>, Joël Léonard<sup>1</sup>, Bruno Mary<sup>1</sup>

<sup>1</sup> INRA, UPR 1158 AgroImpact, site de Laon, F-02000 Barenton-Bugny, France

<sup>2</sup> Agro-Transfert R&T, 2, Chaussée de Brunehaut - 80200 Estrées Mons, France

<sup>3</sup> INRA-ENS-IRD-CNRS, UMR 1392 Versailles-Grignon, Paris, France

<sup>4</sup> Research Institute of Organic Agriculture, Ackerstrasse, CH-5070 Frick, Switzerland

<sup>5</sup> Danish Institute of Agricultural Sciences, Department of Crop Physiology and Soil Science, Tjele, Denmark

\* personne à contacter : Nicolas.Beaudoin@inra.fr

### Résumé

*L'agriculture biologique (AB) est annoncée relevant le défi alimentaire et de durabilité. Son bilan environnemental est a priori positif en termes de pression de pesticides et de maintien de la biodiversité mais discuté pour ses impacts liés aux cycles C-N, en particulier dans les systèmes de grande culture sans élevage. Les fronts de science sont les régulations biotiques, les déterminants des cycles biogéochimiques et leur modélisation.*

*Le projet ENBIOexpé vise à quantifier et modéliser la variabilité de la production et des bilans d'eau, carbone et azote des systèmes de grande culture AB et/ou à bas intrants (BI). Les résultats marquants de deux thèses sont décrits dans ce chapitre : - variabilité spatiale des pertes de nitrate et du rendement en systèmes AB d'un réseau de 35 parcelles pendant 3 ans en Hauts-de-France; - bilan de gaz à effet de serre (GES) sur l'essai « La cage » à Versailles (F) et des pertes en azote sur les essais « Organic » à Foulom (Dk) et « DOK » à Thervil (Suisse), à long terme de systèmes AB et BI. La calibration et le test préalable du modèle STICS font l'objet d'un autre chapitre de ce rapport (Chlébowski et al., 2017). Les résultats de l'étude de 35 parcelles confirment la forte variabilité des pertes en nitrate : - à l'échelle locale, avec une forte amplitude de 7 à 70 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> entre succession culturale automnale ; - à l'échelle des 11 systèmes de culture étudiés, la moyenne  $\pm$  écart type est de 38  $\pm$  18 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>. Sur les parcelles en céréales, l'écart entre le rendement potentiel prédit par le modèle STICS et le rendement réel mesuré varie entre 3.1 et 6.8 t MS ha<sup>-1</sup> et s'explique entre 48 et 75% par le facteur azote suivant les années. Le suivi de l'essai de l'INRA Versailles a permis d'évaluer le stockage C et N du sol, le surplus et les pertes d'azote pendant 16 ans de systèmes SE. Le stockage est très important en agriculture de conservation (CA), modéré en système AB et nul en CONV. Les pertes d'azote par voie gazeuse, estimées par défaut de bilan, se classent autrement : CA >> CONV > AB. Le bilan d'émissions (directes et indirectes) de gaz à effet de serre résulte alors d'effets de compensation entre variables : CONV >> CA > 0 > AB.*

*L'application de STICS sur les traitements CONV et AB à Foulum (20 ans) et DOK (39 ans) montre la possibilité de simuler la production, et les impacts C et N avec des formalismes communs, là où les bio-agresseurs sont bien contrôlés. La relation entre pertes d'azote prédites et surplus d'azote se révèle équivoque : à Foulum, pertes d'azote variables avec des surplus N proches ; à DOK, surplus N contrastés avec des pertes proches.*

*Ces résultats confirment l'importance des éléments C et N dans l'évaluation de agro-environnementale des systèmes alternatifs, qui doit être multicritère et à long terme. La modélisation déterministe en AB, s'avère fructueuse, à condition d'en définir le domaine de validité. Une autre étape sera le test multicritère de scénarios innovants proposés par les agriculteurs dans la cadre d'une modélisation d'accompagnement.*

# 1. Introduction générale

## 1.1. Contexte

### 1.1.1. Contexte agri-environnemental

L'agriculture participe aux crises globales : alimentaire, énergétique, climatique, environnementale et sociale, en produisant des services ou di-services (Figure 1). En Europe et France, la tendance est à la spécialisation, l'intensification et la simplification des systèmes de culture conventionnels (CONV), associée le plus souvent avec une séparation croissante des systèmes d'élevage (Mignolet et al., 2007). Cependant, des alternatives apparaissent, car de nombreux rétrocontrôles sont possibles (Prospective Agrimonde, 2009). Elles relèvent certains défis en s'appuyant sur les génies génétiques, technologiques ou écologiques. La voie s'appuyant sur les synergies proposées par l'agro-écologie est considérée comme la plus sûre pour relever le défi alimentaire mondial (de Schutter, 2011). L'agriculture de conservation (AC) et l'agriculture biologique (AB) sont ainsi promues par la FAO. L'AC se base théoriquement sur trois principes principaux complémentaires : la perturbation minimale du sol ou l'absence de labour profond, la diversification des cultures dans la rotation et une couverture végétale permanente des sols ([www.fao.org/ag/ca/](http://www.fao.org/ag/ca/)). Cependant, l'utilisation des pesticides n'est pas systématiquement réduite en AC (Sans et al., 2011). Des expérimentations de longue durée comparant d'autres systèmes à bas intrants (BI) ont montré la sensibilité de la réponse de la production et/ou des sorties environnementales au niveau et à l'origine des entrées d'azote (Wells et al., 2000 ; Eltun et al., 2002 ; Torstensson et al., 2006 ; Ross et al., 2008) ; elles montrent de plus que la valorisation économique des systèmes alternatifs n'est pas acquise en dehors des systèmes fourragers et/ou de l'agriculture biologique.

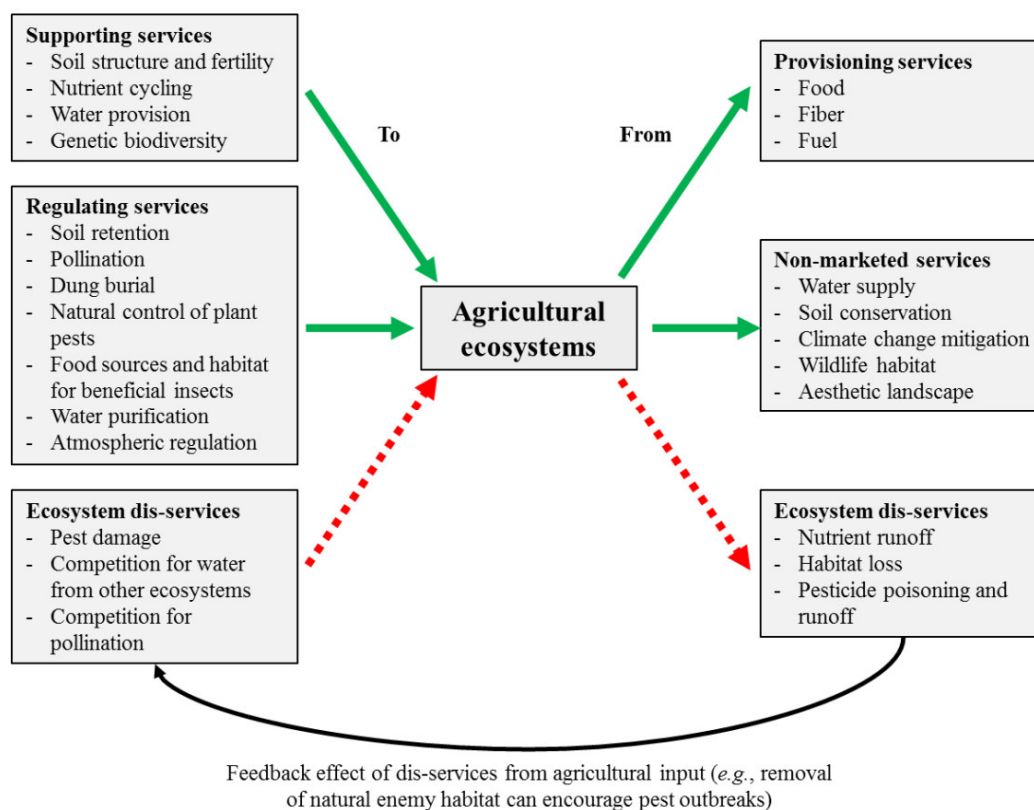


Figure 1. Services et di-services écosystémiques de l'agriculture, respectivement sous forme de flèches vertes et rouges (Autret, 2017, adapté de Zhang et al., 2007).

L'AB est un prototype d'agriculture durable, ayant anticipé la tendance agro-écologique de longue date (Gautronneau, 1997). Elle est économiquement viable et socialement acceptable grâce à la proscription des produits de synthèse et la certification de la chaîne de production – transformation (Viaux, 2016). La protection des cultures s'appuie exclusivement sur les régulations biologiques, la lutte mécanique et le renforcement de la résilience des systèmes et proscrit le recours aux produits chimiques de synthèse

(Lammerts et al., 2002). Les systèmes AB se caractérisent par la diversité des cultures et des gestions de l'interculture, le fort recours aux légumineuses, en culture principale, associée ou intermédiaire, et la pression des bio-agresseurs. Leurs bilans environnementaux sont *a priori* favorables vis à vis des risques de pollution par les phytosanitaires et le maintien de la biodiversité. Cependant, leurs impacts sur les cycles de l'eau, du carbone et de l'azote nécessitent d'être précisés, en particulier pour les systèmes de culture sans élevage (Mondelaers et al., 2009 ; Tuomisto et al., 2012 ; Benoit et al., 2014 ; Sautereau et Benoit, 2016).

Les systèmes de culture AB sans élevage intègrent peu ou pas de cultures fourragères et d'apports d'effluents. Cela impacte leur conception sur deux aspects : *Primo*, la lutte contre les bio-agresseurs implique de faire jouer au maximum les leviers de l'AB : (i) diversifier les cultures, (ii) utiliser des variétés robustes, (iii) décaler les semis, (iv) travailler le sol. *Secondo*, la rareté des effluents demande d'optimiser la gestion de ces effluents et d'injecter de l'azote en insérant des espèces légumineuses, implantées de façon variable : culture principale seule ou associée, culture intermédiaire, culture sous couvert. Les rotations culturales sont donc complexes, en termes de cultures principales et de gestion de l'interculture. La quantification de leurs impacts sur les cycles de l'eau, du carbone et de l'azote nécessite de prendre en compte cette diversité.

### 1.1.2. Contexte scientifique

Le développement et la durabilité de systèmes de culture AB sans élevage posent des questions agronomiques spécifiques, en termes de maîtrise des adventices et de gestion de la fertilité des sols. Le levier principal consiste à injecter de l'azote réactif via la fixation de légumineuses dans ces systèmes (Rochester et al., 2001 ; Crews et Peoples, 2004). Cependant bien quantifier la fixation symbiotique est difficile, ce qui est source d'incertitude dans l'établissement du bilan d'azote. De plus, si les pertes d'azote sont majoritairement dues au devenir des résidus de culture de légumineuses, la quantification dynamique de leur minéralisation est incertaine (Jeuffroy et al., 2013). De plus, ils peuvent recourir à des produits résiduels organiques dont la dynamique de minéralisation pose tout autant question. Enfin, la nutrition azotée, voire phosphatée, et la maîtrise des adventices déterminent ensemble la production agricole, dont dépend la durabilité de ces systèmes. Ces facteurs conduisent probablement à des risques variables en termes de pertes d'azote, de stockage de carbone et/ou d'émission de gaz à effet de serre (GES) d'après les connaissances acquises en CONV (Justes et al., 2012 ; Peyrard et al., 2016). La quantification et la compréhension des déterminants de la variabilité des bilans liés aux cycles eau-C-N de ces systèmes innovants est un front de science.

La durabilité de ces systèmes doit être évaluée par une approche multicritère, qui intègre les variabilités spatiale et temporelle et combine les finalités agronomique et environnementale. Ce qui amène à privilégier le suivi de réseaux de parcelles en situation réelle, pour capter la diversité des systèmes, et des suivis d'essais à long terme pour accéder à des bilans fiables. Cependant, les approches expérimentales ne permettent pas d'accéder à toutes aux variables d'intérêt ni de généraliser les comparaisons en toutes situations ; elles peuvent être avantageusement couplées à la modélisation (Beaudoin et al ; 2008 ; Constantin et al ; 2012).

Les besoins de conception et d'évaluation interdisciplinaires de nouveaux systèmes de culture, répondant aux enjeux globaux, posent de nouvelles questions aux agronomes modélisateurs, à différentes échelles, allant des échelles du gène ou du microbe jusqu'à l'échelle régionale (Jones et Porter, 2013). En système BI ou AB la modélisation déterministe représente un défi scientifique, du fait de la complexité de ces systèmes : importance des régulations biologiques, prise en compte de facteurs limitants d'origine biotique, possibles modifications du turn-over des matières organiques en lien avec l'importance accrue du flux d'azote d'origine atmosphérique et/ou exogène. Il s'y ajoute un défi d'ingénierie pour prendre en compte de nombreuses variétés ou espèces ignorées de l'agriculture conventionnelle et le grand aléa affectant les données. Les exemples d'application d'une modélisation déterministe de systèmes AB sont très rares ou se limitent au cycle du carbone ou à la production (Gabrielle et al., 2002 ; Ludwig et al., 2007 ; Leifeld et al., 2009 ; Doltra et al., 2011). Ce constat tranche avec le besoin d'outils de quantification des impacts, sur l'hydrosphère ou l'atmosphère et d'une possible généralisation de l'agriculture biologique à l'échelle de grands bassins (Thieu et al., 2010).

