



**HAL**  
open science

## **Transformations et pertes d'azote dans les différents compartiments aquifère-sol-atmosphère. Cas d'une exploitation agricole du bassin d'Orgeval**

Marie Benoit, Josette Garnier, Gilles Billen, Benjamin Mercier, Abdelkader Azougui, Gilles Afonso, Juliette Anglade, Patrick Ansart, Julien Tournebize, Gaëlle Tallec

► **To cite this version:**

Marie Benoit, Josette Garnier, Gilles Billen, Benjamin Mercier, Abdelkader Azougui, et al.. Transformations et pertes d'azote dans les différents compartiments aquifère-sol-atmosphère. Cas d'une exploitation agricole du bassin d'Orgeval. 2013, 10.26047/PIREN.rapp.ann.2013.vol04 . hal-04357390

**HAL Id: hal-04357390**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04357390v1>**

Submitted on 21 Dec 2023

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



## **Transformations et pertes d'azote** **dans les différents compartiments aquifère-sol-atmosphère** *Cas d'une exploitation agricole du bassin d'Orgeval*

Marie Benoit<sup>\*1</sup>, Josette Garnier<sup>2</sup>, Gilles Billen<sup>2</sup>, Benjamin Mercier<sup>1</sup>, Abdelkader Azougui<sup>1</sup>,  
Gilles Afonso<sup>1</sup>, Juliette Anglade<sup>1</sup>, Patrick Ansart<sup>3</sup>, Julien Tournebize<sup>3</sup>, Gaëlle Tallec<sup>3</sup>

<sup>1</sup> UMR Metis, UPMC, Paris

<sup>2</sup> UMR Metis, CNRS, Paris

<sup>3</sup> UR HBAN, IRSTEA, Antony

\* [marie.benoit@upmc.fr](mailto:marie.benoit@upmc.fr)



## Résumé

L'azote (N) est un nutriment indispensable à la croissance des plantes, mais lorsqu'il est présent en excès dans l'écosystème, des contaminations ont lieu vers les hydrosystèmes sous forme de nitrate ( $\text{NO}_3$ ) ou vers l'atmosphère sous forme de protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ), gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement est 298 fois plus élevé que celui du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ). Dans le bassin de la Seine, grand producteur de céréales, l'utilisation croissante d'engrais en agriculture conventionnelle (AC) depuis les années 70, est reconnue comme responsable des pollutions diffuses (Directive Nitrates n°91/676/CEE) et des émissions élevées de  $\text{N}_2\text{O}$  (croissance de +22% entre 1990 et 2011, CITEPA, 2013). L'agriculture biologique (AB) en grandes cultures, n'utilise pas de pesticides et remplace les engrais de synthèse par des engrais organiques. Toutefois les dynamiques de transfert de l'azote dans le sol et les pertes dans les aquifères et l'atmosphère ne sont pas bien renseignées.

L'objectif de cette étude a été de mesurer les fuites d'azote dans une exploitation mixte (AB/AC) de grande culture céréalière, sur un sol limoneux argileux drainé, du bassin d'Orgeval. Cette exploitation a été équipée en bougies poreuses et en chambres d'accumulation de gaz à effets de serre (manuelles et automatiques), pendant deux années culturales (2011-12 et 2012-13), ce qui a permis de reconstituer les rotations théoriques. Des analyses de sols (texture, matière organique, nutriments, pH et reliquats azotés) ont également été réalisées. L'itinéraire technique du système AB se caractérise par une rotation de 7 ans, commençant par deux années de luzerne et une fertilisation organique principalement apportée par de la vinasse de sucrerie ( $90 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ). La rotation AC est de 3 ans avec comme cultures majoritaires du blé, la betterave et le pois, et un apport d'engrais minéral moyen de  $160 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ .

Au cours de ces deux périodes (2011-12 et 2012-13), les températures moyennes ont été de 9 et 11°C, respectivement ; les pluviométries en valeurs cumulées de 684 et 563 mm ; des évapotranspirations de 596 et 432 mm ; et les lames d'eau des drains de 50 et 220 mm. Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  présentent des pics d'émission au printemps et à l'automne (entre 10 et 50  $\text{gN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ ), où les applications des engrais organiques ou minéraux sont associées à des températures clémentes ( $\text{temp.} > 10^\circ\text{C}$ ) et à des épisodes pluvieux favorisant les processus de dénitrification. Pendant les deux années de mesures, les émissions cumulées de  $\text{N}_2\text{O}$  sont de l'ordre de 0.3 à 2  $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  pour une parcelle, ce que nous estimons correspondre à environ 10% de l'azote total émis sous forme de  $\text{N}_2$ . Les mesures en chambres automatiques permettent de confirmer et d'affiner ces résultats. Les quantités d'azote lixiviés au cours des rotations AB et AC sont en moyennes de 9.6 et 16.6  $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  respectivement, avec des quantités lixiviées faibles pour les légumineuses (2 à 5  $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ) et élevées pour les cultures post-légumineuses fertilisées, 25.7 et 49.5  $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  en AB et AC respectivement. Enfin, dans le sol, l'azote total correspond à environ 6% de la matière organique. Sa minéralisation en l'absence de prélèvement par les plantes explique en grande partie la valeur du reliquat azoté minéral ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ) qui, en entrée d'hiver, atteint des valeurs de 100  $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$  (REH). Les mesures montrent que la lixiviation hivernale concerne 15 % du REH en AB et 50 % en AC, tandis que la volatilisation en élimine 16 % en AB et 23 % en AC.

## Introduction

La limitation des pertes d'azote constitue un enjeu du 21<sup>ème</sup> siècle pour s'acheminer vers une agriculture durable avec des défis dans les domaines de l'économie, de l'environnement et de la société civile. En effet, afin d'avoir de meilleur rendement, les agriculteurs compensent les pertes azotés par l'achat et l'épandage d'engrais minéraux (en agriculture conventionnelle) ou organiques (en agriculture biologique). Le prix des engrais minéraux suivent les cours mondiaux en bourse (ex. crise 2008) et pourraient encore augmenter. De plus, le coût induit des pollutions agricoles s'élève à 1 milliard d'euros, soit 10% sur la facture d'eau (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2011). Selon la FAO, les besoins alimentaires vont s'accélérer avec la croissance de la population mondiale qui devrait augmenter de près de 34% en 2050 et de manière inégale selon les pays. Enfin, pour la santé publique, la concentration en nitrates dans l'eau ne doit pas dépasser une norme de potabilité de 50 mgNO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup> ou 11 mgN.l<sup>-1</sup> (Directive cadre sur l'eau, 1991).

Au niveau environnemental, l'azote est transformé par des processus chimiques et biologiques dans les trois compartiments eau-sol-atmosphère. L'azote est à 78% sous forme gazeuse dans l'atmosphère, essentiellement sous forme organique ou minérale dans le sol et les hydrosystèmes. Dans son cycle naturel, l'azote passe par ces trois compartiments via la fixation par les bactéries rhizobiums des légumineuses qui permettent de fixer l'azote atmosphérique dans le sol ; les processus d'humification et minéralisation permettent la réorganisation de l'azote minéral en organique ou inversement ; de l'azote retourne à l'atmosphère via le processus de dénitrification surtout. En agriculture, la croissance des plantes nécessitent l'absorption d'azote sous forme bio-assimilable (ammonium ou nitrate). Pour subvenir aux besoins des plantes, des apports d'azote sont apportés sous formes d'engrais minéraux ou organiques ou via les fixations par les légumineuses. Toutefois lorsque les apports sont supérieurs à la demande des plantes (surdosage ou non adéquation temporelle avec la croissance des plantes), le surplus d'azote engendre des pertes qui ont des conséquences environnementales (Figure 1,a) comme les émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) dans l'atmosphère et les nitrates (NO<sub>3</sub>) dans l'eau.

Les émissions de N<sub>2</sub>O sont réalisées par les réactions de nitrification et de dénitrification. C'est un gaz à effet de serre, possédant un potentiel de réchauffement global (PRG) 298 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) sur une période de 100 ans (IPCC, 2007). Il est incolore, non toxique et peu soluble dans l'eau. Le taux d'augmentation du N<sub>2</sub>O atmosphérique est d'environ 0.9ppb.an<sup>-1</sup>. Les sources anthropiques d'émission de N<sub>2</sub>O sont la combustion des énergies fossiles, les processus industriels et l'agriculture, via l'utilisation de fertilisants azotés, considérée comme la principale source d'azote (Nevison 2000). L'agriculture est responsable de 20% des GES en France (2008) et 80% de cet impact est dû au N<sub>2</sub>O (Isermann 1994). L'augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O d'origine agricole peut être due aux engrais minéraux ou organiques qui correspondent aux émissions directes, dont les processus de nitrification ou dénitrification sont responsables. La volatilisation d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) peut se produire, dans les exploitations d'élevage surtout, mais aussi pour des fertilisations des cultures avec de l'urée. Le NH<sub>3</sub> peut avoir des impacts importants sur la santé lorsqu'il est associé aux particules fines.

