

# Flux de N<sub>2</sub>O le long d'un continuum parcelle-zone humide-rivière dans le bassin versant de l'Orgeval

Guillaume Vilain<sup>1\*</sup>, Josette Garnier<sup>1</sup>, Jaufrey Chollet<sup>1</sup>, Jennifer Martin<sup>1</sup>, Anun Martinez<sup>1</sup>, Gilles Billen<sup>1</sup>, Gaëlle Tallec<sup>2</sup>, Julien Tournebize<sup>2</sup>, Pierre Cellier<sup>3</sup>, Nicolas Flipo<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Université P. et M. Curie & CNRS, UMR Sisyphe 7619, – Paris 6, BP 105, Tour 56-55, Etage 4, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

<sup>2</sup> CEMAGREF, Unité de Recherche « Hydrosystèmes et Bioprocédés » Parc de Tourvoie BP 44 – 92163 Antony Cedex

<sup>3</sup> Unité Mixte de Recherche INRA / AgroParisTech « Environnement et Grandes Cultures » 78850 Thiverval – Grignon, France

<sup>4</sup> Centre de Géosciences, Systèmes Hydrologiques et Réservoirs, Mines ParisTech 33 rue Saint-Honoré – 77305 Fontainebleau

\*Personne à contacter : [guillaume.vilain@upmc.fr](mailto:guillaume.vilain@upmc.fr) (doctorant)

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>SITE D'ETUDE – MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>2</b>
2.1	SITE D'ETUDE .....	2
2.2	SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES .....	5
2.3	QUALITE DES EAUX .....	5
2.3.1	<i>Echantillonnage</i> .....	5
2.3.2	<i>Forme ioniques inorganiques de l'azote</i> .....	5
2.3.3	<i>Oxyde nitreux dissous</i> .....	5
2.4	FLUX DE N <sub>2</sub> O PAR LES SOLS .....	5
2.5	PROPRIETES DU SOL.....	7
<b>3</b>	<b>RESULTATS</b> .....	<b>7</b>
3.1	CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES : METEOROLOGIE ET FERTILISATION .....	7
3.2	SUIVI DE LA QUALITE DE L'EAU .....	9
3.2.1	<i>Les eaux de surface</i> .....	9
3.2.2	<i>Les eaux souterraines</i> .....	10
3.3	FACTEURS DE CONTROLE DES EMISSIONS DE N <sub>2</sub> O PAR LES SOLS .....	11
3.3.1	<i>Caractéristiques des sols</i> .....	11
3.3.2	<i>Caractéristiques de l'eau interstitielle des sols : concentrations en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup></i> .	12
3.3.3	<i>Emissions de N<sub>2</sub>O gazeux par les sols</i> .....	14
<b>4</b>	<b>DISCUSSION</b> .....	<b>16</b>
4.1	CONCENTRATIONS EN NITRATES ET N <sub>2</sub> O DANS LES EAUX DE RIVIERE ET LES AQUIFERES .....	16
4.2	EMISSIONS DE N <sub>2</sub> O PAR LES SOLS .....	17
4.2.1	<i>Comparaison avec la littérature</i> .....	17
4.2.2	<i>Facteurs de contrôle des émissions de N<sub>2</sub>O</i> .....	18
<b>5</b>	<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</b> .....	<b>19</b>
<b>6</b>	<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>20</b>

## 1 Introduction

L'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) joue un rôle important dans l'atmosphère, c'est en effet un gaz à effet de serre avec un pouvoir de réchauffement global (PRG) 296 fois supérieur à celui du CO<sub>2</sub> sur une période de 100 ans (IPCC, 2001). Sa durée de vie dans l'atmosphère est de 120 ans (IPCC, 2001).