Le modèle STICS a des atouts pour relever ce défi (Brisson et al., 2009). Sa généricité et sa robustesse lui permettent d'être appliqué à l'échelle d'un bassin hydrologique (Ledoux et al., 2007 ; Beaudoin et al., 2016a). Sa performance a été évaluée pour un panel de situations pédo-climato-culturelles en France, variant par la disponibilité du rayonnement, de l'eau ou de l'azote (Coucheney et al., 2015). Il peut prendre en compte des successions de cultures ou des cultures associées mais pas l'effet de bio-agresseurs. Son développement est assuré par une équipe pluridisciplinaire dont le projet est de prendre en compte les

processus agro-écologiques. Ces besoins et atouts ont conduit l'unité AgroImpact à monter le projet ENBIOexpé (2013/2017), en s'appuyant sur des dispositifs expérimentaux de partenaires et sur le modèle STICS.

## 1.2. Objectifs, stratégie et structuration

Les objectifs d'ENBIOexpé sont de comprendre et modéliser la variabilité des bilans d'eau, N et C de systèmes AB de grande culture, en priorité les systèmes AB sans élevage.

La stratégie scientifique consiste à coupler expérimentation (in situ et in vitro) et modélisation (empirique ou déterministe) afin d'accéder aux flux d'eau, C et N, de tester des hypothèses de fonctionnement de ces systèmes et de gérer les changements d'échelle. Les hypothèses de recherche relatives aux systèmes AB sont :

H1) ils stockent autant de carbone dans le sol que des CONV grâce à une compensation entre une moindre production agricole et un stockage accru permis par l'introduction de légumineuses pérennes ;

H2) ils perdent une quantité moindre de nitrate et émettent moins de GES par unité de surface, en moyenne, en raison d'une moindre disponibilité en azote minéral dans le sol (H2a), mais la forte variabilité entre systèmes AB entraîne une forte variabilité des émissions (H2b).

H3) ils peuvent faire l'objet d'une modélisation déterministe des flux d'eau, C et N en utilisant les mêmes formalismes que les systèmes CONV sous les conditions que l'alimentation minérale autre que l'azote et les bio-agresseurs sont bien maîtrisés.

Le projet est structuré en 3 volets pilotés par AgroImpact. Chacun des deux premiers fait l'objet d'une thèse de doctorat où le PIREN-Seine a fait levier sur des fonds de l'AESN, le MAAF et l'INRA. Le troisième s'appuie sur le travail d'un ingénieur en CDD de 15 mois financé majoritairement par le PIREN-Seine.

A. Thèse de Lucia Rakotovololona : « Quantification expérimentale et modélisation de la production, du bilan d'azote et des flux de nitrate en systèmes de grandes cultures biologiques ».

Partenariat : Agro-Transfert R&T, collaborations : Chambres d'agriculture des Hauts-de-France, ABP et GABNOR.

Co-financements : Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) - département E&A INRA.

B. Thèse de Bénédicte Autret : « Quantification et modélisation des flux de C et N de systèmes de culture alternatifs, en situation expérimentale de longue durée ».

Collaborations : INRA Grignon, FIBL (Suisse) et Université Aarhus (Danemark), Equipe Projet STICS.

Co-financements : MAAF - AESN - Eranet Climate-CAFE - PIREN-Seine.

C. « Adaptation du modèle STICS aux situations AB. Calibration et test du modèle pour des espèces (ou variétés) et produits résiduels organiques utilisés en AB. »

Collaborations : Arvalis, ITAB, CREAB, INRA-UMR Ecosys, INRA/BAP Rennes, UMR Métis, Equipe projet STICS.

Co-financements : PIREN-Seine.

Le présent chapitre synthétise les résultats des volets A et B, hormis les données de test du modèle STICS qui ont été inclus dans le rapport 2017 du PIREN-Seine qui lui est dédié .

## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Sites expérimentaux

#### 2.1.1. Le réseau de 35 parcelles « on farm »

Le réseau est composé de 35 parcelles AB appartenant à 9 exploitations agricoles (Figure 2). Seul un quart des systèmes suivis ont un lien avec l'élevage. Le réseau est conçu pour tester en priorité l'hypothèse H2b, a contrario de l'hypothèse H2a qui sera uniquement évaluée d'après la bibliographie.

Sur chaque exploitation, 3 ou 4 parcelles ont été choisies pour représenter le même sol, la même succession culturale mais pas la même culture. Le triplet de parcelles est l'échelle d'agrégation et d'évaluation des flux d'un système (Tableau 1). Les types (l'effectif) de rotation culturale représentés par ces 11 triplets sont : Luzerne-Céréales (5), Céréales-Légumes de plein champ (2), Luzerne-Céréales-Légumes de plein champ (3), Luzerne-Céréales-Oléagineux (1).

Des informations détaillées sont recueillies sur les pratiques culturales des agriculteurs, y compris la gestion de l'automne sur le terrain. Les données climatiques quotidiennes sont celles de la maille SAFRAN (Quintana-Segui et al., 2008) et confrontées à celle de la station météorologique la plus proche du réseau DEMETER.



Figure 2 : Localisation des exploitations en AB et nombre de parcelles suivies par site

Tableau 2. Caractéristiques des fermes et des systèmes de culture du réseau.

S1 = légumes & céréales ; S2 = céréales & luzerne ; S3 = légumes, céréales & luzerne ;

\*\* dL: limon profond, dLp: limon profond & cailloux, sC: calcaire peu profond, dSL: limon sableux profond.

\*\*\* F1: engrais organiques avec C/N>10 (fumier, fumier composté); F2: engrais organiques avec C / N<10 (vinasse, fumier de volaille, mélange sang & plumes).

| code système | type           | code rotation * | code sol ** | nb de parc. | fréquence des cultures (%) |                    |          |                      |                 | ferti. organiques |           |           |
|--------------|----------------|-----------------|-------------|-------------|----------------------------|--------------------|----------|----------------------|-----------------|-------------------|-----------|-----------|
|              |                |                 |             |             | céréales hiver             | céréales printemps | luzerne  | Leg. à toutes graine | Leg. légumières | code ***          | frequence |           |
| CS01         | grde cult.     | S1              | dL, dLp     | 3           | 44                         | 33                 | 22       | 0                    | 44              | 0                 | F1        | 22        |
| CS02         | grde cult.     | S1              | dLp         | 3           | 44                         | 22                 | 22       | 11                   | 56              | 0                 | F2        | 11        |
| CS03         | grde cult.     | S1              | dLp         | 4           | 33                         | 33                 | 17       | 0                    | 33              | 17                | F2        | 8         |
| CS04         | grde cult.     | S2              | dL          | 3           | 44                         | 11                 | 0        | 11                   | 11              | 33                | F2        | 89        |
| CS05         | poules+cult.   | S2              | dL          | 3           | 56                         | 0                  | 0        | 22                   | 33              | 22                | F2        | 67        |
| CS06         | grde cult.     | S2              | dL, dLp     | 3           | 22                         | 0                  | 0        | 0                    | 11              | 67                | F2        | 44        |
| CS07         | poules+cult.   | S3              | dL          | 3           | 33                         | 0                  | 11       | 0                    | 22              | 56                | F2        | 56        |
| CS08         | grde cult.     | S3              | dL          | 3           | 33                         | 22                 | 0        | 0                    | 44              | 44                | F2        | 56        |
| CS09         | laitier + cult | S1              | sC          | 4           | 58                         | 8                  | 8        | 17                   | 33              | 0                 | F1        | 33        |
| CS10         | laitier + cult | S2              | dSL         | 3           | 78                         | 11                 | 0        | 0                    | 11              | 11                | F1        | 78        |
| CS11         | viande +cult   | S1              | dL, dLp     | 3           | 56                         | 33                 | 0        | 11                   | 44              | 0                 | F1        | 56        |
| <b>Tous</b>  |                |                 |             | <b>35</b>   | <b>46</b>                  | <b>16</b>          | <b>7</b> | <b>7</b>             | <b>31</b>       | <b>23</b>         |           | <b>47</b> |

Ce dispositif permet d'analyser des situations réelles en grande culture AB, diverses par le système de production et la succession de cultures, *a contrario* du pédoclimat. Les sols sont principalement des limons profonds aux caractéristiques peu variables en dehors d'un sol superficiel calcaire (Tableau 2) ; sauf ce dernier, ils sont peu sensibles à la lixiviation du fait de leurs forts stocks d'eau à la capacité (Beaudoin et al., 2005).

*Tableau 2. Caractéristiques physico-chimiques moyenne des sols.*  
*dL: limon profond, dLp: limon profond & cailloux, sC: calcaire peu profond, dSL: limon sableux profond.*  
*Rcc = stock d'eau à la capacité au champ ; RU = réserve d'eau utile aux cultures.*

| sol                            |                   |    | Horizon 0-30 cm    |                    |     |                    |                    | Profil du sol |     |     |
|--------------------------------|-------------------|----|--------------------|--------------------|-----|--------------------|--------------------|---------------|-----|-----|
|                                | Type*             | N  | Argile             | CaCO3              | pH  | C tot.             | N tot.             | prof          | Rcc | RU  |
|                                |                   |    | g kg <sup>-1</sup> | g kg <sup>-1</sup> |     | g kg <sup>-1</sup> | g kg <sup>-1</sup> | cm            | mm  | mm  |
| Limons profonds (dL, dLp, dSl) | moyenne           | 32 | 155                | 13                 | 8.1 | 11.8               | 1.17               | 150           | 493 | 271 |
|                                | <i>Ecart type</i> |    | 22                 | 20                 | 0.1 | 1.3                | 0.12               | 0             | 34  | 19  |
| rendzine calcaire (sC)         |                   | 3  | 166                | 233                | 8.3 | 17.1               | 1.82               | 90            | 345 | 189 |

Les données climatiques sont plus variables temporellement que spatialement (Tableau 3). Le drainage probable est fortement corrélé au cumul du solde P-ETP d'octobre à Avril, qui est de 179, 265 et 73 mm an<sup>-1</sup> successivement. Pour en connaître la représentativité, ces cumuls peuvent être comparés à leurs 3 premiers quartiles des quinze dernières années qui sont de 139, 206 et 234 mm an<sup>-1</sup>. La première année avoisine la normale, la seconde excède Q3 et la dernière minore Q1. L'ensemble est donc représentatif du climat local mais plus variable.

*Tableau 3. Caractéristiques moyennes des 3 années climatiques étudiées.*  
*T = température moyenne de l'air ; P = précipitations; ETP = Evapotranspiration potentielle Penman*

|           | Exercice (1 septembre -30 août) |          |          | 1 Octobre 1 - 30 Avril |          |          |
|-----------|---------------------------------|----------|----------|------------------------|----------|----------|
|           | T                               | P        | ETP      | P                      | ETP      | P-ETP    |
|           | °C                              | mm/an    | mm/an    | mm/an                  | mm/an    | mm/an    |
| 2014-2015 | 10.8 (0.5)                      | 666 (53) | 692 (40) | 410 (36)               | 232 (15) | 179 (40) |
| 2015-2016 | 11.1 (0.5)                      | 889 (52) | 608 (36) | 483 (42)               | 219 (13) | 265 (49) |
| 2016-2017 | 11.1 (0.4)                      | 520 (62) | 701 (46) | 292 (47)               | 219 (18) | 73 (63)  |

Dans chaque parcelle, les mesures sont répétées sur deux stations indépendantes et permanentes. Quatre fois par an (après la récolte, fin novembre, fin février et au début avril), des échantillons sont prélevés sur 8 placettes pour le sol et 6 placettes pour les cultures et adventices, placées aléatoirement. Les traitements au laboratoire sont effectués à l'échelle de la station pour le sol et de la placette pour les cultures et adventices. Les stocks d'eau et d'azote minéral du sol sont mesurés par carottage sur une profondeur de 150 cm sur des sols limoneux et sableux et de 90 cm sur des sols crayeux. Les échantillons sont regroupés par tranche de 30 cm puis font l'objet d'une analyse des teneurs en eau, NO<sub>3</sub> et NH<sub>4</sub> au laboratoire. Les échantillons de plantes prélevés sont triés, séchés et pesés au laboratoire avec de plus un battage à la récolte. Une aliquote des parties végétatives et récoltées est constituée pour analyse C-N. L'état sanitaire des céréales fait de plus l'objet d'une notation en juin et à la récolte.

### 2.1.2. Le réseau des trois essais de longue durée

Quatre critères ont été retenus pour sélectionner les dispositifs expérimentaux : i) des systèmes de culture arable (apport d'effluent engrais organique nul ou modéré) ; ii) des mesures rigoureuses des stocks d'azote organique (SON) et de carbone organique (SOC) du sol et des stocks d'eau (SWC) et d'azote minéral (SMN) sur le profil du sol (profondeur 90 cm) ; iii) des traitements expérimentaux incluant des systèmes à bas niveaux d'intrants et biologiques ; iv) un suivi à long terme permettant de tenir compte de la variabilité du climat, des effets cumulatifs et des processus lents (stockage de C et N). Trois essais européens ont été ainsi sélectionnés dans le Nord de l'Europe (figure 3) :

- A Therwil (Suisse) pour l'expérience "DOK", initiée en 1978 et gérée par le FiBL et Agroscope (Zürich) (Mäder et al., 2002 ; 2007).
- A Foulum (Danemark) pour l'expérience "Foulum organic", démarrée en 1997 et gérée par l'Université Foulum Aarhus (Olesen et al., 2000, 2009).
- A Versailles (France) pour l'expérience "La Cage", initiée en 1998 et gérée par l'UMR Agronomie de l'INRA-AgroParisTech (Thiverval-Grignon) (Balabane M. et al., 2005).