Les nitrates sont extrêmement soluble (357 g.l<sup>-1</sup> dans l'eau à 25°C) d'où leur vulnérabilité vis-à-vis de la lixiviation. Depuis 1991, la directive cadre sur l'eau (DCE) a été mis en place par la Commission Européenne afin de répertorier les zones vulnérables et de sensibiliser les acteurs à la mise en place de pratiques de prévention : bandes enherbées, calendrier de fertilisation, culture intermédiaire piège à nitrates (CIPAN). Ces dispositifs ont pour objectif de limiter la contamination en nitrate des aquifères (ressource en eau potable) qui ne doit pas dépasser le seuil de 50 mg NO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup> ou 11 mgN.l<sup>-1</sup> pour être potable. Par exemple dans le bassin Seine-Normandie, 86 % des masses d'eau souterraines du bassin ont un risque de non atteinte du bon état chimique, dont 15% pour le paramètre nitrate seul, 15 % pour le paramètre phytosanitaires seul et 70 % pour les deux paramètres associés (Etat des lieux 2004 – AESN, brgm).

Plusieurs alternatives sont, à l'heure actuelle, proposées afin de limiter les contaminations environnementales : le plan Ecophyto qui vise à la diminution progressive de l'usage des produits phytosanitaires tout en maintenant le niveau de productivité, les systèmes à bas intrants, la mise en place de cultures intermédiaires de façon obligatoire

ou la pratique de l'agriculture biologique (AB). Cette dernière n'utilise pas de pesticide et remplace les engrais minéraux par des engrais organiques et introduit des légumineuses dans la rotation. Ces apports d'azote sous forme organique influence le cycle de l'azote, par une minéralisation plus lente (Figure 1, b).

Au cours de cette étude, nous nous sommes intéressés (i) à la quantification les différentes pertes azotées dans l'eau sous-racinaire et l'atmosphère, (ii) à la détermination des facteurs favorisant ces pertes, (iii) à l'impact de l'agriculture biologique sur ces fuites.

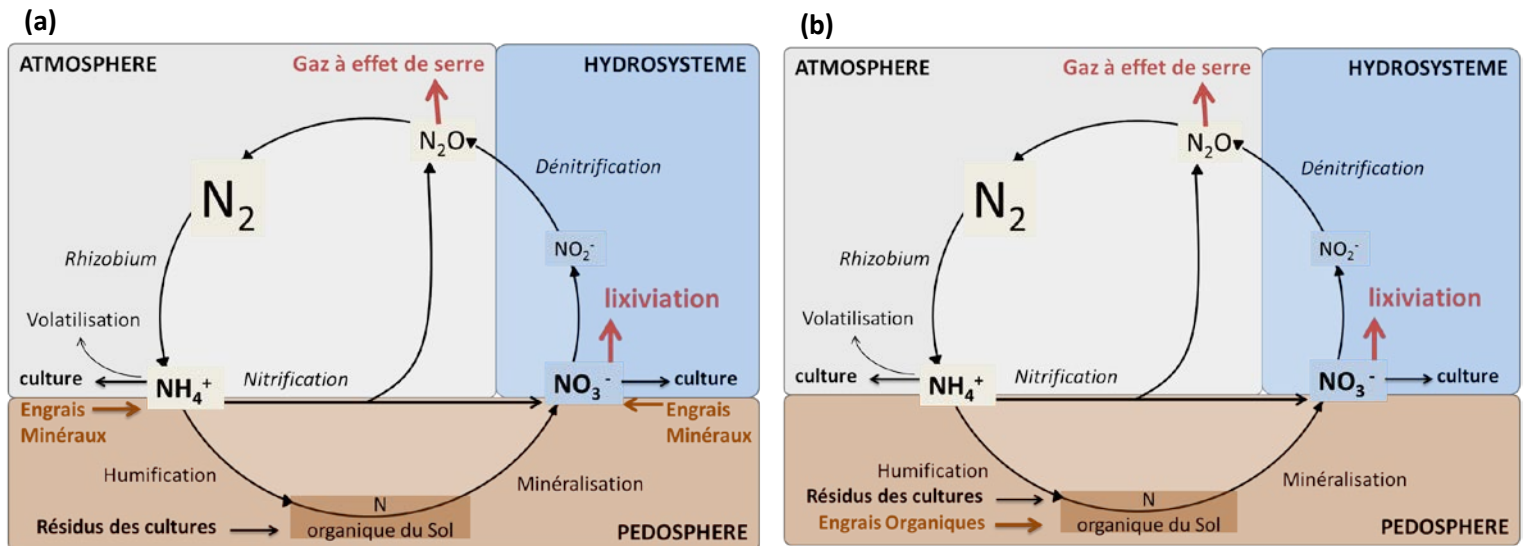


Figure 1 : Les fuites d'azote (en rouge) d'après le cycle de l'azote en agriculture conventionnel (a) et en agriculture biologique (b)

## 1. L'agriculture dans le bassin d'Orgeval

Le bassin d'Orgeval, à 70km à l'Est de Paris, en Seine-et-Marne (77), est un bassin de référence où travaillent conjointement des équipes de recherche (Irstea, UPMC, CNRS, INRA, etc.). Ce bassin versant d'une superficie de 104 km<sup>2</sup> est occupé à 81% par des cultures et des prairies, 18% par des forêts et 1% par des zones urbaines ou des routes. Sur ce bassin, la polyculture-élevage a été remplacée par une production intensive de céréales, avec comme cultures principales : blé, maïs, betterave, féverolle/pois (Figure 2), avec des exploitations de 133 ha en moyenne (Nicola et al., 2011). En Seine-et-Marne, l'agriculture biologique (AB) ne recouvre que 1.3% de la surface agricole utile (SAU) et est, comme pour l'agriculture conventionnelle (AC), largement tournée vers les grandes cultures (86%) (INSEE – Agence Bio 2012). Afin d'être représentatif du type d'agriculture dominant sur le bassin, le site étudié est une exploitation agricole mixte (AB et AC) de grandes cultures céréalière de 110 ha, située proche du ru de Bourgogne, à Aulnoy (N 48° 50' 49.888'' E 3°5'21.134'') (Figure 3).

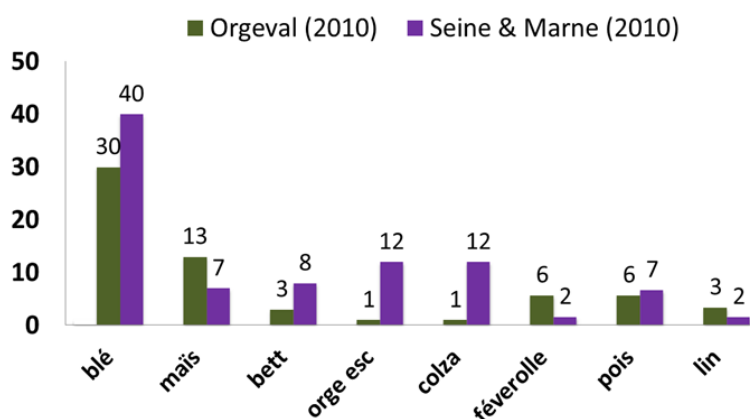


Figure 2 : Localisation du bassin d'Orgeval et du site étudié

## 2. Caractéristiques du site étudié

### 2.1. Équipement sur l'exploitation agricole

L'équipement de cette exploitation a débuté en octobre 2011, afin d'étudier en parallèle les fuites d'azotes dans les hydrosystèmes (eau sous-racinaire, rivière, aquifère) et les émissions de N<sub>2</sub>O dans l'atmosphère. Concernant le suivi des pertes azotées dans les eaux sous-racinaires, des bougies poreuses verticales ont été installées en 2011-12, sur 4 parcelles AB et 1 AC et en 2012-13, sur 5 parcelles AB et 2 AC ; des mesures dans les drains sont effectuées en parallèle. Pour les pertes dans l'atmosphère, des chambres d'accumulation de gaz à effets de serre (GES) manuelles ont été installées depuis 2011, le dispositif complété par des chambres automatiques depuis mars 2012. De plus, deux stations météo (Campbell Scientific Ltd, Shepherd, UK) enregistrent la pluviométrie (ARG 1000), la température (Model CS215) et l'humidité (Time Domain Reflectometry, TDR CS215). Trois piézomètres ont également été installés le long d'une pente (Pz1 Plateau, Pz2 Mi-pente et Pz3 Bas de pente) afin de suivre les variables de la qualité de l'eau dans les aquifères (NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>, niveau, Température, pH, O<sub>2</sub>, Carbone Organique Dissous, N<sub>2</sub>O dissous). Les résultats de la piézométrie n'étant pas tous disponibles à ce jour, ne sont pas présentés dans ce rapport (Figure 3).



Figure 3 : Equipement sur l’exploitation 1 en AB (bleu) et AC (rouge).