Les sols contribuent à 70% aux émissions globales de N<sub>2</sub>O (Conrad, 1995) avec comme source majeure de production l'agriculture, responsable de 67% des émissions anthropogéniques de N<sub>2</sub>O (UNFCCC, 2003). Les émissions annuelles globales de N<sub>2</sub>O-N provenant des sols agricoles fertilisés ont été estimées à 2.8 T (Bouwman et al., 2002).

Le N<sub>2</sub>O est produit dans les sols par les mécanismes microbiens de nitrification et dénitrification (Davidson, 1991 ; Bouwman, 1990 ; Firestone & Davidson, 1989). De nombreux facteurs environnementaux régulent la production de N<sub>2</sub>O dont les caractéristiques du sol (drainage, texture du sol, contenu en matière organique, pH du sol), le type de culture et les pratiques culturales, les facteurs climatiques et les apports d'azote (Bouwman et al., 2002). Ces émissions de gaz ont de grandes variations spatiales, temporelles et diurnes (Bouwman, 1990, Schindlbacher et al., 2004).

Plusieurs recherches ont reconnu en outre, l'importance de la position topographique sur les émissions de N<sub>2</sub>O (Pennock et al., 1992 ; van Kessel et al., 1993 ; Corré et al., 1996, Pennock & Corré, 2001, Izaurre et al., 2004). En général, ces études montrent que les émissions de N<sub>2</sub>O sont plus importantes dans les positions basses que dans les zones de plateau et concluent que la topographie est un facteur de régulation des émissions de N<sub>2</sub>O à la micro-échelle.

Un objectif majeur immédiat de cette étude, menée dans le cadre d'une thèse de doctorat, a pour objectif d'analyser sur le terrain les facteurs environnementaux (texture et contenu en matière organique du sol, type de culture et apports fertilisants) dans un continuum, d'un plateau à la zone riveraine, afin de quantifier les émissions indirectes de N<sub>2</sub>O (IPCC 2006), notamment celles des zones riveraines, celles des surfaces en eau ayant fait l'objet d'études dans le cadre de la phase 4 du PIREN-Seine (Garnier et al., 2008 ; Garnier et al., en révision AEE).

Un autre objectif au terme de cette phase est de modéliser ces émissions à cette échelle locale du continuum en adaptant un modèle hydro-géologique (du type Cawacs –Modcou-Proses, Mines-Paritech et en le couplant à un modèle d'émission de N<sub>2</sub>O en parcelle (du type CERES, INRA-Agroparitech)

## 2 Site d'étude – Matériel et méthodes

### 2.1 Site d'étude

Le bassin versant de l'Orgeval, d'une superficie de 104 km<sup>2</sup> se situe en Seine et Marne (77) à 70 km à l'est de Paris, sur le plateau de la Brie dans le bassin du Grand Morin, lui-même situé dans le bassin de la Seine (Figure 1). Le bassin de l'Orgeval est d'ordre de Strahler 3 à son exutoire (Strahler, 1957). Le ruisseau des Avenelles est d'ordre 2.