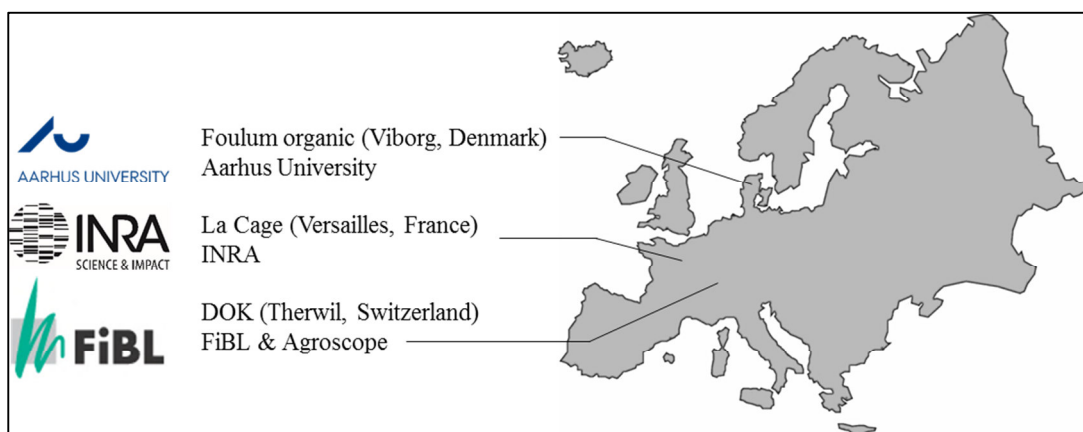


Figure 3 : Localisation des expérimentations de longue durée et partenaires

Ces essais permettent de comparer les effets de systèmes agricoles alternatifs AB ou AC ou BI et CONV sur le surplus d'azote, la pollution nitrique et le stockage du carbone dans différentes situations pédoclimatiques (Tableau 4). Chacun a ses propres caractéristiques particulières pour la rotation des cultures, le type de fertilisation, les doses d'engrais organique et l'azote appliqué (Tableaux 6 et 7 présentés ultérieurement).

Tableau 4. Caractéristiques des essais et traitements expérimentaux.

| Expérimentation              | Age (début) | Précipitat. annuelles mm an <sup>-1</sup> | Texture Sol   | Temperature Moyenne °C | Systèmes de culture                            |
|------------------------------|-------------|---|---------------|------------------------|--|
| DOK- Therwil (Suisse)        | 39 (1978)   | 872                                       | limon fin     | 9.5                    | CONV avec/sans fumier<br>2 AB avec/sans fumier |
| Organic - Foulum (Danemark)  | 20 (1997)   | 626                                       | Limon sableux | 7.3                    | 1 CONV avec lisier,<br>3 AB avec/ sans lisier  |
| La Cage- Versailles (France) | 19 (1998)   | 675                                       | Limon fin     | 11.0                   | CONV, BI, AC+LA, AB sans effluent organique    |

De façon à pouvoir quantifier les flux d'eau, C et N, les mesures ont été complétées de 2014 à 2015, sur l'essai la Cage pour les variables SON, SOC, SWC et SMN et le suivi en continu des émissions de gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O d'avril 2014 à juillet 2017), et sur l'essai DOK, pour les variables SWC et SM.

## 2.2. Méthodes

### 2.2.1. Quantification des stocks et flux d'azote dans tous les dispositifs

Les stocks de carbone et d'azote organique du sol sont définis sur l'épaisseur du labour le plus profond. Cette méthode permet d'évaluer le stockage d'une façon rigoureuse et de comparer des traitements ou période à masse de sol constante (Constantin et al., 2010 ; Dimassi et al., 2014 ; Autret et al., 2016).

La quantité d'azote mobilisée par la culture (QNP) et les adventices est calculée à partir de mesures de la biomasse aérienne et de l'analyse de la teneur en azote. La quantité d'azote fixée est estimée d'après la quantité d'azote mobilisée et la relation d'Anglade et al (2015).

$$BF = (\alpha \times AU + \beta) \times BGN \quad (1)$$

Le surplus d'azote est calculé selon la formule proposée par le CORPEN (Constantin et al., 2010).

$$\text{Surplus} = A + OS + BNF - E \quad (2)$$

où  $A$  (kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) correspondant aux apports atmosphériques,  $OS$  (kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) est l'apport organique,  $BNF$  est la fixation symbiotique de N<sub>2</sub> (kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) et  $E$  (kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) l'exportation de la culture N.

$A$  est calculé à partir du volume de pluie volumique ( $\text{mm an}^{-1}$ ) et de la teneur en nitrates des précipitations, estimée à  $2 \text{ mg de N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$  en moyenne. Son intérêt est son accessibilité et son égalité avec la somme du stockage et des pertes, selon la conservation des masses (Constantin et al., 2010).

Le modèle LIXIM (Mary et al., 1999) est utilisé pour calculer les différents flux d'eau et d'azote à l'échelle de la parcelle, à partir des mesures de stocks d'eau et d'azote minéral sur un profil de sol de 150 cm de profondeur (90 cm en sol superficiel), réalisées à différentes dates durant la période de drainage. Ce modèle calcule les flux journaliers d'évapotranspiration et de drainage d'eau, de minéralisation et de lixiviation d'azote par méthode inverse en utilisant les mesures de SWC, SMN et QNP. Il est évalué par sa capacité à bien simuler en comparant les stocks simulés finaux d'eau et d'azote aux stocks observés et sur le réalisme du flux de minéralisation simulé à titre d'expert. La teneur moyenne pondérée de l'eau de percolation à l'échelle de la succession culturale est ensuite calculée comme le ratio des flux d'azote et d'eau cumulés.

### 2.2.2. Quantification du stockage de C et du bilan de GES sur le site de La Cage

Sur le site de La Cage, l'évolution de ces stocks entre 1998 et 2014 a été simulée à l'aide du modèle AMG (Saffih-Hdadi et al., 1999). Ce modèle calcule le flux net de stockage de carbone en prenant en compte les entrées de carbone issu des résidus de culture (pailles et racines). Une approche diachronique permet de comparer l'évolution des SOC et une approche synchronique compare les systèmes à une date donnée. Le taux de minéralisation estimé *in situ* avec le modèle AMG est ensuite comparé avec celui obtenu par incubations. Cette expérience *in vitro* consiste en une incubation du sol réalisée sur des échantillons de sols, avec ou sans perturbation de la structure afin de comparer les taux potentiels de minéralisation en C et N entre les systèmes.

Les émissions nettes de gaz à effet de serre de l'expérience de La Cage résultent de pertes de  $\text{CO}_2$  totales équivalentes, provenant de la gestion des sols et des cultures de chaque culture. Le bilan annuel des GES ( $\text{GHG}_b$ , en  $\text{kg eq.CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) est calculé comme suit :

$$\text{GHG}_b = F + M + (\text{direct } N_2Oe + \text{indirect } N_2Oe) * 296 * \frac{44}{28} - \text{SOC}_{\text{storage}} \quad (3)$$

Avec :  $F$  la quantité annuelle de  $\text{CO}_2$  émise lors de la synthèse des engrais (en  $\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ),  $M$  la quantité de  $\text{CO}_2$  émise pendant la gestion des plantes et du sol (en  $\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ), *direct*  $N_2Oe$ , la quantité de  $\text{N}_2\text{O}$  émise par le sol (en  $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ), *indirect*  $N_2Oe$  la quantité de  $\text{N}_2\text{O}$  émise dans la cascade N (en  $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ) et  $\text{SOC}_{\text{storage}}$  la quantité de carbone stockée annuellement dans le sol (en  $\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ).

Le terme  $F$  est le produit de la dose d'engrais et des facteurs d'émissions correspondants, *i.e.* 6.172, 1.296 et 0.535  $\text{kg eq. CO}_2 \text{ kg}^{-1}$  par  $\text{kg}$  d'ammonitrate-N, de phosphate-P et de potassium-K, respectivement (Gac et al., 2011). Le terme  $M$  est le produit de la quantité de carburant consommée et du facteur d'émission de 0.81  $\text{kg eq. CO}_2$  par litre de carburant (ADEME, 2010). Le terme *direct*  $N_2Oe$  est mesuré pour la période 2014-2017 et estimé de 1998 à 2017. Le terme *indirect*  $N_2Oe$  est estimé par le facteur d'émission de 0.75% du N lixivié transformé en  $\text{N}_2\text{O}$  tout le long de la cascade de l'azote (GIEC, 2006). Enfin, le terme  $\text{SOC}_{\text{storage}}$  est calculé d'après les mesures (Autret et al., 2016).

### 2.2.3. Modélisation déterministe de la production et des flux d'eau-C-N

Une version de recherche de STICS, dite « à réserves » (future version standard v10) a été choisie car elle permet une compartimentation complète de l'azote entre parties aériennes et souterraines de la plante de façon dynamique (Strullu et al., 2014 ; 2015). Le travail de calibration a donc intégré cette compartimentation de l'azote dans l'ensemble des parties de la plante tout au long des simulations (Chlébowski et al., ce rapport).. Cette version de recherche a été aussi complétée pour prendre en compte les spécificités des techniques culturales des systèmes de culture alternatifs.

La calibration s'est appuyée sur des jeux de données indépendants, à faible pression des bio-agresseurs, ce qui a demandé de la qualifier au préalable. Les espèces et variétés concernées sont le blé d'hiver, le triticale, l'orge de printemps, l'escourgeon et la féverole d'hiver. La calibration a aussi porté sur des effluents organiques. Le modèle est ensuite testé sur les données des cas d'étude (Chlébowski et al., ce rapport).

Le modèle une fois calibré et testé est utilisé avec deux finalités décrites dans ce document :

a) L'analyse du défaut de rendement, couramment nommé « yield gap analysis », conduite à l'échelle du cycle cultural, sur les céréales du réseau de 35 parcelles. Le yield gap est calculé pour les parcelles de blé et



de triticales ; il se définit par la formule suivante (van Ittersum et al., 1997 ; Affoldher et al., 2004 ; Fischer et al., 2015) :

$$Yield\ Gap = Rendement\ potentiel - Rendement\ réel \quad (4)$$

Avec : le *rendement potentiel* prédit par STICS et le *rendement réel* mesuré sur chaque bloc. Le modèle STICS prédit plusieurs potentiels en fonction de la prise en compte ou non des facteurs de stress eau ou azote (figure 4). Le « yield gap résiduel », qui ne tient compte que des stress pris en compte par le modèle lié à l'eau et à l'azote, est alors confronté aux données d'observation de stress biotiques (adventices ; maladies).

b) La prédiction du bilan d'azote à long terme, à l'échelle de la succession, sur deux essais de long terme. Le modèle STICS est utilisé en simulations continues sur les essais Organic et DOK, pendant 20 ans et 39 ans respectivement. Les résultats de la calibration des espèces étant présentés dans Chlébowski et al. (ce rapport), sont présentes ici ceux qui touchent directement au test de l'hypothèse H3 sont présentés dans ce chapitre : surplus d'azote, SMN et évolution du SON. Pour cela, les données du traitement « CONV » ayant servi à calibrer certains paramètres du sol difficilement mesurables. Le test prédictif *sensus stricto* concerne les traitements AB.

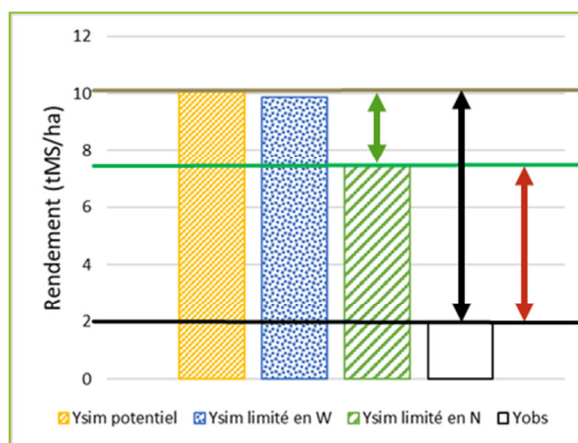


Figure 4. Mode de présentation des différents rendements ( $tMS \cdot ha^{-1}$ ) simulés.  
Flèche noire : Yield Gap ; Flèche verte : Yield Gap dû au seul stress azoté ; Flèche rouge : Yield Gap non expliquée par le modèle, appelé « Yield Gap résiduel ».

#### 2.2.4. Traitements statistiques

La définition des tests statistiques sur la performance du modèle sont présentés dans le rapport 2017 de Chlébowski et al..

Le traitement statistique pour les dispositifs expérimentaux de longue durée s'est analysé par ANOVA, cela afin d'étudier l'effet des traitements.

Pour le dispositif des 35 parcelles, ne pouvant pas faire des ANOVA, des comparaisons de moyenne par des tests paramétriques ou non paramétriques suivant la distribution des données ont été faits. Les combinaisons de situations culturales ont été synthétisées dans une typologie simplifiée, établie sur la base des critères suivants, jugé comme déterminants pour l'analyse :

- (i) le précédent cultural (céréales : blé tendre, triticales, avoine, seigle, épeautre ; légumineuses : luzerne, féverole, pois, lentille ; légumes de plein champ : pomme de terre, betterave rouge, carotte, chicorée)
- (ii) la couverture du sol en automne (culture intermédiaire avec ou sans légumineuse, culture d'hiver peu couvrante, luzerne pérenne, sol nu)
- (iii) un effectif minimal de 6 situations.

Cette typologie ne peut pas prendre en compte certains facteurs comme les apports organiques ou les arrières effets d'un an de la luzerne, faute d'effectifs suffisants.

### 3. Etude de la lixiviation et du rendement des céréales en réseau de parcelles AB

#### 3.1. Quantification et étude des déterminants de la variabilité de la lixiviation

La variabilité de la lixiviation des nitrates a été quantifiée et expliquée, d'abord à l'échelle de la parcelle-année (105 individus) puis à l'échelle du système de culture (11 individus).

A l'échelle de la parcelle-année, la lixiviation dépend du SMN mesuré à la mi-novembre ( $SMN_{aut}$ ), également appelé azote potentiellement lessivable (Vandenberghe, 2016). Le  $SMN_{aut}$  mesuré s'explique par la valeur mesurée au moment de la récolte ( $R = 0,69$ ) et la couverture en fin d'été et automne. Il est en moyenne inférieur à  $75 \text{ kg N ha}^{-1}$  pour les parcelles avec trèfle ayant été semé sous couvert de céréales et de luzerne en place. Les valeurs les plus élevées, plus de  $150 \text{ kg N ha}^{-1}$ , sont obtenues dans les champs après la récolte des légumineuses à graines ou après destruction de la luzerne en été. Après la récolte céréalière, suivie d'une culture dérobée, ou d'une autre culture d'hiver, ainsi que des cultures légumières récoltées tardivement, la moyenne du  $SMN_{aut}$  est légèrement inférieure à  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Les valeurs par type de situation sont proches de celles mesurées les mêmes années en situation conventionnelle (réseau AZUR-02) ou celles mesurées antérieurement sur le bassin hydrologique de Bruyères, dans le même pédo-climat (Beaudoin et al., 2005).