## 2.2. Contextes pédologique et climatique

Les conditions climatiques moyennes sur le bassin versant d’Orgeval correspondent à une pluviométrie (P) de 677 mm, une évapotranspiration (ETP) de 782 mm et une température de 11°C (mesures sur 30 ans à Boissy-le-Châtel, 48°49’15’’N 3°08’19’’E). En 2011, les conditions climatiques étaient proches de la moyenne, toutefois en 2012 et 2013 le rapport P/ETP s’est inversé avec une pluviométrie plus importante que l’évapotranspiration (+160 mm) (Figure 4). Lors de cette période d’étude 2011-2013, la première saison de drainage mesurée a duré du 12 décembre 2011 jusqu’au 15 mai 2012, avec une pluviométrie totale sur cette période de 278 mm et un débit des drains sur l’exploitation de 55 mm (Irstea Antony). Au cours de la seconde période de drainage, du 12 décembre 2012 au 22 mai 2013, la pluviométrie a été de 309 mm et le débit dans les drains de 204 mm (Figure 6).

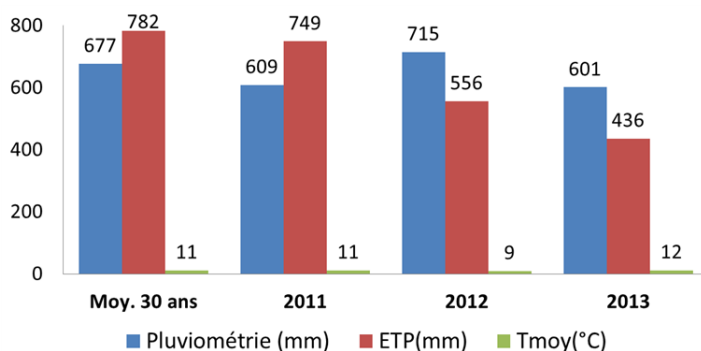
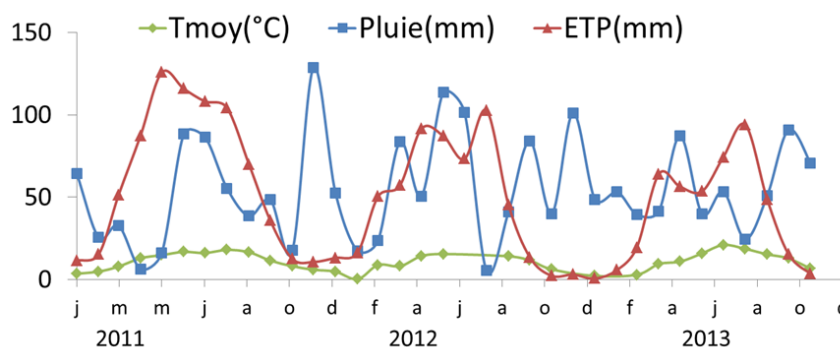


Figure 4 : Données climatiques (température moyenne, évapotranspiration et pluviométrie) en bilan sur 30 ans et en moyennes annuelles sur la période étudiée



**Figure 5 : Données climatiques (température moyenne, évapotranspiration et pluviométrie) en moyenne mensuelles en 2011, 2012 et en 2013.**

Le sol présente une texture limoneuse-argileuse (Tableau 1), avec des couches d'argile en profondeur qui lui confère un comportement hydromorphe. Pour y pallier, la totalité des parcelles équipées sont drainées à 90 cm de profondeur. Ce sol est un *luvisol glossique hydromorphe*, selon la référence pédologique régionale de l'INRA-Orléans (Roque et al., 2003).

**Tableau 1 : textures moyennes (en %) des parcelles de l'exploitation sur les 3 horizons**

Profondeur (cm)	argiles	limons	sables
<b>0-30</b>	24	68	9
<b>30-60</b>	24	68	8
<b>60-90</b>	25	62	13

### 2.3. Itinéraires techniques en agriculture biologique et conventionnelle

Cette exploitation de 110 ha a converti 1/3 de sa surface en AB depuis 2009. La rotation en AB a une durée de 7 ans et celle en AC de trois ans. (Figure 6). En AB, les apports d'engrais organiques d'environ 90 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> ont lieu à l'automne, sous forme de vinasse ou de compost. En AC, les apports minéraux d'environ, 160 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> ont lieu au printemps, en granulés (ammonitrate 27%) ou liquide (nitrate d'ammonium ou sulfates d'ammonium 35%). Les légumineuses, même après exportation, apportent de l'azote dans le sol, via la dégradation de la rhizosphère. Cet apport a été estimé à environ 100 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour les luzernes et 60 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour les féverolles (Anglade et al, in prep). Au final, les apports azotés moyens au cours de la rotation sont 140 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en AC et 60 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en AB.



**Figure 6 : Rotations en AC (gauche) et AB (droite) avec les apports d'engrais sur les cultures (\*)**



### 3. Matériels et méthodes

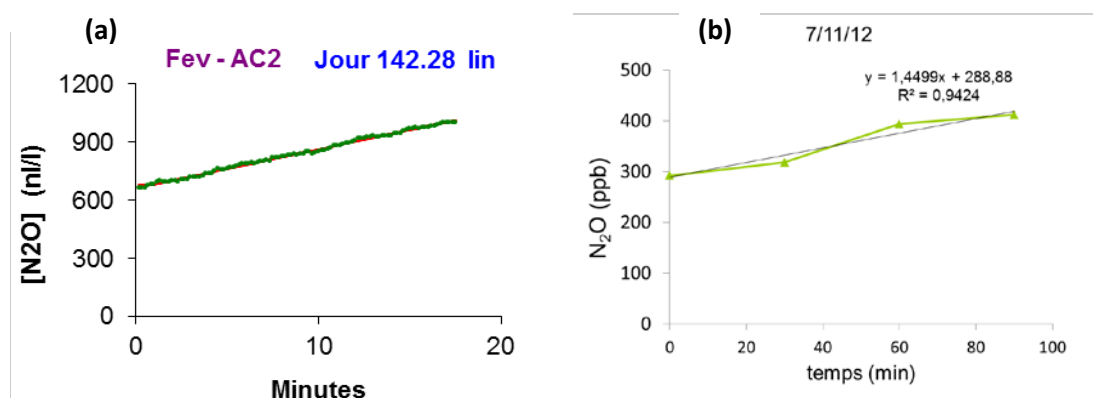
#### 3.1. Analyse de sol

Une description des propriétés physicochimiques des parcelles étudiées a été réalisée sur les trois horizons [0-30 cm ; 30-60 cm ; 60-90 cm] pour déterminer la granulométrie, le carbone organique, l'azote total, ainsi que le pourcentage de Matière Organique (%MO), analyses réalisées par le Laboratoire d'Analyses des Sols d'Arras (LAS, INRA).

De plus, à chaque prélèvement de gaz en chambres d'accumulation ou sur les trois horizons à la pose et au retrait des bougies, des triplicats de sol (30 g) sont utilisés pour déterminer l'humidité et la teneur en matière organique (MO) par la méthode de perte au feu (PAF); les échantillons sont placés à 105°C (48h) et 450°C (4h) respectivement et pesés à chaque étape. Les concentrations en azote minéral du sol ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) sont déterminées après extraction au KCl, en plaçant 5g de sol dans 20ml de KCl (1M) pendant 2h sur une table agitante. Les suspensions sont centrifugées pendant 10 min à 3000 tours par minute et le surnageant est congelé à -18°C jusqu'à l'analyse avec un auto-analyseur (Quaatro, Bran & Luebbe). La densité apparente de  $1.3 \text{ g.cm}^{-3}$  a été utilisée pour convertir les unités en  $\text{kgN.ha}^{-1}$ .