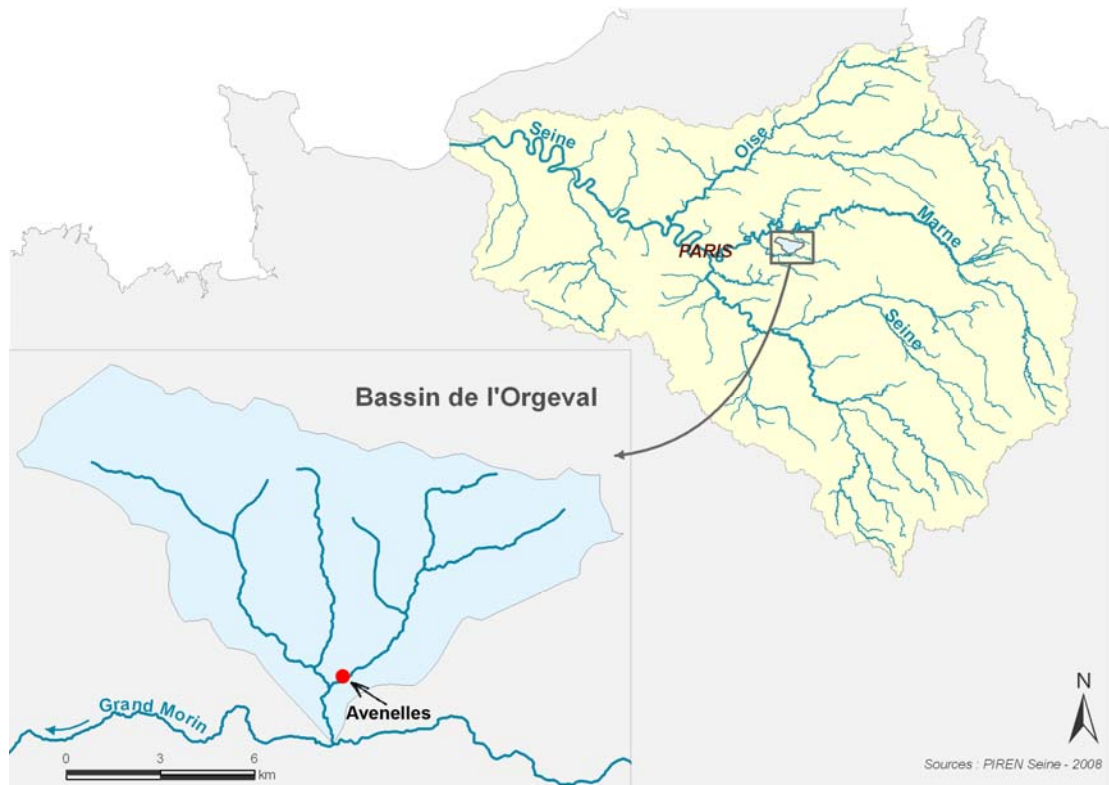


Figure 1 : Le bassin versant de l'Orgeval : ruisseau des Avenelles (ordre 2) et ruisseau du Theil (ordre 3). Station des Avenelles (point rouge).

Le bassin versant de l'Orgeval est affecté par un climat océanique tempéré, la température moyenne est d'environ 10°C, avec une moyenne mensuelle, minimale en hiver de 4°C et maximale en été de 19°C. La pluviométrie moyenne annuelle du bassin est de 700mm.

Notre zone d'étude se situe au Sud du bassin versant de l'Orgeval, le long de deux transects partant d'un plateau jusqu'à la rivière (Figure 2). Le premier transect, d'une longueur de 1,7 km rejoint les Avenelles et le second, d'une longueur de 1,5 km rejoint le Grand Morin.