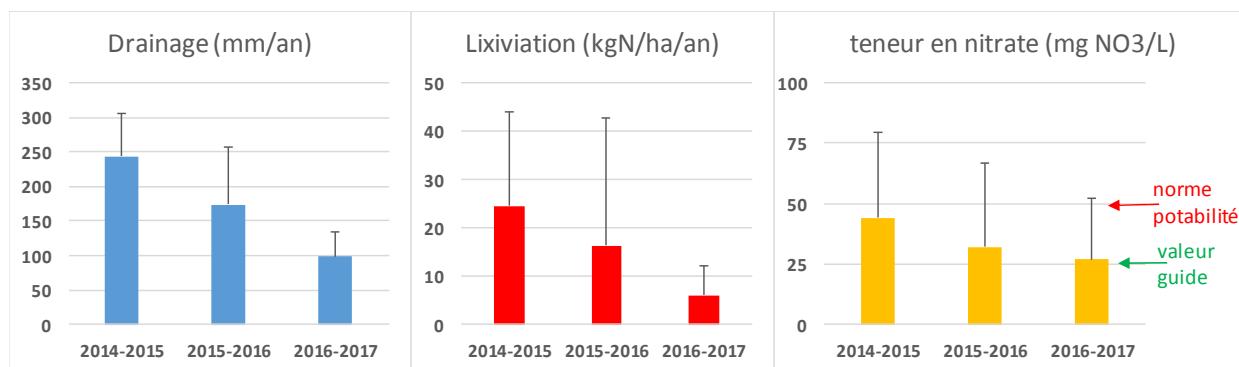


Figure 5. Flux moyens par année d'eau et d'azote sous la zone racinaire (barre d'erreur = écart type inter-parcellaire).

Les valeurs moyennes arithmétiques (écart type) du drainage, lixiviation et teneur en nitrate de l'eau de percolation sont respectivement de  $160 \pm 91 \text{ mm an}^{-1}$ ,  $15 \pm 11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  et  $32 \pm 12 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$  (Figure 5). La teneur moyenne pondérée atteint  $41 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ , mais elle n'a pas de sens physique ici car les parcelles n'alimentent pas le même aquifère. La lixiviation est logiquement corrélée au drainage ( $r^2 = 0,23$ ), lui-même corrélé aux pluies efficaces d'octobre à avril ( $r^2 = 0,28$ ). La lixiviation dépend significativement de la séquence culturale automnale, à l'instar de  $SMN_{aut}$ , (non présenté). La teneur du nitrate de l'eau de percolation est aussi déterminée par la succession culturale automnale : les parcelles après récolte de légumineuse ou destruction de la luzerne donnent les teneurs les plus fortes ( $69 - 70 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) tandis que celles avec culture de trèfle ou de luzerne en place, donnent les plus faibles ( $7 - 16 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$  ; Figure 6). L'amplitude entre types, de 1 à 10, est plus forte que celle de 1 à 3 trouvée en situation conventionnelle (Beaudoin et al., 2005). Elle met en exergue deux traits des systèmes AB : 1) le rôle dual de la légumineuse en tant que culture précédente selon sa date de récolte ou de destruction ; 2) la mauvaise performance des cultures piège à nitrate semées en fin d'été, s'explique par des conditions de semis non optimales du fait de la concurrence du travail du sol requis pour lutter contre les mauvaises herbes (Bergkvist et al., 2011) ; dont sont exemptes les situations où le trèfle a été semé sous-couvert d'une céréale.

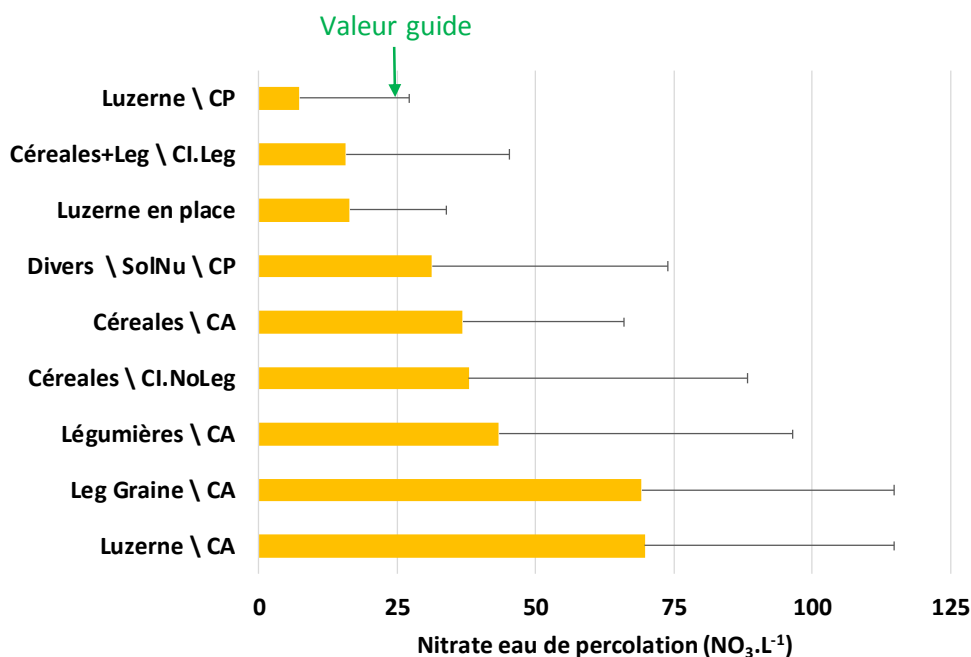


Figure 6. Teneur en nitrate moyenne par succession culturale automnale (barre d'erreur = écart type inter-parcellaire). CA = culture d'automne ; CP = culture de printemps.

Ces résultats confirment les facteurs de contrôle mis en évidence dans les études précédentes (Askegaard et al., 2011 ; Borgen et al., 2012 ; Jabloun et al., 2015). Pour aller plus loin, nous avons raffiné le méta-modèle de Beaudoin et al., (2016a), en expliquant *a posteriori* la variabilité de la lixiviation ( $R^2 = 0.76$ ), par :

$$L = a \times SMN_{aut}^b \times \left(\frac{D}{WHC}\right)^c \times p^d \quad (5)$$

Où  $SMN_{aut}$  (kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) est le SMN mesuré mi-novembre,  $p$  est la position de N-NO<sub>3</sub> dans le profil du sol,  $D$  le drainage annuel (mm an<sup>-1</sup>),  $WHC$  (mm) la capacité maximale de rétention d'eau sur le profil du sol et  $b$ ,  $c$ ,  $d$  des coefficients indépendamment calés.

Ce méta-modèle croise les rôles des pratiques culturales et du pédo-climat. Les pratiques culturales déterminent principalement le  $SMN_{aut}$  et dans une moindre mesure  $D$ , à travers le choix des cultures ; le pédoclimat détermine principalement les facteurs  $D/WHC$  et  $p$ , et dans une moindre mesure,  $SMN_{aut}$  à travers les conditions de minéralisation du N.

Tableau 5. Surplus, lixiviation d'azote et drainage par système de culture (3 parcelles & 3 ans).  $r^2a$  et  $r^2b$  : coefficient de détermination vs N surplus et lixiviation respectivement.

| système           | ferti. N                               | fixation N                             | entrées N                              | export. N                              | N surplus                              | lixiviation                            | Nitrate                | drainage            |
|-------------------|--|--|--|--|--|--|------------------------|---------------------|
|                   | kg N ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> | kg N ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> | kg N ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> | kg N ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> | kg N ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> | kg N ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> | mg NO3 L <sup>-1</sup> | mm an <sup>-1</sup> |
| CS01              | 25                                     | 144                                    | 182                                    | 147                                    | 35                                     | 18                                     | 35                     | 223                 |
| CS02              | 5                                      | 135                                    | 153                                    | 149                                    | 4                                      | 12                                     | 28                     | 198                 |
| CS03              | 5                                      | 103                                    | 121                                    | 112                                    | 9                                      | 8                                      | 29                     | 127                 |
| CS04              | 58                                     | 13                                     | 85                                     | 64                                     | 20                                     | 9                                      | 27                     | 153                 |
| CS05              | 40                                     | 26                                     | 81                                     | 101                                    | -20                                    | 13                                     | 39                     | 150                 |
| CS06              | 30                                     | 86                                     | 130                                    | 112                                    | 18                                     | 18                                     | 43                     | 186                 |
| CS07              | 38                                     | 95                                     | 148                                    | 94                                     | 53                                     | 3                                      | 9                      | 136                 |
| CS08              | 29                                     | 25                                     | 67                                     | 69                                     | -1                                     | 12                                     | 46                     | 112                 |
| CS09              | 48                                     | 81                                     | 144                                    | 113                                    | 31                                     | 46                                     | 87                     | 236                 |
| CS10              | 49                                     | 23                                     | 85                                     | 91                                     | -7                                     | 18                                     | 42                     | 190                 |
| CS11              | 44                                     | 87                                     | 144                                    | 108                                    | 36                                     | 10                                     | 29                     | 158                 |
| <b>moyenne</b>    | <b>34</b>                              | <b>74</b>                              | <b>122</b>                             | <b>106</b>                             | <b>16</b>                              | <b>15</b>                              | <b>38</b>              | <b>170</b>          |
| <i>coeff var.</i> | 48%                                    | 59%                                    | 29%                                    | 24%                                    | 128%                                   | 71%                                    | 49%                    | 22%                 |
| $r^2a$            | 0.02                                   | 0.25                                   | 0.49                                   | 0.02                                   | 1.00                                   | 0.00                                   | 0.03                   | 0.04                |
| $r^2b$            | 0.07                                   | 0.00                                   | 0.03                                   | 0.05                                   | 0.00                                   | 1.00                                   | 0.90                   | 0.55                |

A l'échelle du système de culture, le surplus d'azote est faible en moyenne (écart type) mais variable avec de  $16 \pm 21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ . La valeur moyenne de la lixiviation, de  $15 \pm 11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  est très proche du surplus. Si les pertes par voie gazeuse sont faibles, ce qui est plausible au moins pour les systèmes sans effluents d'après Autret, 2017, cela signifie que le SON est à l'équilibre. Le surplus et lixiviation ne sont pas corrélés ; cela a été déjà constaté quand ce dernier est proche de zéro (Constantin et al., 2010). Par ailleurs, la lixiviation varie de  $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  à  $46 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  ; la valeur haute étant le fait du système 9 établi sur sol calcaire. Hormis ce dernier, la variabilité de la lixiviation est surtout due à la fréquence d'apparition des différentes séquences de culture automnales. Étonnamment, la plus faible valeur de  $3 \text{ kg N ha}^{-1}$  est obtenue avec le système de culture 07, dont le surplus est le plus grand, est caractérisé par une rotation de 9 ans à base de légumes, céréales et luzerne retournée au printemps, sur sol limoneux profond avec apport d'engrais organique une fois tous les deux ans. À l'opposé, les systèmes de culture (01, 06, 10) présentant une forte lixiviation, de  $18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , incluent une culture de luzerne retournée en été ou de légumineuses à graines. Ces cas extrêmes ont tous 22 % d'occurrence de couverts automnaux, en général moitié en moutarde et moitié en trèfle semé sous couvert. La moyenne arithmétique de la concentration est de  $38 \pm 18 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$  avec une variabilité légèrement moindre que la lixiviation, mais seul le système 07 se positionne en dessous de la valeur guide. Pour le critère nitrate, ces résultats infirment l'hypothèse H2a mais valident l'hypothèse H2b.

Les résultats de lixiviation et de concentration se situent dans la même plage que celles mesurées in situ dans le Bassin Parisien en rotations culturales biologiques avec  $13 \pm 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  et  $40 \pm 10 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ , mesuré à 90 cm de profondeur (Benoit et al., 2016). Cela confirme que les teneurs en nitrate excèdent la valeur guide de  $25 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$  et surtout qu'elles sont fort variables même sans ou avec peu d'effluents d'élevage.

En conclusion, cette étude confirme l'hypothèse de la forte variabilité des émissions de nitrate des systèmes AB, indiquant ainsi l'existence de marges de progrès. Ces progrès pourraient viser en priorité la valorisation des arrières effets des légumineuses et la gestion des cultures piège à nitrate.

Les résultats sont issus du rapport de stage de Lengrand (2017). En amont de la *yield gap analysis*, l'étude des relations allométriques, c'est-à-dire des relations entre variables d'état observées, permet d'évaluer la cohérence des données et de diagnostiquer de possibles dysfonctionnements d'élaboration du rendement. Ainsi, la relation entre rendement en grain et biomasse aérienne à la récolte est significative pour les deux cultures et les trois années (Figure 7).