#### 3.2. Mesures des émissions de gaz à effet de serre (GES)

Les mesures de GES sont effectuées en utilisant la technique des chambres d'accumulation statiques (Hutchinson et Livingston, 1993). Sur l'exploitation mixte, quatre séries de cinq chambres de base carrée (50 cm x 50 cm x 30 cm de hauteur) ont été implantées dans le sol à environ 15 cm, afin d'assurer l'étanchéité tout au long du développement de la culture. Lors de la première année, la stratégie avait été de placer deux séries de 5 chambres sur deux parcelles (AB et AC) à deux niveaux de pente. En 2012/2013, nous avons privilégié l'étude de plusieurs parcelles en agriculture biologique, en plaçant une série de chambres manuelles sur trois parcelles AB et une série en AC. Le principe des chambres d'accumulation est de fermer hermétiquement un volume au-dessus d'une surface émettant ou consommant du gaz, de sorte que le gaz ne puisse pas s'échapper. Les chambres sont donc fermées à l'aide d'un couvercle hermétique équipé d'un septum permettant le prélèvement du gaz après accumulation. Lors des prélèvements manuels, quatre échantillons de gaz sont prélevés dans chaque chambre (0, 10, 20, 30 minutes après fermeture ou 0, 20, 40, 60 minutes lorsque les rehausses sont en place) avec une seringue de 30 ml et transférés dans un flacon préalablement mis sous vide de 12.5 ml (LabcoExetainer®). Ces prélèvements sont effectués tous les quinze jours afin d'assurer un suivi régulier et d'estimer au mieux les émissions gazeuses (Hénault et al. 2005; Laville et al. 1999; Vilain et al. 2010). Les concentrations en  $\text{N}_2\text{O}$  gazeux (mais aussi en  $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$ ) sont mesurées à l'INRA-AgroParitech Grignon (EGC, collaboration avec Pierre Cellier et Céline Decuq). Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  sont déterminées à partir des cinq repliquats de chambres par site. Depuis mars 2013, deux séries de trois chambres automatiques (70 cm x 70 cm x 22 cm de hauteur) ont été installés sur les deux parcelles (AB et AC) afin de mesurer les flux de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{CO}_2$  de manière quasi-continue, soit 4 mesures de 20min dans chaque chambre toutes les 6h (0-2h ; 6h-8h ; 12-14h ; 18h-20h). L'air passe à travers l'analyseur de  $\text{CO}_2$  (LiCor 820: LiCor Biosciences, Lincoln, NE USA) et de  $\text{N}_2\text{O}$  (Thermo 46C: Thermo Electron, Saint Aubon, France) avec des capteurs de sensibilité d'environ 0.5ppm et 2ppb respectivement (Oorts et al. 2007). Les flux de  $\text{CO}_2$  et de  $\text{N}_2\text{O}$  sont calculés via un modèle de régression linéaire (Figure 7). A partir de juin 2013, les tiges dépassant la hauteur des chambres, sont régulièrement coupées afin de permettre une fermeture étanche des chambres. Les teneurs de l'air ambiant sont également mesurées.



**Figure 7 : Evolution des concentrations en  $N_2O$  au cours du temps, dans une chambre manuelle (a) et dans une chambre automatique (b).**

Les échantillons de gaz ( $N_2O$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ ) ont été analysés à l’aide d’un chromatographe en phase gazeuse (Varian 3800) couplé à un détecteur à capture d’électrons (ECD) et d’un détecteur d’ionisation à flamme (FID) en fonctionnement au laboratoire d’EGC de l’INRA-AgroParitech à Grignon. Les concentrations en  $N_2O$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$  sont ensuite calculées en comparant les aires des pics obtenus avec leurs étalons respectifs (Tableau 2).

**Tableau 2 : Concentrations des quatre étalons des gaz analysés**

gaz	$CH_4$ (ppm)	$CO_2$ (ppm)	$N_2O$ (ppb)
A	0,997	202	289
B	2,013	997	501
C	2,999	2000	651
D	3,977	2962	805

### 3.3. Mesure des concentrations en azotes dans les eaux sous-racinaires

Si les surplus constituent une approche indirecte pour estimer la lixiviation, plusieurs méthodes plus directes existent pour mesurer cette quantité d’azote lixivié, comme les lysimètres ouverts, la méthode de reliquats azotés ou des bougies poreuses (Stopes et al. 2002). Nous avons retenu ces deux dernières méthodes, car elles pouvaient se mettre en place rapidement et simultanément, à faible coût d’investissement en matériel (mais une main d’œuvre importante) et sans destruction des parcelles.

Concernant les bougies, une pose verticale nous a donc permis de ne pas engager d’importants travaux de terrassement dans les parcelles, mais aussi d’effectuer des mesures peu après leur installation sans destruction de la structure du sol. Cette disposition verticale impose le retrait des bougies avant le labour, ce qui rend difficile le suivi à long terme. Bien que le dispositif horizontal soit parfois préconisé, une comparaison des deux dispositifs horizontaux et verticaux montre des résultats semblables ( $P \geq 0.05$ ) (Bowman et al., 2002).

Les bougies sont disposées en ligne, parallèlement au travail du sol, à un minimum de 14 m de la bordure du champ et en dessous de la surface du sol (5 cm) pour permettre le travail du sol superficiel. Le dispositif de bougies poreuses permet de récupérer l’eau sous la zone racinaire (soit une profondeur de prélèvements d’eau d’environ 90 cm), grâce à une mise sous-vide préalable (au minimum 48 h). L’eau sous-racinaire est ensuite récoltée à l’aide d’un tube de prélèvement relié d’une part à un flacon et d’autre part à la pompe à vide. Les prélèvements sont

effectués une fois par semaine dès le début de la saison hydrologique puis tous les quinze jours, et selon les épisodes pluvieux et la saturation en eau du sol. L'eau des drains des parcelles drainées (à 90cm) est également prélevée pendant la période de prélèvements.

L'eau prélevée dans chaque bougie est congelée jusqu'à l'analyse des concentrations en azote inorganique ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) avec l'auto-analyseur Quattro (Bran & Luebbe). La méthode utilisée pour mesurer l'ammonium est basée sur le réactif de l'indophénol bleu (Slawyk et MacIsaac 1972). Les nitrites et les nitrates sont mesurés avec la méthode au sulphanilamide (Jones 1984). Les nitrates sont déterminés après réduction en nitrite.

### 3.4. Calcul de la lame d'eau infiltrée

Afin de calculer la lame d'eau drainante, nous avons utilisé les données de la station de Boissy-le-Châtel. La pluviométrie (P) et l'évapotranspiration potentielle (ETP) à des une fréquence journalière ont servi pour calculer l'infiltration pendant les périodes de drainage, couplés aux données des caractéristiques des sols de Seine-et-Marne (Aubert et al, 2005).

La lame drainante potentielle (LDp) qui s'infiltré dans les aquifères, correspond à l'excès d'eau qui ne peut pas être retenu par la réserve utile (RU) du sol. La RU correspond à la quantité d'eau retenue par un sol qui peut être remobilisée par la plante, entre un point haut (capacité au champ) et un point bas (point de flétrissement permanent). Selon les caractéristiques texturale et structurale du sol de cette exploitation, la RU est de 144 mm (INRA Orléans - Etude de Gestion des Sols). L'initialisation du modèle a été réalisée en septembre 2011 avec une réserve utile nulle, soit le point de flétrissement. L'eau infiltrée (Ei) jusqu'à saturation de la réserve utile (ou capacité au champ, Cc) est multiplié par un coefficient d'infiltration (k), calibré sur les débits des drains. Lorsque la Cc est atteinte, la période de drainage commence avec un flux qui dépend des épisodes pluvieux. Le modèle s'arrête en mars, où l'ETP correspond surtout aux prélèvements par les plantes.

Lame Drainante Potentielle =  $\max(P - \text{ETP}; 0)$

$E_i = \max(k * (\text{LDp} - C_c); 0)$

Les concentrations mesurées ont été pondérées par le nombre de jour auxquels elles correspondaient puis multipliées par les lames drainantes journalières.

Pour aller affiner ce modèle, une prise en compte du développement des plantes sera effectuée dans une seconde étape, via des modèles de type Stics (INRA).

## 4. Résultats

### 4.1. Les reliquats azotés

Les mesures de reliquats azotés ont été réalisées à l'entrée (REH) et à la sortie de l'hiver (RSH). Au cours de la période de drainage, les teneurs en ammonium varient peu entre les horizons et les parcelles. En ce qui concerne les teneurs en nitrates dans les REH, elles sont plus importantes dans le premier horizon [0-30 cm] avec une forte variabilité inter-parcelles. Les teneurs en nitrate dans les RSH sont inférieures sur l'ensemble des parcelles (Figure 8). La différence des REH avec les RSH, permet d'en déduire les pertes et les gains d'azote dans les différents horizons au cours de la période de drainage. En AC, les pertes en nitrate sont de  $33 \text{ kgN.ha}^{-1}$  (dont 80% dans le premier horizon) et en AB elles sont de  $8 \text{ kgN.ha}^{-1}$  avec un gain de  $12.5 \text{ kgN.ha}^{-1}$  en ammonium (Figure 9).

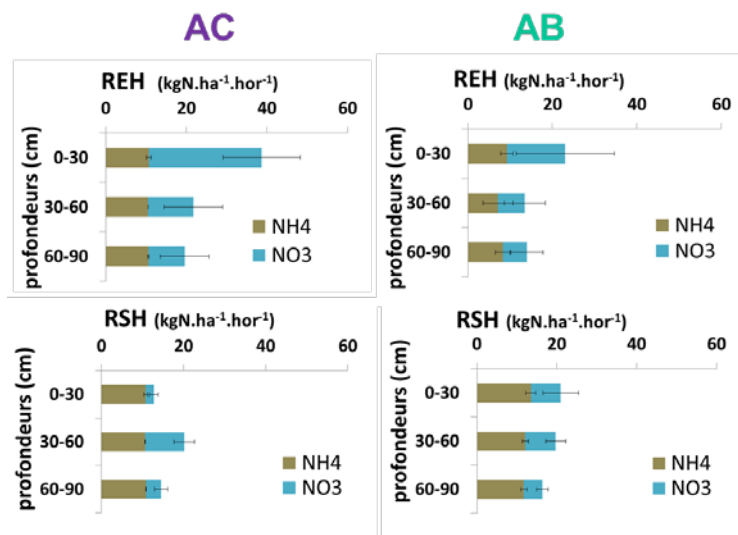


Figure 8: Reliquats azotés entrée (REH en haut) et sortie d'hiver (RSH en bas) en agriculture biologique et conventionnelle par horizon (hor).