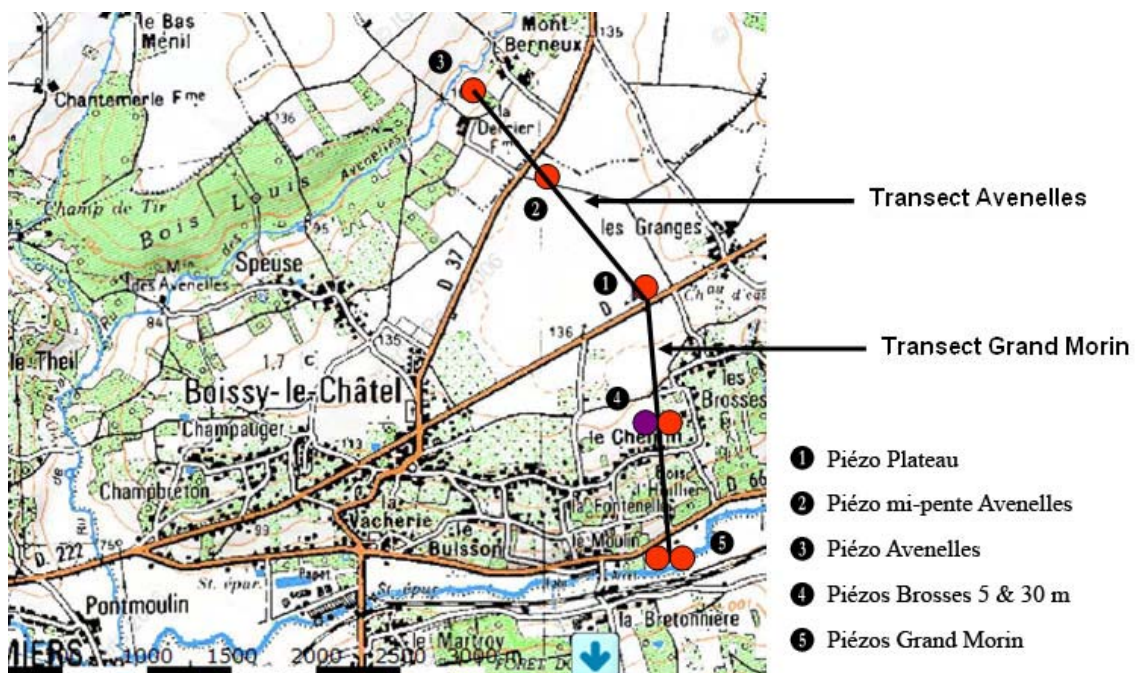


Figure 2 : Les deux transects étudiés entre le ruisseau des Avenelles et le Grand Morin

Le bassin versant s'inscrit dans les formations tertiaires de l'est de Paris (Wei, 1990), qui se divisent en deux groupes : l'Oligocène (couche supérieure) et l'Eocène (couche inférieure).

L'Oligocène, présente sur l'ensemble du plateau, se compose principalement de sables de Fontainebleau, calcaires et meulière de Brie et des argiles et marnes vertes.

L'Eocène, quant à lui, est constitué des marnes supragypseuses, des calcaires de Champigny et des calcaires de Saint-Ouen.

Ces formations sont recouvertes sur la majeure partie du bassin par des limons d'origine loessique, d'épaisseur variable et pouvant atteindre 10m (Figure 3).

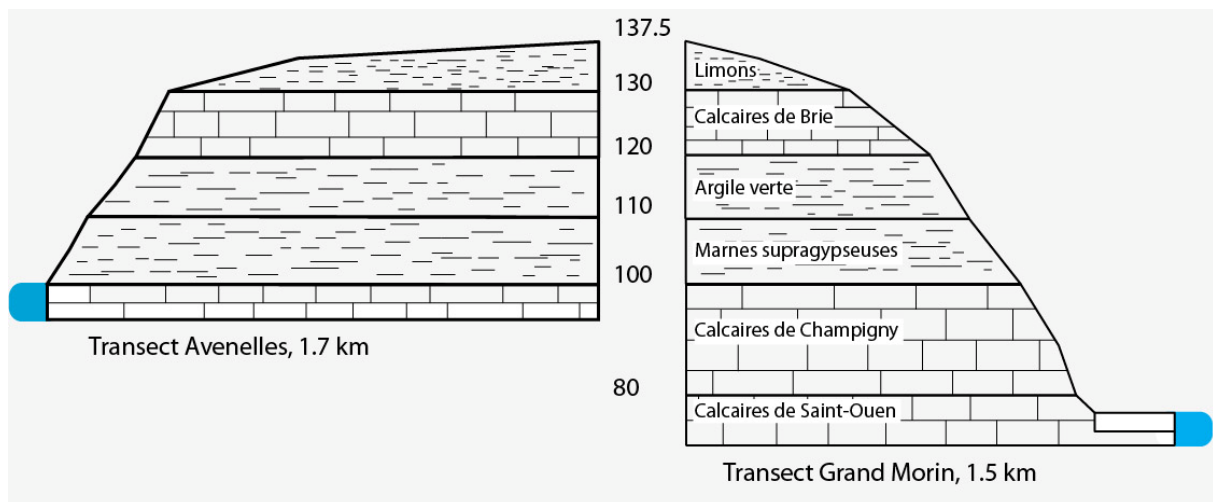


Figure 3 : Echelle stratigraphique des transects étudiés

On a donc ici la présence de deux aquifères distincts, en partant de la surface du sol : la nappe des calcaires de Brie (ou nappe de l'Oligocène) et la nappe des calcaires de Champigny (ou nappe de l'Eocène supérieur).