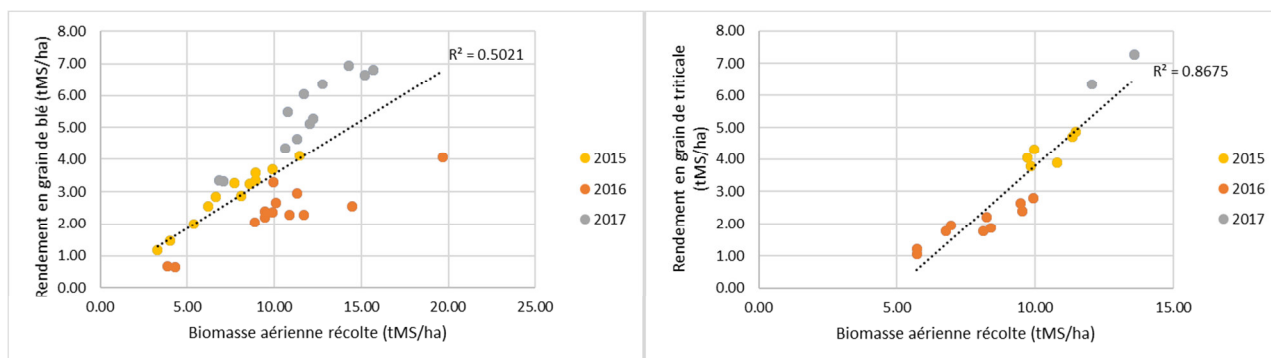


Figure 7. Rendement en grain ( $t \text{ MS ha}^{-1}$ ) du blé (gauche) et triticales (droite) confronté à la biomasse sèche aérienne ( $t \text{ MS ha}^{-1}$ ) à la récolte (corrélation Pearson,  $p$ -value < 5 %)

Cette relation est cohérente avec la notion d'indice de récolte (IR), qui est le ratio du rendement en grain sec sur la biomasse aérienne sèche à la récolte. Comme attendu avec les données climatiques, les niveaux de rendements diffèrent entre années ; ils sont étant plus faibles en 2016. Cependant, la pente de régression linéaire, c'est-à-dire la valeur d'IR, est en moyenne de 0.35 pour le blé et de 0.33 pour la triticales. Ces valeurs sont plus basses que celles mesurées en systèmes conventionnels (Beaudoin et al. 2016b). Cela signale un fréquent problème de transfert des assimilats lors du remplissage du grain, en particulier en 2016, avec des valeurs moyennes de 0.23 pour le blé et de 0.25 pour la triticales. Cette année 2016 est connue pour avoir été catastrophique tant pour les systèmes CONV que AB, en particulier à cause des maladies.

L'analyse de défaut de rendement appelée ici « *yield gap analysis* » a consisté à coupler les données expérimentales et la modélisation déterministe pour diagnostiquer les facteurs limitant le rendement du blé et du triticale en situation agricole.

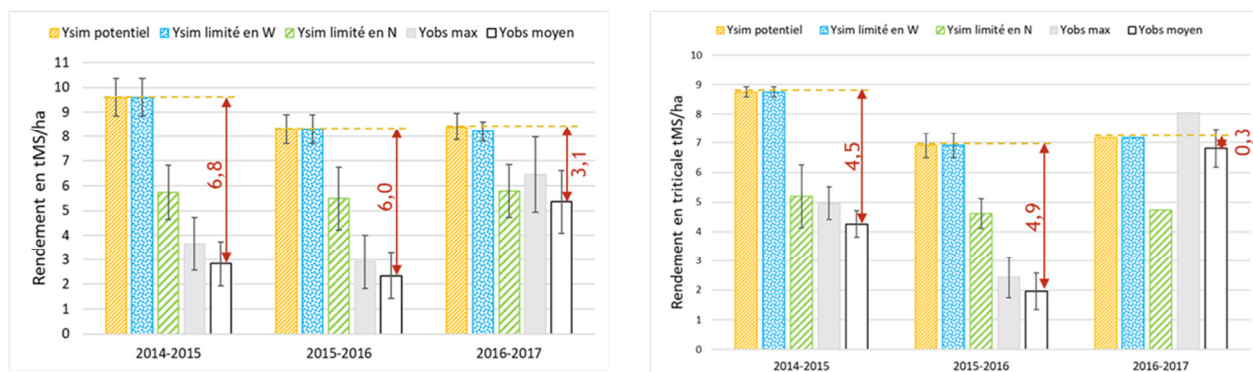


Figure 8. Rendements potentiels simulés par STICS, rendements réels moyens et maximaux observés et *yield gap* (flèche rouge) du blé (gauche) et du triticale (droite). Moyennes et écarts-types entre parcelles.

Le modèle STICS est utilisé ici en dehors de son validité *a priori*, au moins pour la prédiction du rendement. Cependant, les autres variables d'intérêt que sont le SWC, le SMN, la biomasse aérienne et la quantité d'azote présente dans les plantes, sont prédites d'une façon satisfaisante (Chlébowski et al., ce rapport). Cela permet de conduire des simulations où seule la prédiction du rendement est irréaliste.

Les rendements potentiels ( $Y_{sim.pot}$ ), définis par les conditions pédoclimatiques de la parcelle sans limitation en eau ni azote, sont en moyenne de 8,5 t MS ha<sup>-1</sup> pour le blé et 8,0 t MS ha<sup>-1</sup> pour le triticale, tandis que les rendements réels moyens ( $Y_{obs.moy}$ ) vont de 2,3 à 5,0 t MS ha<sup>-1</sup> pour le blé et de 2,5 à 4,3 t MS ha<sup>-1</sup> pour le triticale (Figure 8). Le rendement réel moyen est toutefois de 15 à 20% inférieur au rendement maximal observé ( $Y_{obs.max}$ ), qui est la moyenne des deux meilleures placettes les plus productives (bâton de couleur grise ; Figure 8).

Le défaut de rendement ( $Y_{gap}$ ) du blé est variable en fonction des années, de 71% à 72% en 2014-2015 et 2015-2016, contre 36% en 2016-2017. La part de variabilité du *yield gap* expliquée par les facteurs de stress abiotiques et biotiques varie selon les années climatiques (Figure 9). Malgré les variations interannuelles et inter-parcellaires, l'azote apparaît le premier facteur responsable du défaut de rendement : La limitation en azote représente en moyenne de 48% à 75% du *yield gap* pour le blé et de 48% à 79% pour le triticale. L'indice de récolte, le nombre de grains produits et le poids de mille grains simulés par le modèle en activant les fonctions de stress eau et azote, sont plus élevés que les valeurs observées correspondantes, signalant l'effet probable de stress survenu au cours des différentes phases de l'élaboration du rendement.

La rusticité du triticale vis-à-vis des stress biotiques se retrouve ici ; la part du *yield gap* expliqué par les stress biotiques est moins importante que pour le blé, surtout en 2015. Le *yield gap* est nul pour le triticale en 2017, mais l'information est critique car l'effectif est très faible. Par ailleurs, le rendement observé dépasse cette année-là, le rendement simulé avec activation des stress ; cela révèle les insuffisances de la calibration du modèle, pénalisée par la faiblesse des jeux de données sur le triticale.

La confrontation du *yield gap* résiduel, aux facteurs biotiques mesurés expérimentalement ne permet pas de mettre en évidence des relations statistiquement significatives (non présenté). Toutefois, le *yield gap* résiduel tend à croître avec l'infestation des adventices et/ou la présence des maladies.

Les faibles rendements des céréales en conditions réelles AB peuvent donc être expliqués par la disponibilité en azote pour les cultures, puis partiellement par la pression des adventices et des maladies foliaires. La fourniture en azote et la maîtrise des adventices sont les principaux verrous techniques identifiés par les producteurs en systèmes de grande culture AB (Fontaine et al., 2012). Le *yield gap* en AB est d'origine à la fois systémique et climatique d'une façon encore plus marquée que celui identifié en systèmes CONV (Brisson et al., 2010). Pour approfondir l'analyse, il faudrait dépasser l'échelle du cycle cultural en traçant la disponibilité de l'azote à l'échelle de la succession de culture ; c'est une des finalités du travail en cours avec la thèse de L. Rakotovolona.

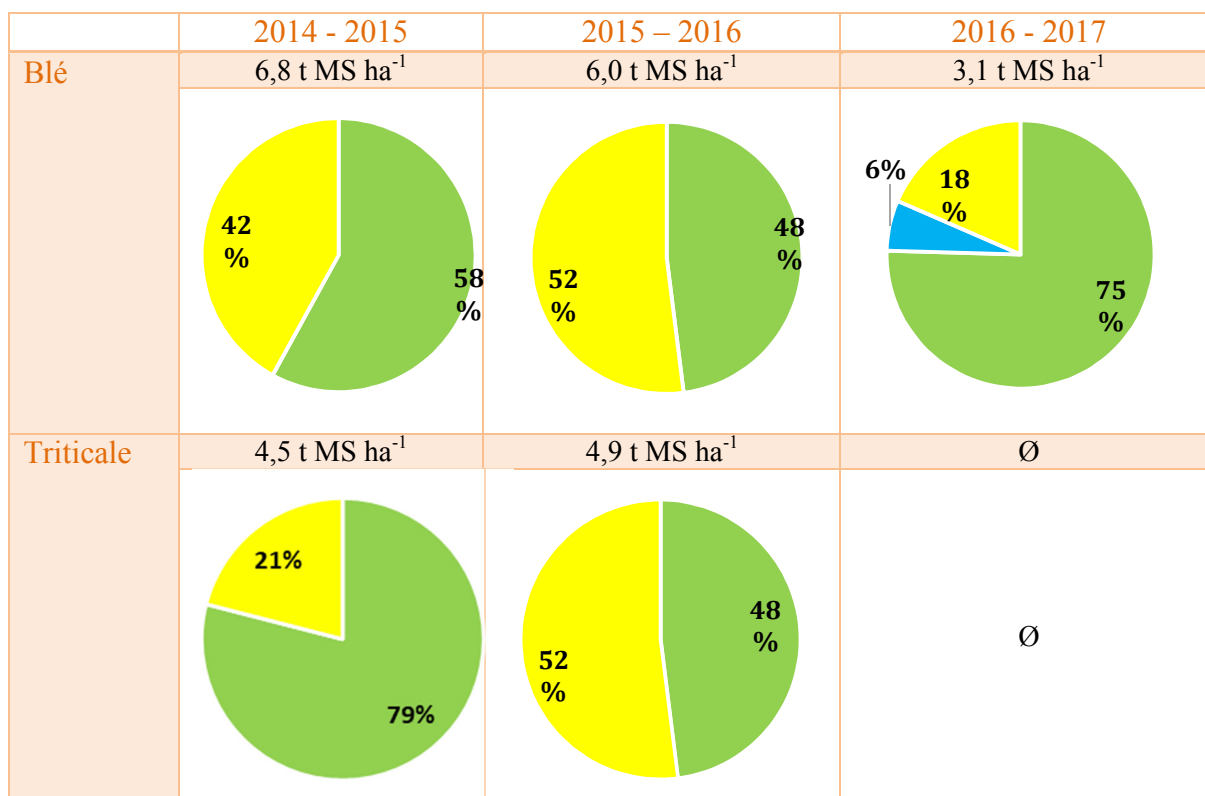


Figure 9. Part des facteurs explicatifs du yield gap en fonction de la culture et de la campagne. (vert = stress azote ; bleu = stress eau ; jaune = stress biotique)

En conclusion, le modèle est performant pour des cultures menées en AB grâce au travail de paramétrage d'espèces, variétés et amendements conduit jusqu'à présent. L'utilisation de STICS à l'échelle annuelle en tant qu'outil de diagnostic permet d'isoler les effets des facteurs de stress eau et azote et de comprendre le poids du contexte pédo-climatique sur les écarts au potentiel. Le stress azoté est une réalité primordiale pour les systèmes de grandes cultures biologiques, d'où la nécessité et l'intérêt d'étudier les voies d'amélioration de la disponibilité en azote pour les cultures.

Le diagnostic d'émission de nitrate tout comme celui des facteurs limitants confirme le besoin d'améliorer la gestion de l'azote au sein de certains des systèmes de culture AB étudiés. Les leviers mobilisables en AB incluent l'introduction des cultures de légumineuses fixatrices d'azote dans la rotation culturale, que ce soit en cultures principales, associées, en couvert ou en engrais vert, la gestion des résidus de culture à la récolte, la gestion des pertes d'azote en interculture ainsi que la gestion des apports d'engrais et amendements organiques. Cependant, cette gestion ne peut être conçue seule sans intégrer les autres contraintes de l'agriculteur, en particulier celles liées à la prévention des bio-agressions. Cela conduit à concevoir ces améliorations dans le cadre d'une démarche participative ; ce qui fait l'objet de la dernière partie de la thèse de Lucia Rakotovololona, non présentée ici. La démarche en cours est de co-construire et d'évaluer *in silico* les impacts de scénarios alternatifs sur des situations identifiées comme étant à risque.

L'utilisation de STICS pour des cultures menées en AB s'avère robuste pour la simulation des stocks du sol et correcte pour les paramètres liés à la plante telle que la biomasse aérienne et la quantité d'azote dans la plante dans les situations pour lesquelles le modèle a été calibré. A moyen terme, il faudra continuer d'étendre les capacités du modèle à l'ensemble des cultures et effluents utilisés, pour confirmer le diagnostic agro-environnemental à l'échelle de la rotation culturale (8-10 ans). L'enjeu sera de tester le réalisme d'une démarche de modélisation d'accompagnement en s'appuyant sur STICS comme prédicteur de la disponibilité de l'azote minéral pour la culture et des risques de pertes à l'échelle de la rotation en situation AB « on farm ».

#### 4. Etude des bilans de GES et d'azote à long terme de systèmes AB et BI

Les apports et exportations d'azote, le stockage de carbone (SOC) et azote organique (SON) du sol, le surplus d'azote, la lixiviation de nitrate, les émissions d'azote sous forme gazeuse et le bilan de gaz à effet de serre (GES) ont été quantifiés dans l'expérimentation à long terme (19 ans) de La Cage, à Versailles, comparant quatre systèmes de culture sans fertilisation organique (tableau 6).