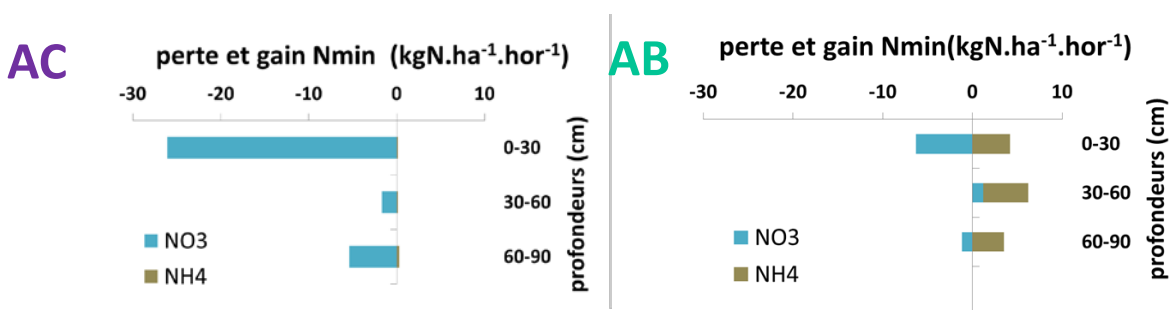


Figure 9 : Perte et gain d'azote par horizons dans les parcelles AC et AB au cours de la période de drainage.

## 4.2. Lixiviation du nitrate en 2012-13

### 4.2.1. Concentrations sous-racinaires des différentes cultures

Les mesures de concentrations sous-racinaires en nitrate (NO<sub>3</sub>), nitrite (NO<sub>2</sub>) et ammonium (NH<sub>4</sub>) au cours des périodes 2011-12 et 2012-13 ont été réalisées sur environ 6 mois. Seules les concentrations sous-racinaires en nitrate vont être présentées, car celles en ammonium et en nitrite à ce stade sont de l'ordre de 10<sup>-2</sup> pour l'ensemble des mesures.

Lors de ces périodes de mesures, on constate des variations dues (i) aux contextes climatiques qui régissent la minéralisation et (ii) aux cultures. Les cultures post-légumineuses présentent des concentrations élevées (supérieures à 15 mgN.l<sup>-1</sup>) alors que les légumineuses présentent des concentrations les plus faibles (inférieures à 5 mgN.l<sup>-1</sup>). En 2011-12 et en 2012-13, les concentrations sous-racinaires des parcelles biologiques ont une moyenne globale de 6.8 mg N-NO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup> et de 6.5 mg N-NO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup> respectivement. La concentration moyenne sur l'ensemble des termes de la rotation est de 6.7 mg N-NO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup> (Figure 10, gauche). Les concentrations sous-racinaires en AC sont de 9.45 mg N-NO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup> en 2011-12 et de 12.5 mg N-NO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup> en 2012-13. Soit une moyenne sur la rotation de 11 mg N-NO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup> (Figure 10, droite).

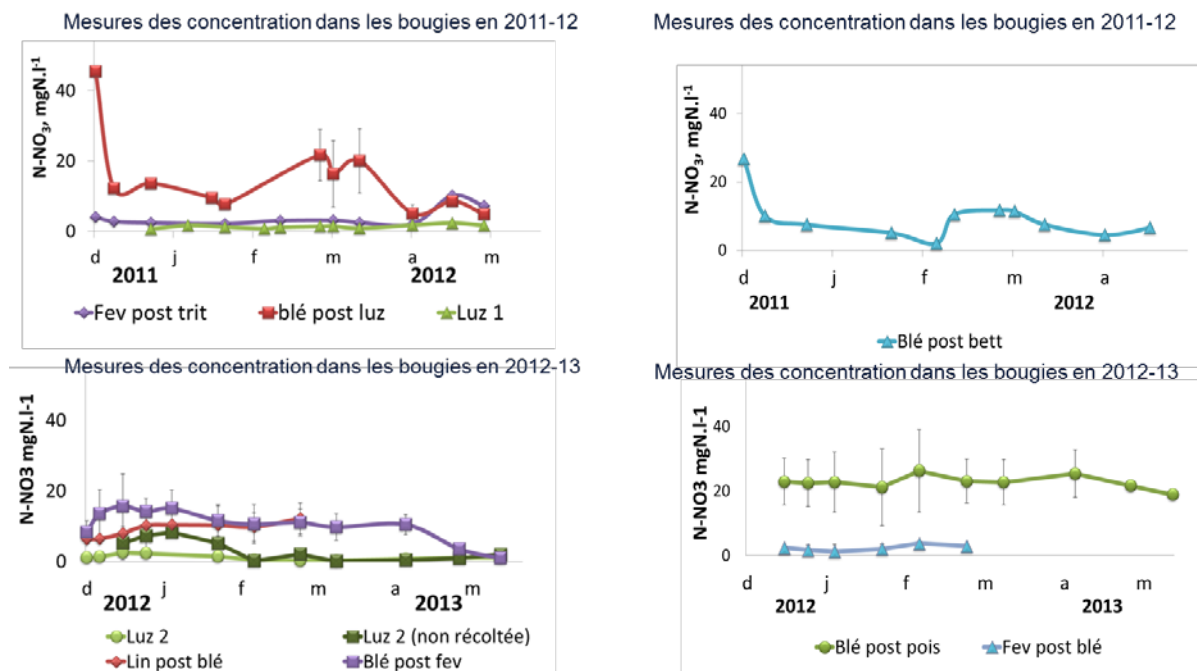


Figure 10 : Concentrations sous-racinaires et itinéraires techniques azotés de chaque parcelle en AB (gauche) et AC (droite)

#### 4.2.2. Simulation de la lame d'eau drainante

Les lames drainantes simulées en 2011-12 et 2012-13 sont respectivement de 44 mm et 214 mm. Ces estimations sont proches des mesures dans les drains de 55 et 188 mm, et en cohérence avec les bilans pluie-ETP de 75 et 216 mm pour chaque période respective (Figure 11).

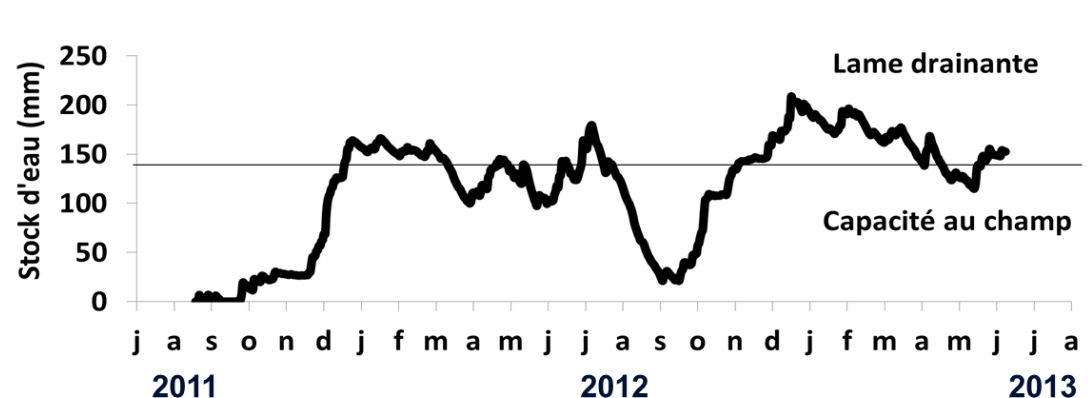


Figure 11 : stock d'eau dans le sol simulée : lorsqu'il dépasse la capacité au champ de 114 mm, on observe la lame drainante.

#### 4.2.3. Bilan de la lixiviation en nitrate

Les concentrations sous-racinaires des cultures varient selon leur place dans les rotations AB et AC. On constate dans les deux itinéraires techniques que les cultures post-légumineuses ont les concentrations les plus élevées, d'autant plus lorsqu'elles sont fertilisées, ce qui est le cas en AC. Les moyennes au cours des rotations sont de 7

mgN.l<sup>-1</sup> en AB et de 11 mgN.l<sup>-1</sup> en AC (Figure 12). Le passage des concentrations en flux d'azote lixiviés est variable selon les lames drainantes. En effet en 2012-13, les flux sont plus importants qu'en 2011-12. Le bilan des flux d'azote sur les deux périodes pour cette exploitation est de 9 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en AB et de 19 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en AC (Figure 13).