La nappe des calcaires de Brie constitue un aquifère libre et perché, alimenté par les eaux de pluie percolant à travers les formations superficielles. En période de hautes eaux, le niveau piézométrique peut atteindre les limons, ce qui a conduit, dans une grande partie du bassin à une utilisation du drainage enterré.

La nappe de Champigny est un aquifère multicouche complexe.

Le bassin du Grand Morin, dans lequel est emboîté celui de l'Orgeval, est représentatif de l'exploitation agricole du bassin de la Marne. L'Orgeval, situé dans la petite région agricole (PRA) de la Brie Laitière est occupé à 81% par des cultures et des prairies, 18% par des forêts et 1% par des zones urbaines ou des routes.

L'activité agricole du bassin a subi de profondes modifications depuis les années 60. Le système traditionnel de type polyculture-élevage a fait place à un système de production intensif céréalier, avec comme rotation principale Maïs-Blé-Orge. Ce changement de pratiques culturales a été rendu possible grâce à l'installation d'un réseau de drainage intense sur l'ensemble du bassin. Dans plus d'un tiers des communes, le drainage couvre une superficie supérieure à 35% de la surface agricole utile (SAU). Il permet, lors des hivers pluvieux, de limiter l'imbibition des limons par infiltration et remontée des nappes.

## 2.2 Suivi de la qualité des eaux souterraines

Un réseau de piézomètres a été installé pour cette étude en janvier 2008, le long de deux continums partant d'un plateau agricole jusqu'à la rivière (Avenelles d'une part et Grand Morin de l'autre). Ces piézomètres permettent de capter l'eau des aquifères de Brie (Piézomètres du Plateau, mi-pente Avenelles, Brosses 5m) et de Champigny (Piézomètres Avenelles, Brosses 30m et les deux piézomètres du Grand Morin).

## 2.3 Qualité des eaux

### 2.3.1 Echantillonnage

Depuis le 15 avril 2008, après une période de « repos obligatoire » des piézomètres, un échantillonnage des eaux de surface (Avenelles et Grand Morin) et souterraines a été effectué régulièrement (une à deux fois par mois). L'eau est prélevée dans des bidons en plastique de 1L pour l'analyse des formes ioniques inorganiques de l'azote, pour ce qui concerne cette étude en particulier.

L'eau destinée à l'analyse du N<sub>2</sub>O dissous est conditionnée sur le lieu de prélèvement dans un flacon en verre de 125 mL en vérifiant l'absence de bulles d'air, avec septum et joint à sertir après fixage au chlorure mercurique (HgCl<sub>2</sub>) à 6% afin d'y stopper toute activité biologique.

De plus, sur le terrain, nous mesurons systématiquement les variables classiques telles que pH, température et concentration en oxygène. Notons que des analyses de phosphore, silice, CH<sub>4</sub>, ..., sont réalisées sur ces mêmes prélèvements.

### 2.3.2 Forme ioniques inorganiques de l'azote

L'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a été mesuré sur eau filtrée (GF/F 0.7µm de porosité) à l'aide d'un analyseur automatique (Quattro) selon la méthode au bleu d'indophénol de Slavyck et McIsaac (1972).

Les nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ont été mesurés sur eau filtrée, après réduction au cadmium en nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), qui ont été mesurés par la méthode à la sulfanilamide selon Jones (1984).