Tableau 6. Description des traitements sur de l'essai « La Cage » de l'INRA Versailles.  
(Conv = conventionnel, BI = bas intrants, AC = Agriculture de Conservation, AB = Agriculture Biologique)

| Traitements  | CONV               | BI                 | AC                                 | AB                      |
|--|--------------------|--------------------|------------------------------------|-------------------------|
| <b>Rotation</b>  | Blé-pois-blé-colza | Blé-pois-blé-colza | Blé-pois-luzerne-luzerne-blé-colza | Blé-luzerne-luzerne-blé |
| <b>Couvert végétal</b>   |                    |                    | Luzerne                            |                         |
| <b>Labour</b>  | Tous les ans       | Tous les 2 ans     | Semis direct                       | 3 années sur 4          |
| <b>Fertilisation azotée (kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>)</b> | 143                | 114                | 104                                | 10                      |
| <b>Rendement blé (t ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>)</b>           | 9.7                | 8.9                | 6.7                                | 5.4                     |

Les stockages de carbone et d'azote organique mesurés à masse constante sur la profondeur du plus ancien labour (environ 30 cm) sont significatifs, en agriculture de conservation (AC), avec de fortes valeurs (630 kg C et 54 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) et en agriculture biologique (AB), avec des moindres valeurs (280 kg C et 31 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) (Autret et al., 2016). Les traitements conventionnel (CONV) et à bas intrants (BI) n'ont pas connu une accumulation significative de SOC et de SON sur 0-30 cm (Figure 10). L'accroissement de SOC des traitements AC et AB correspond à un taux annuel relatif de 15% et 7%, ce qui excède l'objectif annoncé de 4% par le Ministère de l'Agriculture et de la Forêt. La modélisation des données de stocks avec le modèle AMG et l'étude par incubation montrent toutes deux que la vitesse de minéralisation n'est pas statistiquement différente entre systèmes (Autret et al., 2016 ; Guillier, 2016). L'analyse de sensibilité de l'évolution de SOC simulée par la modèle AMG montre que le stockage dans les systèmes AC et ORG est majoritairement dû à la quantité et à la nature des entrées de C (introduction des couverts végétaux et de la luzerne) *a contrario* de la suppression du labour (dans le système AC), confirmant ainsi les résultats de Dimassi et al. (2014).

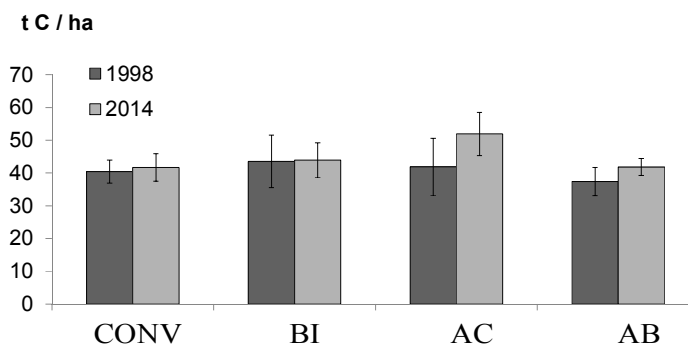


Figure 10. Stocks de carbone mesurés en 1998 et 2014 à masse de sol équivalente (environ 0-30 cm).

Les entrées d'azote diffèrent fortement entre traitements, selon la dose de fertilisation azotée et la fréquence des légumineuses dans la succession des cultures. Le surplus annuel d'azote, c'est-à-dire la différence entre les apports totaux d'azote et les exportations, est le plus faible en BI avec 47 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>, intermédiaire pour CONV et AB avec 67 et 68 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> et beaucoup plus élevé en AC avec 181 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. La haute valeur de AC s'explique par les fortes entrées d'azote provenant de la fixation biologique de la luzerne (aérien et souterrain) ; cette explication vaut dans une moindre mesure pour AB. Estimer le surplus n'est pas suffisant mais est utile pour s'approcher du bilan d'azote des systèmes agricoles, en utilisant la loi de conservation de masse (Constantin et al., 2010) : Il est égal à la somme des pertes d'azote par lixiviation, des pertes gazeuses (dénitrification et volatilisation) et du stockage ou déstockage d'azote dans le sol (Figure 10).

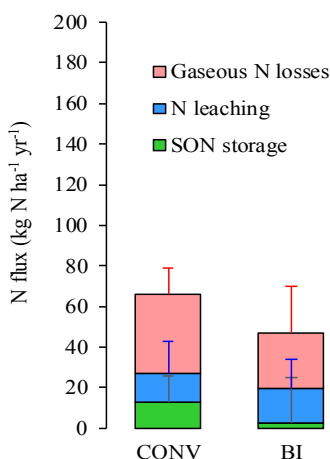


Figure 10. Devenir du surplus d'azote à La Cage (émissions gazeuses calculées par bilan de masse)

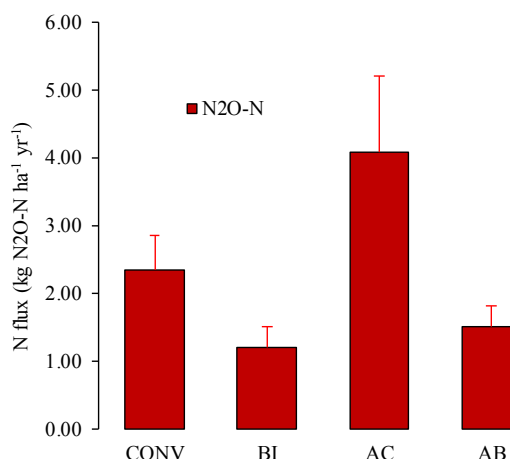


Figure 11. Données des mesures continues d'émissions de N<sub>2</sub>O pendant 3 ans et un trimestre

La lixiviation de nitrate, calculée à partir des mesures d'azote minéral du sol et de la lame drainante annuelle à l'aide du modèle LIXIM, est en moyenne 20 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> et ne diffère pas significativement entre traitements. Les émissions par voie gazeuse (volatilisation + dénitrification), sont calculées par défaut de bilan, c'est-à-dire la différence entre le surplus et la somme du stockage de SON et du lessivage de N. Ce défaut varie de 19 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en AB à 106 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en AC. Les données d'émissions de N<sub>2</sub>O mesurées en continu avec des chambres automatiques pendant 3.3 ans varient de 1.33 dans le traitement AB à 4,24 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> dans le système AC. Le défaut de bilan est fortement corrélé aux émissions de N<sub>2</sub>O mesurées (Figure 11). Cette forte corrélation (r<sup>2</sup> = 0.93) permet de penser que le défaut de bilan est essentiellement dû à la dénitrification, sachant que la finesse de la texture du sol favorise la dénitrification et que la neutralité du pH du sol et l'absence d'apport d'effluent organique limitent la volatilisation.

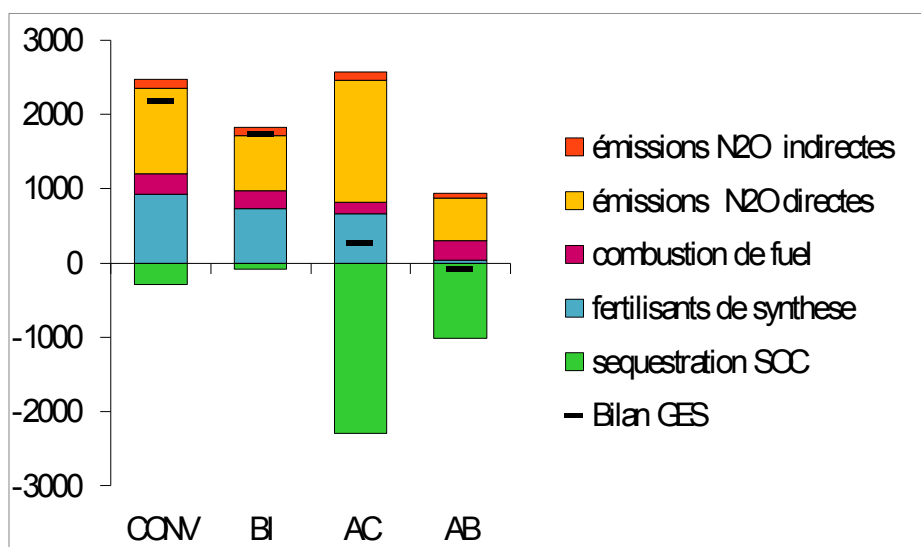


Figure 12. Effets indirects et directs et bilan net de gaz à effet de serre à long terme sur le site de La Cage

Le bilan des GES varie largement entre systèmes (Figure 12) : il est le plus élevé en CONV et BI, avec respectivement 1 989 et 1 443 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. En AC, le bilan de GES est beaucoup moins déséquilibré (124 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>), car les importantes pertes de N<sub>2</sub>O sont compensées par l'important stockage via le SOC. En AB, cette contradiction est minime et le bilan de GES apparaît faiblement débiteur (-149 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) ; ce système agit à long terme comme un puits de CO<sub>2</sub>, grâce à ses faibles émissions directes et indirectes et à son stockage sous forme de SOC. Des tendances similaires ont été observées lorsque les émissions de GES étaient exprimées par unité d'azote ou d'azote exporté (non présenté).

Dans la littérature, très peu d'études ont quantifié le bilan de GES de ces systèmes de culture alternatifs sans application d'effluents. Mary et al. (2014) ont également comparé des systèmes labourés et non labourés dans un essai à long terme à Boigneville (France) dans lequel le SOC avait été mesuré pendant 41 ans et les émissions de N<sub>2</sub>O pendant trois ans. Ils ont trouvé des valeurs élevées du bilan de GES à la fois pour le semis



direct (2 250 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) et les systèmes labourés (2 930 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>). Aguilera et al. (2015) ont estimé l'empreinte carbone des cultures pluviales sous gestion CONV et AB dans 8 fermes espagnoles. Les émissions nettes de GES étaient plus élevées par unité de surface en CONV avec 1024 vs 361 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> et également par unité de production. Ces auteurs attribuent la faible empreinte carbone de l'AB à la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> provenant de l'utilisation d'engrais synthétiques et à la réduction des émissions directes de N<sub>2</sub>O puisque les taux de séquestration du SOC étaient faibles et similaires dans les systèmes conventionnels et biologiques.

En conclusion, les quatre systèmes agricoles ont des effets différents sur le devenir de l'azote, qui ne peuvent être évalués par le calcul du seul surplus d'azote. Des prédictors complémentaires des pertes d'azote et de l'équilibre des GES sont nécessaires pour obtenir un véritable aperçu des impacts environnementaux des systèmes de culture sur la C et N. La variabilité probable au sein de chaque système nécessite maintenant d'être exploré.

#### 4.1. Etude par simulation du bilan à long terme d'azote de systèmes AB, BI et CONV

En systèmes AB et/ou BI le turn-over des matières organiques pourrait être modifié par l'importance de la rhizodéposition liée à la fréquence des légumineuses et/ou la modification des conditions de décomposition des résidus de céréales en milieu pauvre en azote. Un moyen de tester sur le long terme l'hypothèse H3 est de confronter les prédictions et observations des pools d'azote minéral et organique sur les essais « Organic » et « DOK », en simulations enchainées. Le dispositif de chaque essai permet de calibrer les paramètres locaux du sol sur traitement CONV et de tester H3 sur les autres traitements, bénéficiant d'une maîtrise correcte des bio-agresseurs (Tableau 7).

Le modèle est ensuite utilisé pour étudier la réponse des flux d'azote en fonction des traitements. Cette étude s'appuie sur la version de recherche de STICS qui intègre la quantité et la qualité des résidus racinaires (Chlébowski et al., ce rapport). Le travail de calibration des espèces utilisées a permis d'aboutir à une prédiction non biaisée de la production et de la mobilisation d'azote, malgré une forte dispersion liée aux aléas de la calibration effectuée d'une façon sommaire pour certaines espèces.

Tableau 7. Description des traitements sur de l'essai « La Cage » de l'INRA Versailles.  
(Conv = conventionnel, BI = bas intrants, AC = Agriculture de Conservation, AB = Agriculture Biologique)

|  | DOK à Thervil (CH)   |                |                       |              | Organic à Foulum (Dk) |   |               |                                      |                          |
|--|--|----------------|-----------------------|--------------|-----------------------|---|---------------|--------------------------------------|--------------------------|
|  | CNMIN<br>CONV  | CONFYM<br>CONV | NOFERT<br>AB          | BIOORG<br>AB | C4-CC+IF<br>CONV      | O4+CC-M<br>AB   | O2+CC-M<br>AB | O2+CC+M<br>AB                        |                          |
| Rotation culturale                                     | Maïs- Trèfle1-   | Soja- Trèfle 2 | Blé1- Pomme de terre- | Maïs- Blé2-  | Chanvre- print.-      | Pois/Orge- avoine   | Blé           | Blé print- Orge<br>- Raygrass/Trèfle | Pomme de terre<br>Print- |
| Culture Intermédiaire                                  | Différents mélanges de seigle, vesce, avoine, colza, tournesol, légumineuses, raygrass |                |                       |              | /                     | Mélange de raygrass, chicorée, radis fourrager, trèfle, luzerne noire.. |               |                                      |                          |
| Labour   | annuel   | annuel         | annuel                | annuel       | annuel                | annuel  | annuel        | annuel                               |                          |
| Fertilisation (kg.Nha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> ) | 97   | 101            | /                     | /            | 55                    | /   | /             | /                                    |                          |
| Apport Orga. (kg.Nha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )  | /  | 54             | /                     | 94           | /                     | /   | /             | 50                                   |                          |

Tableau 8. Test de la prédiction de SMN du sol (kg N ha<sup>-1</sup>) sur bases de données indépendante, sauf calibration de paramètres locaux vs traitement CONV (en italique).  
RMSE = écart quadratique moyen.

| Traitement        | <i>CONMIN</i> | <i>CONFYM</i> | <i>NOFERT</i> | <i>BIOORG</i> | <i>C4-CC+IF</i> | <i>O4+CC-M</i> | <i>O2+CC-M</i> | <i>O2+CC+M</i> |
|-------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|
| n                 | 116           | 119           | 42            | 118           | 74              | 17             | 53             | 57             |
| X obs             | 47            | 56            | 56            | 50            | 42              | 9              | 16             | 23             |
| X sim             | 24            | 30            | 25            | 28            | 24              | 8              | 18             | 19             |
| Déviation moyenne | -23           | -26           | -31           | -22           | -17             | -1             | 2              | -4             |
| RMSE total        | 36            | 40            | 48            | 40            | 48              | 9              | 38             | 44             |
| RMSE systématique | 31            | 33            | 44            | 32            | 43              | 7              | 32             | 40             |
| RMSE aléatoire    | 20            | 23            | 21            | 24            | 22              | 5              | 20             | 17             |

Les résultats de la simulation du stock d'azote minéral du sol (SMN) sont présentés dans le tableau 6, sur la couche de sol de 0-90 cm pour DOK et sur la couche de sol de 0-25 cm pour Organic. Même après l'étalonnage, le modèle sous-estime le SMN, avec une déviation moyenne variant entre -31 et de +2 kg N ha<sup>-1</sup> pour CONFYM et O4+CC-M, respectivement. Ce biais s'explique principalement par l'erreur du modèle par rapport à sa dispersion ; il se manifeste dès la calibration dans les deux essais. Ce résultat met en évidence une limite des formalismes du modèle en simulation de long terme, commun à tous les systèmes et pas seulement l'AB. Cependant, ce biais n'est pas assez important pour rendre caduque la comparaison des traitements.