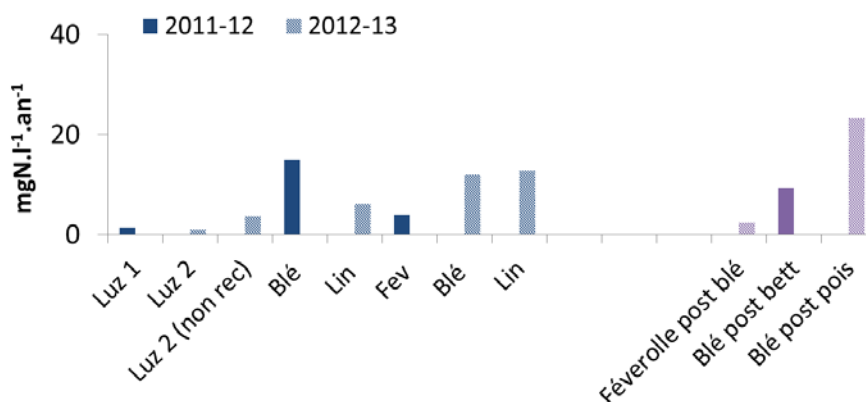


Figure 12 : Bilan des concentrations sous-racinaire au cours des rotations AB (bleu) et AC (violet)

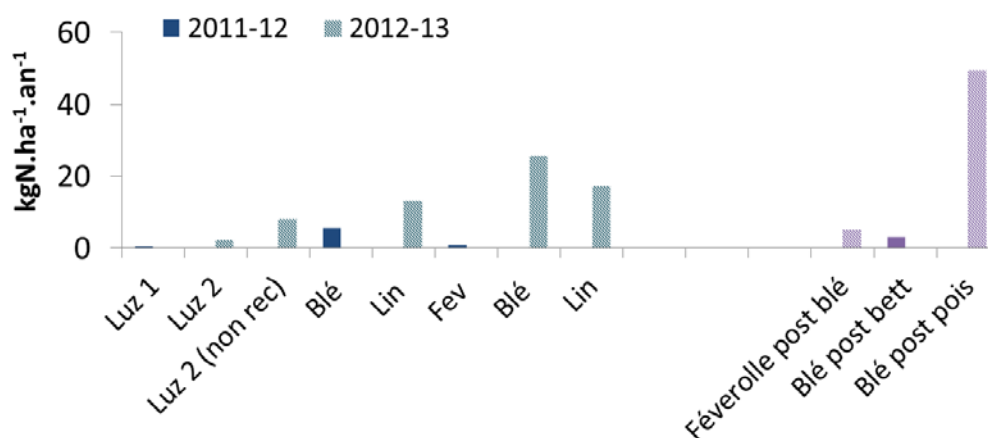


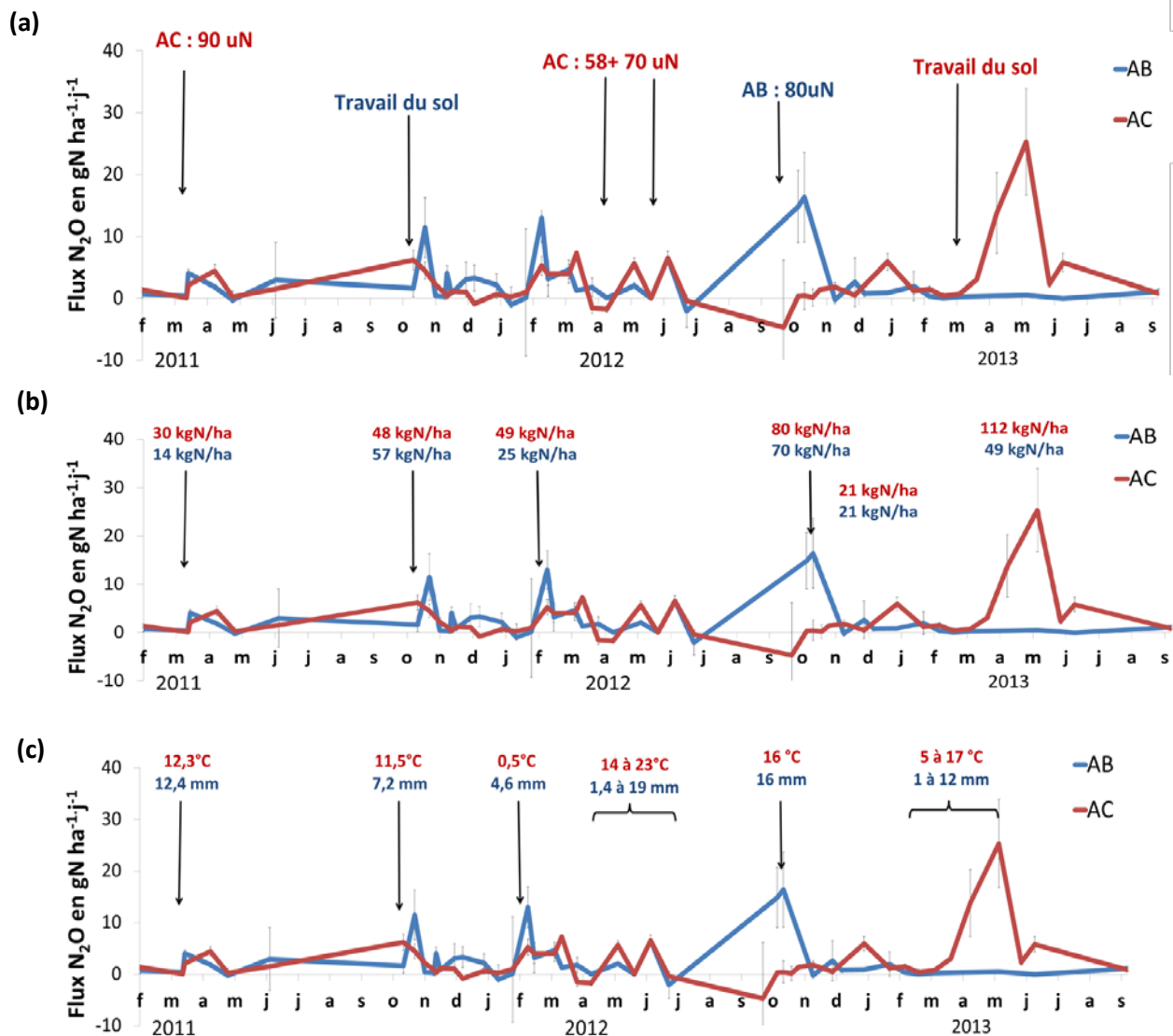
Figure 13 : Bilan des flux d'azote au cours des rotations AB (bleu) et AC (violet).

### 4.3. Variations des émissions de N<sub>2</sub>O en parcelles

#### 4.3.1. Emission de N<sub>2</sub>O sur deux parcelles AC et AB

Les prélèvements de GES ont été réalisés de février 2011 à septembre 2013 sur deux parcelles (AB et AC). Les mesures ont pu être reliées à trois facteurs qui impactent les émissions de N<sub>2</sub>O : les travaux au champ (labour ou fertilisation), les concentrations en nitrate minéral du sol et les conditions climatiques (pluviométrie, température). Les flux journaliers augmentent après un travail du sol ou un apport d'engrais, qu'ils soient d'origine minéral ou organique. Par exemple, en mars 2012, après un apport d'azote minéral (27% N) sur la culture en AC, l'émission de N<sub>2</sub>O est de 7.3 ± 1.8 gN.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> (Figure 14, a). De plus, les quantités disponibles d'azote (nitrate sous forme minéral) modifient la quantité de N<sub>2</sub>O émis. Par exemple, en octobre 2011, un reliquat de 57 kgN.ha<sup>-1</sup> émet environ 10 gN.ha<sup>-1</sup>.jour<sup>-1</sup>, alors qu'en mars 2013, un reliquat de 112 kgN.ha<sup>-1</sup> produit une émission de N<sub>2</sub>O de plus de 20 gN.j<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup> (Figure 14, b). Les conditions climatiques impactent également les émissions de N<sub>2</sub>O. La majorité des émissions ont lieu lorsque la température est supérieure à 10°C et après un phénomène pluvieux, qui augmente la quantité d'eau dans le sol. Le phénomène de dégel en février 2012 augmente également les émissions de N<sub>2</sub>O

(Phillips 2007; Pennock et al. 2005; Vilain et al. 2010) de  $0.09 \pm 0.6 \text{ kN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  à  $12.9 \pm 3.9 \text{ kN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  pour la parcelle AB et de  $0.9 \pm 20 \text{ kN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  à  $5.2 \pm 1.5 \text{ gN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  pour la parcelle AC. (Figure 14, c).



*Figure 14 : Variations saisonnières des flux journaliers des émissions de N<sub>2</sub>O de deux ans (AB et AC) en fonction des travaux aux champs (a), de l'azote minéral (b) des conditions météo (c).*

En moyenne pour les deux années, les émissions de N<sub>2</sub>O ne sont pas significativement différentes entre les parcelles AB et AC (Figure 15).