Les nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) ont été mesurés avant la réduction au cadmium.

### 2.3.3 Oxyde nitreux dissous

Un échantillon de 20mL est introduit dans une ampoule et dégazé à l'aide d'un gaz vecteur (mélange Argon-Méthane), capturé dans un piège thermorégulé. Après désorption, les concentrations de N<sub>2</sub>O sont déterminées en triplicat avec un Chromatographe en Phase Gazeuse (CPG) de type Perichrom (ST 200) équipé d'une électrode à capture d'électron.

## 2.4 Flux de N<sub>2</sub>O par les sols

La campagne de mesure des flux de N<sub>2</sub>O a été menée à une fréquence hebdomadaire ou bi-mensuelle du 20 mai 2008 au 17 juillet 2008 en utilisant la technique des chambres d'accumulation (Hutchinson & Livingston, 1993). Ces enceintes sont dites statiques, c'est-à-dire qu'une fois installées elles ont été maintenues au même emplacement pendant toute la durée de l'étude. Elles ont été insérées dans le sol à une profondeur de 15cm plusieurs semaines avant la première campagne de mesure. Ces chambres en aluminium, carrées à la base, de 25cm x 25cm, ont un volume compris entre 0.008m<sup>3</sup> et 0.01m<sup>3</sup> suivant la chambre considérée. Lorsque les cultures dépassent la hauteur des chambres, ces dernières sont surmontées de rehausses de 50cm et présentent alors un volume compris entre 0.039m<sup>3</sup> et 0.041m<sup>3</sup>.

Au total, 25 enceintes (5 séries de 5 chambres) ont été placées le long du continuum agricole jusque dans la zone riparienne, et réparties dans deux parcelles, l'une de blé et l'autre d'orge. Ceci conduit à

cinq zones de prélèvement, Blé Haut (BH), Blé Bas (BB), Orge Haut (OH), Orge Bas (OB) et Bande Enherbée (BE). Pour chacune de ces zones, 5 chambres permettent d'appréhender la variabilité intra-zone (cf. Figure 4).



Figure 4 : Emplacement des chambres de mesures des émissions de N<sub>2</sub>O (par accumulation du gaz au cours du temps cf. texte)

Des échantillons de gaz (15mL) ont été prélevés initialement dans l'atmosphère de la chambre puis à 10, 20 et 30 minutes après fermeture de l'enceinte (ou 30, 60 et 90min avec les rehausses). Les échantillons sont prélevés à l'aide d'une seringue Terumo® de 30mL, puis transférés dans des flacons CHROMACOL® de 4mL (fermés avec des septums de Venoject 3mL et des bouchons ouverts INTERCHROM) dans lesquels un vide a préalablement été réalisé. Les concentrations de N<sub>2</sub>O gazeux ont été analysées au laboratoire avec un chromatographe (GC) équipé d'une pré-colonne Porapak N 0.9N, d'une colonne remplie Porapak Q 4M et d'un détecteur à capture d'électrons (ECD). La calibration est réalisée chaque semaine à l'aide d'étalons N<sub>2</sub>O (0.266ppm, 0.501ppm et 1.05ppm).

Les flux de N<sub>2</sub>O ont été déterminés à partir de la droite de régression tirée des mesures d'accumulation des concentrations de N<sub>2</sub>O dans l'atmosphère de la chambre en fonction du temps. Seuls les flux calculés grâce à la droite de régression présentant un coefficient de corrélation supérieur à 0,95 ont été pris en compte dans nos résultats (Figure 5).