Le modèle représente sans biais les fortes différences observées de surplus d'azote entre les traitements à DOK, de - 58 (NOFERT) à +21 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (CONFYM), et ses moindres variations à Organic, de - 9 (O4 + CC - M) à +21 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (O2 + CC + M) (non présenté). Ceci est une condition pour bien simuler l'évolution du SON à long terme (Gabrielle et al., 2002).

Les évolutions temporelles des stocks SON observés et simulés sont présentées en figure 13. L'évolution des stocks de SON a été correctement simulée dans les deux essais. A DOK, la diminution des stocks a été reproduite par le modèle, surtout dans les premières années, avec une légère surestimation au cours des dernières années pour tous les traitements. A Organic, les stocks de SON observés étaient assez constants entre les traitements et entre les années. Bien que cet état d'équilibre ait été bien simulé pour toutes les années, il apparaît une légère sous-estimation pour la dernière date de mesure, cependant incluse dans l'erreur de mesure pour O2 + CC- M. Ces résultats n'auraient pu être obtenu avec la version standard de STICS, qui ne peut simuler SON et SOC en présence de prairies ou graminées pérennes.

Ainsi, malgré le biais de prédiction du SMN à long terme commun à tous les systèmes, la démarche d'adaptation de STICS à l'AB rend compte du turn-over de la matière organique dans les sols.

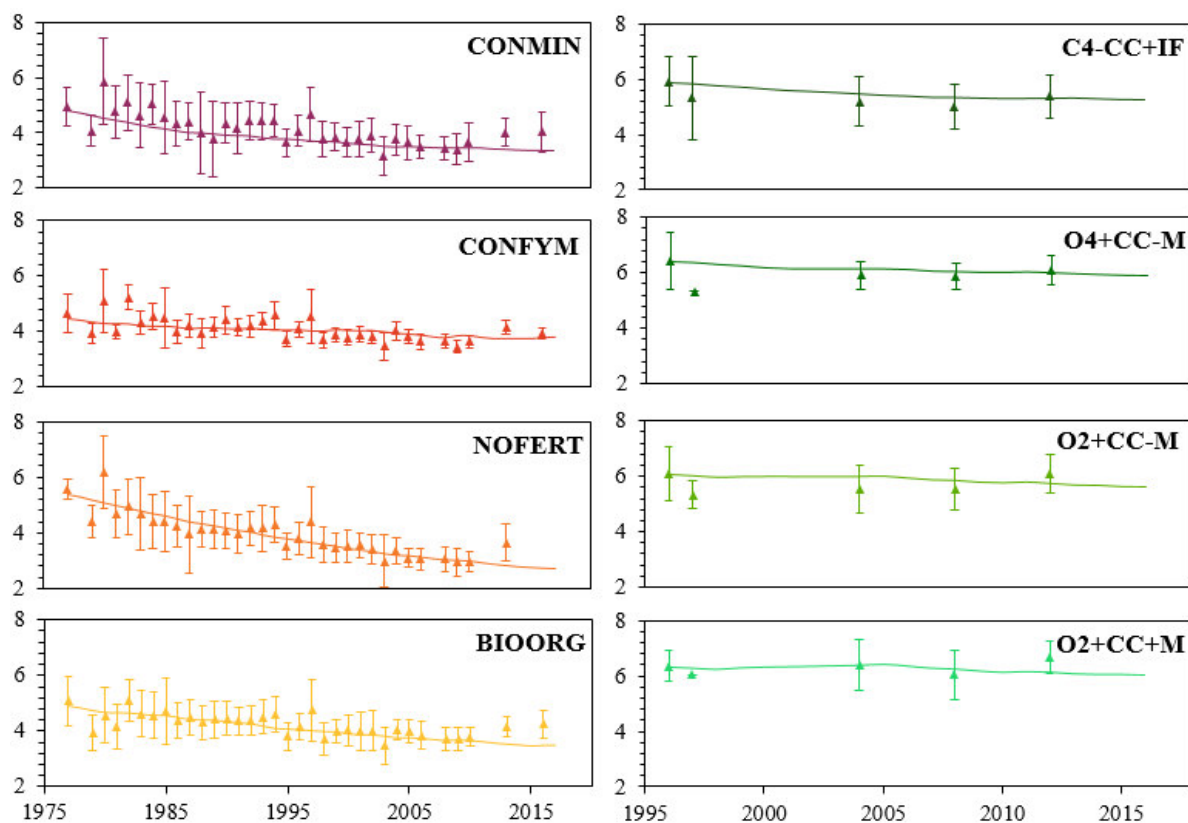


Figure 13. Evolution des stocks d'azote (t N.ha<sup>-1</sup>) mesurés et simulés sur les 4 traitements de DOK-Thervil (gauche) et de Organic-Foulum (droite)

L'hypothèse H3 est donc validée. L'emploi ultérieur du modèle pour prédire les termes du bilan N repose sur le résultat positif des tests établis en situations CONV (Constantin et al., 2012 ; Coucheney et al., 2015 ; Piazza-Bonilla et al., 2015). Le modèle peut être utilisé pour simuler la signification du surplus d'azote en termes de stockage et de pertes d'azote (Figure 14).

Les résultats de simulation montrent que la hiérarchie entre stockage et pertes dépend des traitements et du pédoclimat : le site de Foulum étant plus propice à la lixiviation et celui de Thervil à la dénitrification, tandis que l'occurrence des effluents favorise la volatilisation. La lixiviation simulée ne diffère pas entre les traitements à DOK contrairement à Organic : elle est réduite de 41% en O4 + CC-M par rapport à C4-CC + IF, en raison des effets combinés des cultures intermédiaires piège à nitrate et de l'absence d'engrais azoté minéral. La volatilisation d'azote simulée est la plus élevée dans CONFYM et O2 + CC + M. La dénitrification d'azote simulée est la plus élevée dans BIOORG au DOK et de 53% plus élevée dans les traitements fertilisés à Organic. L'évolution de SON est toujours négative (de -18 à -78 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>), conformément aux excédents de N mesurés, en fonction de la fertilisation et de la rotation des cultures. Le modèle simule d'importants flux d'azote vers des résidus de racines profondes (1 à 14 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>), c'est-à-dire en dessous de la couche labourée, en particulier dans les systèmes comprenant un trèfle-raygrass. Le devenir de cet azote immobilisé en profondeur (supposé s'accumuler dans le sol) n'est pas simulé par le modèle. Cette étude montre que STICS est capable de reproduire d'une façon cohérente le devenir de l'azote dans les systèmes de culture AB, BI et CONV avec des formalismes communs.

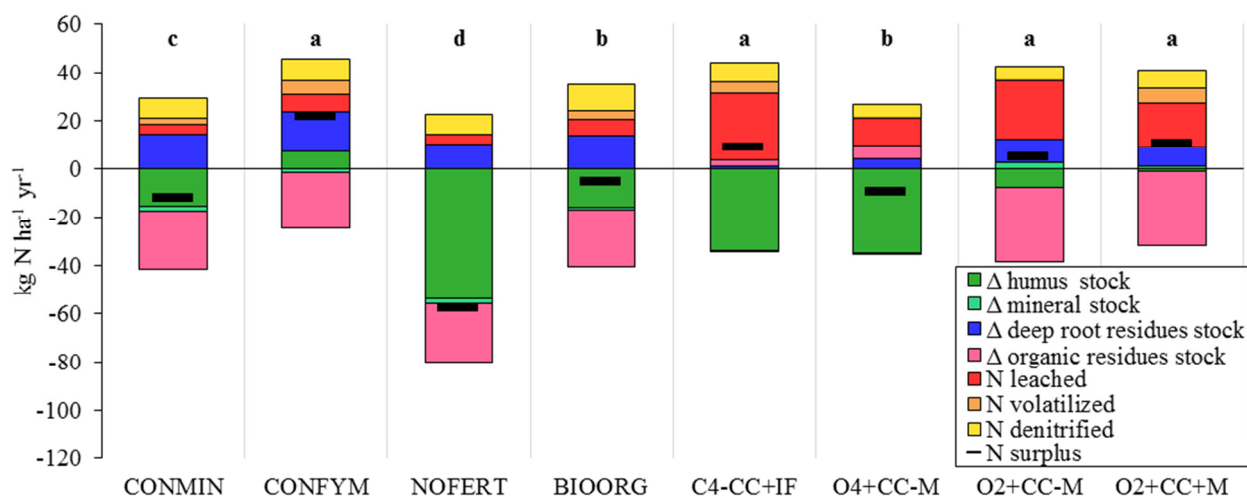


Figure 14. Moyennes des termes composant le surplus d'azote (kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) simulés avec STICS (version de recherche, mode continu) sur les 4 traitements de DOK-Thervil (gauche) et de Organic-Foulum (droite)

Des changements annuels contrastés du SON ont été simulés pour l'expérience DOK. Leifeld et al. (2009) ont modélisé de manière satisfaisante l'évolution des stocks de SOC au DOK de 1978 à 2006 avec le modèle RothC. Ils ont justifié leur légère sous-estimation des stocks de SOC dans CONFYM par la gestion des intrants N, trois fois plus élevés que dans les autres traitements et accélérant éventuellement la décomposition de la MOS, diminuant ainsi le stock de COS. Dans notre cas, l'évolution des stocks de SON a été simulée de manière satisfaisante dans CONFYM. Dans l'essai Organic, les modifications des stocks d'azote humifié du sol ont été correctement simulées, avec une diminution moyenne de -34 et -4 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en rotation 4 et 2, respectivement sur 19 ans. Dans leur étude, Pugesgaard et al., (2017) a estimé la variation des stocks de SON en soustrayant les pertes de N au solde de N calculé pour la période 2006-2009. Nos résultats sont très proches des leurs, car ils ont trouvé une diminution de SON dans le traitement conventionnel C4-CC + IF (-30 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) et une très faible augmentation des traitements de rotation 2 (+2 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>).

Ces démarches confirment l'intérêt de coupler expérimentation longue durée et modélisation à la fois pour calibrer le modèle, pour tester des hypothèses et simuler des variables non mesurées. Elles montrent aussi l'importance de simuler tous les termes du bilan d'azote ; comme le modèle simule aussi le bilan de carbone, la connaissance des pratiques culturales et les données simulées peuvent permettre d'aboutir au bilan de GES simulé. Nos simulations soulignent le fait que les systèmes AB arables n'induisent pas systématiquement des pertes plus faibles que les systèmes conventionnels et qu'ils sont variables, fournissant ainsi une marge de progression pour augmenter l'efficacité d'utilisation de l'azote au sein de ces systèmes.

## 5. Conclusion générale

Les résultats obtenus, confirment le bienfondé de la stratégie scientifique et partenariale d'ENBIOexpé, visant la quantification conjointe de la production et des termes du bilan de l'azote par un couplage expérimentation et modélisation, en utilisant le modèle STICS comme outil de diagnostic, de test d'hypothèse et de pronostic. Le partenariat s'est avéré fructueux, dans les deux thèses, tant avec les agriculteurs que les expérimentateurs des sites, métropolitain ou européens.

Les acquis scientifiques sont maintenant identifiés dans les thèses qui seront soutenues le 10/11/2017 (B. Autret) et en début 2018 (L. Rakotovolona). Les titres de leurs chapitres ou articles sont les suivants :

- Alternative arable cropping systems: a key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment (Autret et al., 2016, AEE)
- Similar mineralization rates of soil organic carbon and nitrogen in different alternative arable cropping systems (Autret et al., in prep.)
- Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France (Autret et al., submitted)
- Long term modelling of crop production and nitrogen fate in organic cropping systems (Autret et al., in prep.)
- Driving factors of nitrate leaching from arable organic cropping systems in Northern France (Rakotovolona et al., in prep.)
- Yield gap analysis of organic cereals based on field network monitoring and STICS model (Rakotovolona et al., in prep.)
- Evaluation and improvement of N management in organic arable cropping systems using STICS model (Rakotovolona et al., in prep.)

Ces thématiques mériteront d'être approfondies sur trois points :

- Le test de scénarios alternatifs de gestion de l'azote dans le réseau « on farm ». Il faudrait faire aboutir les simulations à l'échelle de la succession culturale en valorisant la grande quantité de données issues du suivi. Cela permettrait de tester ensuite une démarche de modélisation d'accompagnement en s'appuyant sur STICS.
- La comparaison in silico à long terme des systèmes AB et CONV en situation "on farm". Cela permettrait d'identifier l'origine de la variabilité de leurs impacts.
- La modélisation des flux eau-C-N de systèmes AC représente aussi un défi scientifique. La première étape serait de modéliser les données du site de La Cage en s'appuyant sur la connaissance acquise des systèmes; la seconde serait de tester in silico différentes modalités de gestion de la luzerne .