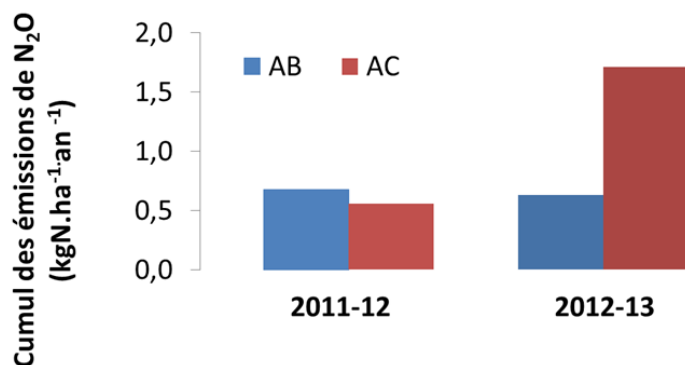


Figure 15: Bilan des flux d'azote sur les parcelles AB et AC en 2011-12 et 2012-13.

#### 4.3.2. Emission de N<sub>2</sub>O sur 4 parcelles

Depuis octobre 2012, trois parcelles AB ont été équipées de chambres d'accumulation manuelles : une parcelle de luzerne de 2<sup>ème</sup> année (témoin sans travail du sol, ni fertilisation), une parcelle de blé post-féverolle (fertilisation automne) et une parcelle de haricots avec interculture (travail du sol à l'automne). L'interculture (IC) Valprofil, d'octobre à décembre 2012, est composée de vesce à 60%, de trèfle à 15%, de phacélie à 15% et de moutarde à 10%. La majorité des émissions ont lieu à l'automne ou au printemps lorsque les trois facteurs (travaux des champs, température/humidité et reliquat) sont réunis. Le cumul des émissions sont de l'ordre de 0.1 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour les cultures sans fertilisation, ni travail du sol et de 0.6 kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour les cultures comprenant des travaux à l'automne ou au printemps (Figure 16).

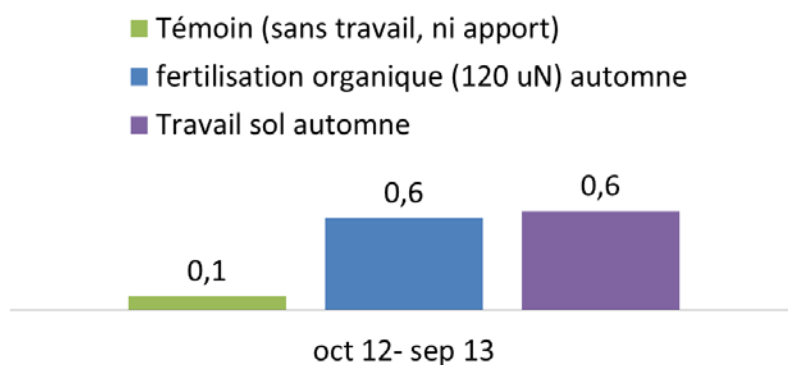


Figure 16 : Cumul annuel des émissions pour chacune des 3 parcelles AB



### 4.3.3. Comparaison des émissions en chambres manuelles et automatiques

Les chambres automatiques installées depuis mars 2013 permettent de mesurer en quasi-continu les flux journaliers (ou cumulés) émis par les deux parcelles (AB et AC). Les mesures de CO<sub>2</sub> permettent de vérifier le bon fonctionnement des chambres. Les flux de N<sub>2</sub>O sont faibles depuis mars 2013, mis à part un pic de 60mgN.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> sur les 3 chambres de la parcelle AC-féverolle (post-blé), qui observé le mercredi 22 mai 2013 (Figure 17, a). Les flux cumulés de l'AC sont de 1.4 kgN.ha<sup>-1</sup> et de l'AB de 0.6 kgN.ha<sup>-1</sup>. La comparaison des bilans, entre la méthode en chambre manuelle et en chambre automatique, donnent des résultats équivalent pour la parcelle AC et inférieur de 75% en AB. Cette différence est due aux petites émissions cumulées difficilement quantifiable avec les chambres manuelles (Figure 17, b).

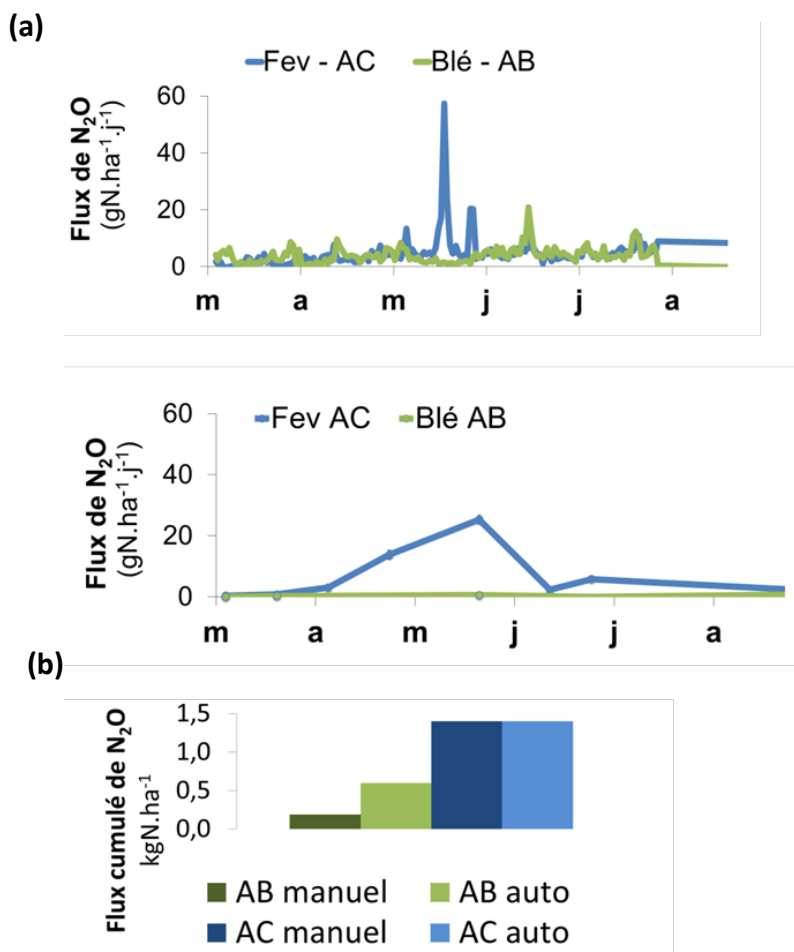


Figure 17 : Flux journaliers (a) et cumulés (b) de N<sub>2</sub>O via les chambres automatiques des parcelles AB et AC, de mars – août 2013.

## 5. Bilan de l'étude, discussion et perspectives

Les émissions de  $N_2O$  et la lixiviation de  $NO_3$  ont été quantifiées selon les termes des rotations AB et AC. On constate de fortes variabilités entre les cultures dues aux apports d'azote, aux itinéraires techniques et aux variabilités climatiques. En AB et AC, les pertes par lixiviation sont en moyennes de 10 à 20  $kgN\cdot ha^{-1}\cdot an^{-1}$  respectivement et celles par émission de  $N_2O$  sont d'environ 1  $kgN\cdot ha^{-1}\cdot an^{-1}$  (Figure 18). Il apparaît que près de 15% de la fertilisation est perdue via la lixiviation et 1% par émission de  $N_2O$  (GIEC, 2006).

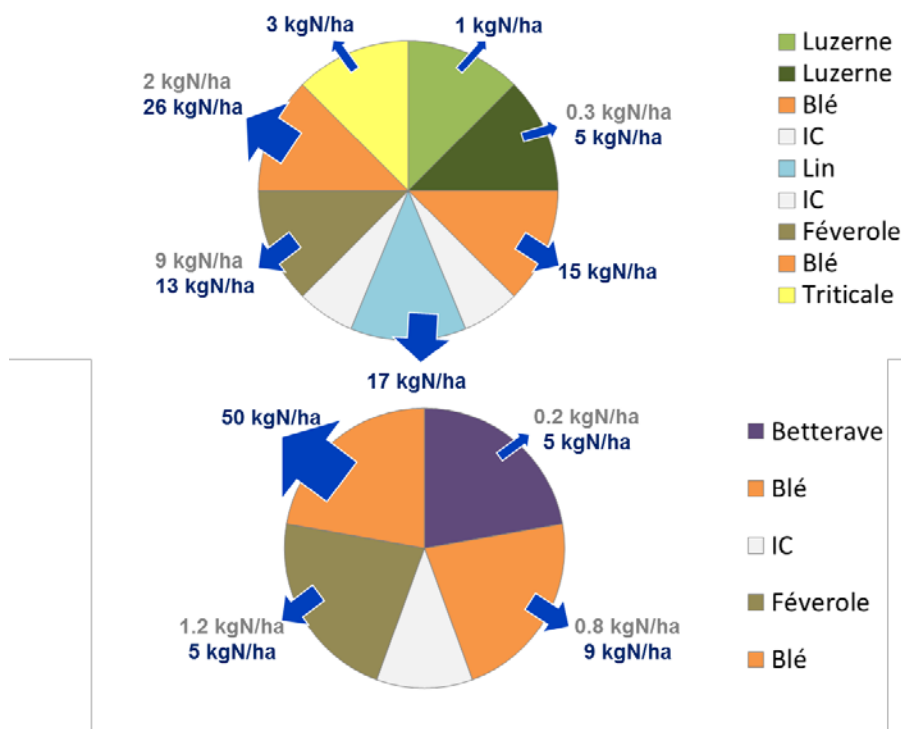


Figure 18 : Bilan des pertes azotés (émission  $N_2O$  et lixiviation en  $NO_3$ ).