Le challenge scientifique et technique de la modélisation déterministe de système AB a été relevé en grande partie, grâce à « un alignement de planètes » : (i) l'explicitation de la demande et l'engagement financier du PIREN-Seine, du département Environnement et Agronomie de l'INRA; (ii) la disponibilité de ressources intellectuelles et organisationnelles, que représentaient la version de recherche de STICS « à réserves » créée en s'appuyant sur des espèces à vocation énergétique, le projet CASDAR Variluz qui a permis de l'étendre à la luzerne, le programme 2013/2017 de l'équipe projet STICS et enfin le montage du projet ENBIOexpé. Relever complètement ce défi passera par d'autres étapes, scientifiques d'explication des causes des écarts de simulation, et techniques, de calibration d'autres espèces cultivées et de minéralisation d'effluents utilisés dans les systèmes AB.

## 6. Remerciements

Nous remercions les collègues Eric Venet, Anita Teixeira, Caroline, Dominiarzyck, Mathieu Ronsin, Gilles Grandeau, et Eric Gréhan, qui ont travaillé à la production des données du réseau ENBIOexpé et des données complémentaires aux essais La Cage et DOK, ainsi que les collègues gestionnaires Brigitte Rocourt et Valérie Dazin et du SDAR pour leur appui.

Nous sommes gré aux collègues expérimentateurs des essais La Cage de l'INRA de Versailles, Organic-Foulum de l'université d'Aarhus et de DOK-Thervil du FIBL d'avoir mis à disposition leurs bases de données.

Nous remercions les agriculteurs et leurs conseillers agricoles des Hauts-de-France pour leur accueil et leurs conseils et la structure Agrotansfert Ressources et Territoires pour l'animation du réseau.

Le projet a bénéficié des financements de l'Agence de l'Eau Seine Normandie, du Ministère de l'Agriculture et de la Forêt (FCPR) et du PIREN-Seine pour le fonctionnement, 3/2 bourses de thèse et de l'INRA sur ses fonds structurels, de fonctionnement et d'une demi-bourse de thèse.

## Références bibliographiques

ADEME (2010). Guide des facteurs d'émissions. Version 6.1. Chapitre 2 – Facteurs associés à la consommation directe d'énergie.

Affholder, F., Scopel, E., Neto, J.M., Capillon, A. (2003). Diagnosis of the productivity gap using a crop model. methodology and case study of small-scale maize production in central Brazil. *Agronomie*, 23, 305-325. Agrimonde, 2009.

Prospective Agrimonde (2009): comment nourrir le monde en 2050 ? <http://www.inra.fr/Chercheurs-etudiants/Securite-alimentaire-mondiale/Tous-les-dossiers/Agrimonde-nourrir-le-monde-en-2050>.

Aguilera, E., Guzmán, G. & Alonso, A. (2015) Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 713–724. Adme 2010 (BA)

Anglade J., Billen G., and Garnier J. (2015). Relationships for estimating N<sub>2</sub> fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* 6, 1–24.

Askegaard M., Olesen J.E., Rasmussen I.A., Kristensen K. (2011). Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 142, 149–160. doi:10.1016/j.agee.2011.04.014

Autret B., Mary B., Chenu C., Balabane M., Girardin C., Bertrand M., Grandeau G., Beaudoin N., (2016). Alternative arable cropping systems: a key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 232, 150–164.

Autret B. (2017). Quantification and modelling of carbon and nitrogen fate in alternative cropping systems experiments on the long term. Thèse de doctorat de l'UE et d'Institut agronomique vétérinaire et forestier de France. 183 p + annexes.

Autret B., Rakotovololona L., Beaudoin N., Bertrand M., Grandeau G., Gréhan E., Mary B. (submitted to *Agriculture, Ecosystems & Environment*). Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France.

Balabane M. et al. (2005). Effets de systèmes de culture alternatifs sur les matières organiques et la structure des sols limoneux et approche du rôle fonctionnel de la diversité biologique des sols. Rapport Dmostra, GESSOL, A01494.

Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Mchet J.M. and Mary B. (2005). Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 111, 292-310.

Beaudoin N., Launay M., Sauboua E., Ponsardin G., Mary B., (2008). Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the "on farm" database of Bruyères catchment, *European Journal of Agronomy*, 29, 1, 46-57.

Beaudoin N., Gallois N., Viennot P., Le Bas C., Puech T., Schott C., Mary B., (2016a). Evaluation of a spatialized agronomic model in predicting yield and N leaching at the scale of the Seine-Normandie basin. *Environmental Science and Pollution Research*.

Beaudoin N., Duval J., Venet E., Herre C., Armas-Herrera C., Alavoine G., Aubrion G., Bornet F., Mary B. (2016b) Evaluation agri-environnementale de Systèmes de culture à Bas Intrants azotés en sol de Craie: rapport de fin de contrat ESBIC 2013/2015. 54 p + ann.

Benoit M., Garnier J., Anglade J., Billen G., (2014). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 100(3):285– 299.

Bergkvist, G., M. Stenberg, et al. (2011). "Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley-Effect of N dose and companion grass." *Field Crops Research* 120(2): 292-298.

Borgen S.K. – Lunde H.W. – Bakken L.R. – Bleken M.A. – Breland T.A. (2012). Nitrogen dynamics in stockless organic clover-grass and cereal rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92(3):363–378.

- Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N. Eds. (2009). Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. INRA Science Update, 297pp.
- Brisson N., Gate P., Gouache D., Charmet G., Oury F.X., Huard F. (2010). Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *Field Crops Research* 119, 201-2012.
- Chlébowski et al. (ce rapport). Calibration et test de STICS en système de grande culture biologique. Rapport PIREN-Seine. 20 pp.
- Constantin J., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Fontaine A., Kerveillant P., Beaudoin N. (2010). Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agricult. Ecosys. Envir.*, volume 135, issue 4, pp 268-278.
- Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J. & Mary, B. (2012). Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147, 36–46.
- Coucheney E., Buis S., Launay M., Constantin J., Mary B., Garcia de Cortazar-Atauri I., Ripoche D., Beaudoin N., Ruget F., Andrianorisoa S., Le Bas C., Justes E., Léonard J. (2015). Environmental Modelling & Software. Accuracy, robustness and behavior of the STICS 8.2.2 soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. 64, 177-190
- Crews T.E., Peoples M.B. (2004) Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102: 279–297.
- De Schutter O. (2011). United Nation general Assembly Report on the right to food. Human rights council, sixteenth session, Agenda item 3, 20 December 2010.
- Dimassi B., Mary B., Wylleman R., Labreuche J., Couture D., Piraux F., Cohan J.-P. (2014). Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agric. Ecosyst. Environ.* 188, 134–146.
- Doltra J., Laegdsmand M., Olesen J. (2011). Cereal yield and quality as affected by nitrogen availability in organic and conventional arable crop rotations: A combined modeling and experimental approach. *Europ. J. Agronomy* 34, 83-95.
- Eltun R, Korsæth A, Nordheim O. (2002). A comparison of environmental, soil fertility, yield, and economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90: 155-168.
- FAO (2001) Conservation Agriculture: Case Studies in Latin America and Africa, Food & Agriculture Org.
- Fischer R.A. (2015). Definitions and determination of crop yield, yield gaps, and of rates of change. *Field Crop Research*, 182, 9-18.
- Fontaine L. et al., (2012). Connaître, Caractériser et Évaluer Les Rotations En Systèmes de Grandes Cultures Biologiques. *Innovations Agronomiques*, 25, 27–40.
- Gabrielle B., Mary B., Roche R., Smith P., Gosse G. (2002). Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. *European Journal of Agronomy* 18: 107-120.
- Gac, A. (Institut de l'Élevage, Cariolle, M. (Institut T.F. de la B.I., Deltour, L. (Institut de l'Élevage, Dollé, J.B. (Institut de l'Élevage, Espagnol, S. (Institut du P., Flénet, F. (Centre T.I. des O.M., Guingand, N. (Institut du P., Lagadec, S. (Institut du P., Gall, L., l'Élevage, A. (Institut de, Qualité), P.D.T. d'élevage et, Lellahi, A. (Institut du V., Malaval, C. (Institut du V., Ponchant, P. (Institut T. de l'Aviculture et des E. de P.A. & Tailleur, A. (Institut du V. (2011) GES'TIM – des apports pour l'évaluation environnementale des activités agricoles.
- Gautronneau Y. (1997). Une agriculture écologique pour des zones à enjeux environnementaux majeurs. Le courrier de l'environnement de l'INRA N°32.
- Guillier H. (2016). Evaluation de la capacité de minéralisation du sol de systèmes de production alternatifs. Rapport de fin d'étude d'ingénieur d'Agro Campus Rennes. 25 p + annexes.
- Jabloun M., Schelde K., Tao F., Olesen J.E. (2015). Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. *European Journal of Agronomy* 62, 55–64. doi:10.1016/j.eja.2014.09.007
- Jeuffroy M.H., Baranger E., Carrouee 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. *Biogéosciences* 10, 3, 1787-1797.
- Jones J. et Porter J. (2013). Enjeux de la modélisation des cultures et défis planétaires. Exposé introductif à la journée d'hommage à Nadine Brisson., colloque INRA-AFA.
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Durr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Christine, Mary B., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchere V., Tournebize J., Savini I. & Rechauchère O.

- (2012) Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques.
- Lammerts Van Buren E.T., Struik P.C., Jacobsen E. (2002). Ecological concepts in organic farming and their consequences for an organic crop ideotype. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 50, 1-26.
- Ledoux E., Gomez E., Monget J.M. et al. (2007) Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin: the STICS-MODCOU modelling chain. *STOTEN* 375: 33-47
- Leifeld J., Reiser R., Oberholzer H-R., (2009). Consequences of Conventional versus Organic farming on Soil Carbon: Results from a 27-Year Field Experiment, 2009. *Agronomy Journal*, 101: 1204-1218.
- Lengrand Amélie (2017). Diagnostic des facteurs limitant la production des céréales en agriculture biologique : approche par Yield Gap Analysis. Mémoire de fin d'étude 3ème année à l'ENSAIA, spécialisation DEFI. 40 pp+ann.
- Ludwig B., Schulz E., Rethemeyer J., Merbach I., Flessa H. (2007). Predictive modelling of C dynamics in the long-term fertilization experiment at Bad Lauchstädt with the Rothamsted carbon model. *European Journal of Soil Science* 58: 1155-1163.
- Mäder P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P. & Niggli U. (2002) Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296, 1694–1697.
- Mäder P., Hahn D., Dubois D., Gunst L., Alföldi T., Bergmann H., Oehme M., Amadò R., Schneider H., Graf U., Velimirov A., Fließbach A. & Niggli U. (2007) Wheat quality in organic and conventional farming: results of a 21 year field experiment. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87, 1826–1835.
- Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machel J.M. (1999). Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soils using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science* , 50, 549-566.
- Mary, B., Cohan, J.-P., Dimassi, B., Recous, S. & Laurent, F. (2014) Effets du travail du sol sur les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote. Faut-il travailler le sol ?, pp. 63–88. INRA Versailles.
- Mignolet C., Schott C., Benoit M. (2007) Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: methods for agronomic approaches on a regional scale. *STOTEN* 375: 13-32
- Mondelaers K., Aertsens J., VanHuylbroeck G. (2009). A meta-analysis of the difference in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, 111: 1098-1119.
- Olesen J.E., Askegaard M. & Rasmussen I.A. (2000) Design of an organic farming crop-rotation experiment. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Plant Soil Science*, 50, 13–21.
- Olesen J.E., Askegaard M. & Rasmussen I.A. (2009) Winter cereal yields as affected by animal manure and green manure in organic arable farming. *European Journal of Agronomy*, 30, 119–128.
- Peyrard C., Mary B., Perrin P., Véricel G., Gréhan E., Justes E. & Léonard J. (2016). N2O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 224, 145–156.
- Plaza-Bonilla D., Nolot J.-M., Raffailac D. & Justes E. (2015) Cover crops mitigate nitrate leaching in cropping systems including grain legumes: Field evidence and model simulations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212, 1–12.
- Quintana-Segui P, Le Moigne P, Durand Y et al (2008) Analysis of near-surface atmospheric variables: validation of the SAFRAN analysis over France. *J Appl Meteorol Climatol* 47: 92-107.
- Rochester I. J., Peoples M. B., Hulugalle N.R., Gault R.R., Constable G.A. (2001). Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems. *Field Crops Research* 70: 27-41.
- Ross S.M., Izaurralde R.C., Janzen H.H., Robertson J.A., McGill W.B. (2008). The nitrogen balance of three long-term agroecosystems on a boreal soil in western Canada , *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127: 241-250.
- Saffih-Hdadi K. and Mary B. (2008). Modelling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 594-607.
- Sans F.X., Berner A., Armengot L. & Mäder P. (2011) Tillage effects on weed communities in an organic winter wheat–sunflower–spelt cropping sequence. *Weed Research*, 51, 413–421.
- Sautereau N., Benoit M. et Saviny I. (2016). Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ? Synthèse du rapport au MAFF, ITAB et INRA, 20 pp.
- Thieu V., Billen G., Garnier J., Benoit M. (2010). Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Regional Environmental Change*, DOI 10.1007/s10113-010-0142-4.
- Torstensson G., Aronsson H., Bergström L. (2006). Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98: 603-615.
- Tuomisto H, Hodge I.D., Riordan P., Macdonald D.W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts?—a meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112:309–320.

- Vandenberghe C. (2016). Performance de l'indicateur Azote Potentiellement Lessivable pour l'évaluation de la gestion du nitrate en agriculture et du risque pour la qualité de l'eau. PhD thesis of Liège – Gembloux Agro-Bio Tech university, 222 p.
- van Ittersum M.K. et al. (1997). Concept in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crop Res.* 52 (3), 197-208.
- Viaux P. (2016). Agriculture biologique et ressources naturelles: pas si simple (2016). *Agronomie, environnement et société*, 6, 89-91.
- Wells A.T., Chan K.Y., Cornish P.S. (2000). Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales; *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 80, 1-2: 47-60.
- Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K. & Swinton S.M. (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64, 253–260.