Les émissions de  $N_2O$  même si elles ne correspondent qu'à 1  $kgN\cdot ha^{-1}\cdot an$ , pourraient représenter, avec un potentiel de réchauffement 296 fois plus élevé que celui du  $CO_2$ , soit une émission de  $2.10^6 kg\text{-}CO_2\cdot an^{-1}$  pour l'ensemble des terres cultivées de l'Orgeval.

Plusieurs études ont cherché à déterminer la prédominance d'une des réactions (nitrification ou dénitrification) sur les émissions de  $N_2O$  via la teneur en eau dans les pores (ou water filled pore spaces, WFPS). En effet, à partir d'une teneur en eau supérieur de 62%, la dénitrification est majoritaire (Oorts et al. 2007). Toutefois même si la porosité moyenne de l'échantillon possède un pourcentage d'eau inférieur à 62%, les nombreuses microporosités peuvent posséder des teneurs en eau supérieure. Ce phénomène est expliqué par les hot spots de dénitrification (Oorts et al. 2007; Six et al. 2004).

Les plus faibles émissions de  $N_2O$  sont principalement observées aux faibles températures. En dessous de  $10^\circ C$ , les flux sont en effet quasiment nuls (Benoit et al, soumis), dans des conditions où les concentrations en nitrates ne sont pas limitantes.

En conditions de laboratoire, nous avons montré que les pertes d'azote de  $N_2O$  sont bien plus importantes par dénitrification que par nitrification (Vilain et al., 2014 ; Benoit et al., soumis). Nous avons aussi calculé que les émissions de  $N_2O$  peuvent représenter de l'ordre de 10 % des émissions de  $N_2$ . En considérant ce facteur de 10 %, il semble donc que les pertes d'azote par l'atmosphère sont du même ordre que celles par lixiviation. Si ces 90 % des pertes dans l'atmosphère n'ont pas d'impact sur l'environnement, il est important de les prendre en compte pour appréhender le devenir du surplus.

Concernant l'impact de l'AB sur les pertes d'azote via lixiviation, aucune publication n'est encore parue en France et il est difficile de comparer le système français spécifique dans son itinéraire technique et par ses conditions pédoclimatiques à d'autres systèmes européens. Les études menées sur plusieurs années, dans les essais techniques, en France, ont mesuré des concentrations sous-racinaires comprises entre 18 et 33.5 mgN.l<sup>-1</sup> dans les systèmes en agriculture conventionnelle (Arlot et Zimmer, 1990 ; Machet et Mary, 1990, Chapot, 1990, Gaury, 1992, Denys 1990 ; Constantin 2010 ; Benoit et al. *in prep*).

Nos travaux sur les émissions de gaz à effets de serre sont intégrés dans des programmes de recherche plus large, comme le projet EFFEMAIR-N<sub>2</sub>O et l'ANR Escapade. L'étude sur les aquifères sera poursuivi intégrant une approche interdisciplinaire liant les interférences nappe-rivière, un profil géophysique et des analyses de biogéochimie. Enfin, sur le plan de la lixiviation, afin de confronter une variabilité d'itinéraires techniques et de conditions pédoclimatiques en agriculture biologique et conventionnelle, 18 exploitations AB ou AC ont été équipées en bougies poreuses dans le bassin de la Seine en 2013-2014 (Projet ABAC).

## Références

- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., in prep. A meta-analysis of symbiotic nitrogen fixation in forage and pulse crop legumes and implications on N balances in organic farming systems.
- Aubert C, Bizot E, Glachant C, Proffit L. 2005. Guide conseil n°4 – Agronomie – Classification agronomique et comportementale des sols des Seine et Marne – Chambre d'Agriculture 77.
- Arlot et Zimmer. 1990. Drainage agricole et lessivage des nitrates. Nitrates-agriculture-eau : International symposium, Paris INRA-Grignon, QUAE Edition.
- Benoit M, Garnier J, Billen G, soumis. Effect of temperature on nitrous oxide production rate for nitrification and denitrification conditions in batch soil experiments. Biogéochimie
- Benoit M, Garnier J, Billen G, Mercier B, Azougui A, in prép. Nitrogen leaching in the North of France for various organic and conventional crop rotations.
- Bowman, M. S., T. S. Clune, et B. G. Sutton. 2002. « A modified ceramic sampler and lysimeter design for improved monitoring of soil leachates ». *Water research* 36 (3): 799–804.
- Chapot. 1990 Estimation sur lysimètres de l'incidence de l'introduction d'un engrais vert (moutarde blanche) dans une rotation blé-maïs sur la lixiviation des nitrates
- Denys. 1990 Conséquences de l'organisation de l'azote minéral d'un engrais sur la disponibilité pour la plante et sur la lixiviation. Nitrates-agriculture-eau : International symposium, Paris INRA-Grignon, QUAE Edition.
- Gaury. 1992 Thèse : Systèmes de cultures et teneurs en nitrates des eaux souterraines
- Hénault, C., F. Bizouard, P. Laville, B. Gabrielle, B. Nicoullaud, J. C. Germon, et P. Cellier. 2005. « Predicting in Situ Soil N<sub>2</sub>O Emission Using NOE Algorithm and Soil Database ». *Global Change Biology* 11 (1): 115–127. doi:10.1111/j.1365-2486.2004.00879.x.
- Isermann, K. 1994. « Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share ». *Environmental Pollution* 83 (1–2): 95–111. doi:10.1016/0269-7491(94)90027-2.
- Jones M. 1984. « Nitrate reduction by shaking with cadmium: Alternative to cadmium columns ». *Water Research* 18 (5): 643–646. doi:10.1016/0043-1354(84)90215-X.
- Laville P, C Jambert, PCellier, R Delmas. 1999. « Nitrous oxide fluxes from a fertilised maize crop using micrometeorological and chamber methods ». *Agricultural and Forest Meteorology* 96 (1–3) (août 30): 19–38. doi:10.1016/S0168-1923(99)00054-4.
- Machet et Mary, 1990. Effet de différentes successions culturales sur les risques des pertes de nitrate en région de grande culture. Nitrates-agriculture-eau : International symposium, Paris INRA-Grignon, QUAE Edition.

- Nevison C. 2000. « Review of the IPCC methodology for estimating nitrous oxide emissions associated with agricultural leaching and runoff ». *Chemosphere - Global Change Science* 2 (3–4) (juillet 1): 493-500. doi:10.1016/S1465-9972(00)00013-1.
- Nicola L, Schott C, Mignolet C., 2011. Rapport Piren-Seine. Dynamique de changement des pratiques agricoles dans le bassin versant de l'Orgeval et création de la base de données APOCA (Agricultural Practices of the Orgeval Catchment Area).
- Oorts, K., R. Merckx, E. Gréhan, J. Labreuche, et B. Nicolardot. 2007. « Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France ». *Soil and Tillage Research* 95 (1): 133–148.
- Pennock, D., R. Farrell, R. Desjardins, E. Pattey, et J. I. MacPherson. 2005. « Upscaling chamber-based measurements of N<sub>2</sub>O emissions at snowmelt ». *Canadian Journal of Soil Science* 85 (1) (février): 113-125. doi:10.4141/S04-040.
- Phillips, R L. 2007. « Organic Agriculture and Nitrous Oxide Emissions at Sub-Zero Soil Temperatures ». *Journal of Environment Quality* 36 (1): 23. doi:10.2134/jeq2006.0205.
- Roque et al, 2003. Référentiel régional pédologique de l'île-de-France à 1/250 000. Régions naturelles, pédopaysages et sols, Infosol, INRA-Orléans.
- Six, Johan, Stephen M. Ogle, F. Jay breidt, Rich T. Conant, Arvin R. Mosier, et Keith Paustian. 2004. « The Potential to Mitigate Global Warming with No-tillage Management Is Only Realized When Practised in the Long Term ». *Global Change Biology* 10 (2): 155–160. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x.
- Slawyk, G, JJ. MacIsaac. 1972. « Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling ». *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts* 19 (7) (juillet): 521-524. doi:10.1016/0011-7471(72)90019-8.
- Stopes, C., E. I. Lord, L. Philipps, et L. Woodward. 2002. « Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice ». *Soil Use and Management* 18: 256–263.
- Vilain, G., J. Garnier, G. Tallec, et P. Cellier. 2010. « Effect of slope position and land use on nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions (Seine Basin, France) ». *Agricultural and Forest Meteorology* 150 (9): 1192–1202.