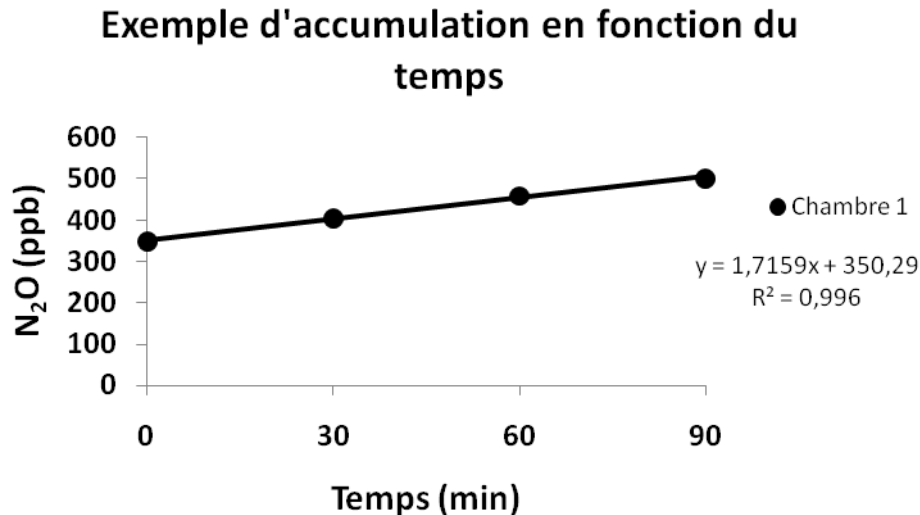


Figure 5 : Exemple d'accumulation en fonction du temps et droite de régression pour une chambre

## 2.5 Propriétés du sol

Lors de chaque campagne de mesure de flux de N<sub>2</sub>O, le sol autour de chaque chambre de prélèvement a été échantillonné à l'aide d'une tarière sur l'horizon 0-30cm. Les échantillons ont été transportés au laboratoire dans une glacière pour y être analysés.

L'humidité, exprimée en pourcentage est calculée par méthode gravimétrique. L'échantillon est pesé avant et après séchage à l'étuve à 105°C pendant 24 à 48h. Le passage 4h au four à 450°C permet d'avoir une indication sur le contenu en matière organique du sol, sans aucune indication qualitative.

La teneur en eau (WFPS : Water-Filled Pore Space) a été calculée par la formule :

$WFPS = \frac{\text{volumetric soil moisture}}{(1 - (BD/PD))} \times 100$  où BD = Soil Bulk Density et PD = Particle Density. On prendra PD = 2.65g.cm<sup>-3</sup> et BD sera calculé pour chaque sol (Blake & Hartge, 1986).

L'ammonium et le nitrate contenu dans l'eau interstitielle du sol ont été extraits par agitation de 5g de sol avec une solution de KCl 1M pendant 2h. Les suspensions ont ensuite été centrifugées pendant 10 minutes à 3000 tours/min et le surnageant récupéré. Les extractions ont été conservées à -10°C jusqu'à l'analyse et les concentrations en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> déterminées par la même méthode que pour les prélèvements d'eau.

Les analyses du contenu en C<sub>organique</sub> total et N<sub>total</sub>, ainsi que la granulométrie du sol ont été effectuées au laboratoire de l'INRA d'Arras (Institut National de Recherches Agronomiques, <http://www.arras.inra.fr/>) selon les normes NF ISO 10694 and NF X 31-107 respectivement.

## 3 Résultats

### 3.1 Conditions environnementales : météorologie et fertilisation

D'avril à juillet on observe logiquement une augmentation de la température de l'air plus marquée sur les valeurs maximales que minimales (Figure 6a) et une augmentation moins marquée dans l'eau des piézomètres (Figure 6b). La température du jour varie entre 15.6°C et 29.1°C et celle de la nuit entre 5.2°C et 19.5°C. Du point de vue de la pluviométrie, il apparaît des épisodes de pluie assez fréquents avec des maximums relativement élevés à 20 mm/j. La pluviométrie moyenne annuelle dans ce petit bassin est de 700mm, soit une moyenne de 1.92 mm/j. La température et les épisodes pluvieux

sont des contraintes climatiques importantes pour les émissions de N<sub>2</sub>O que nous chercherons à analyser.

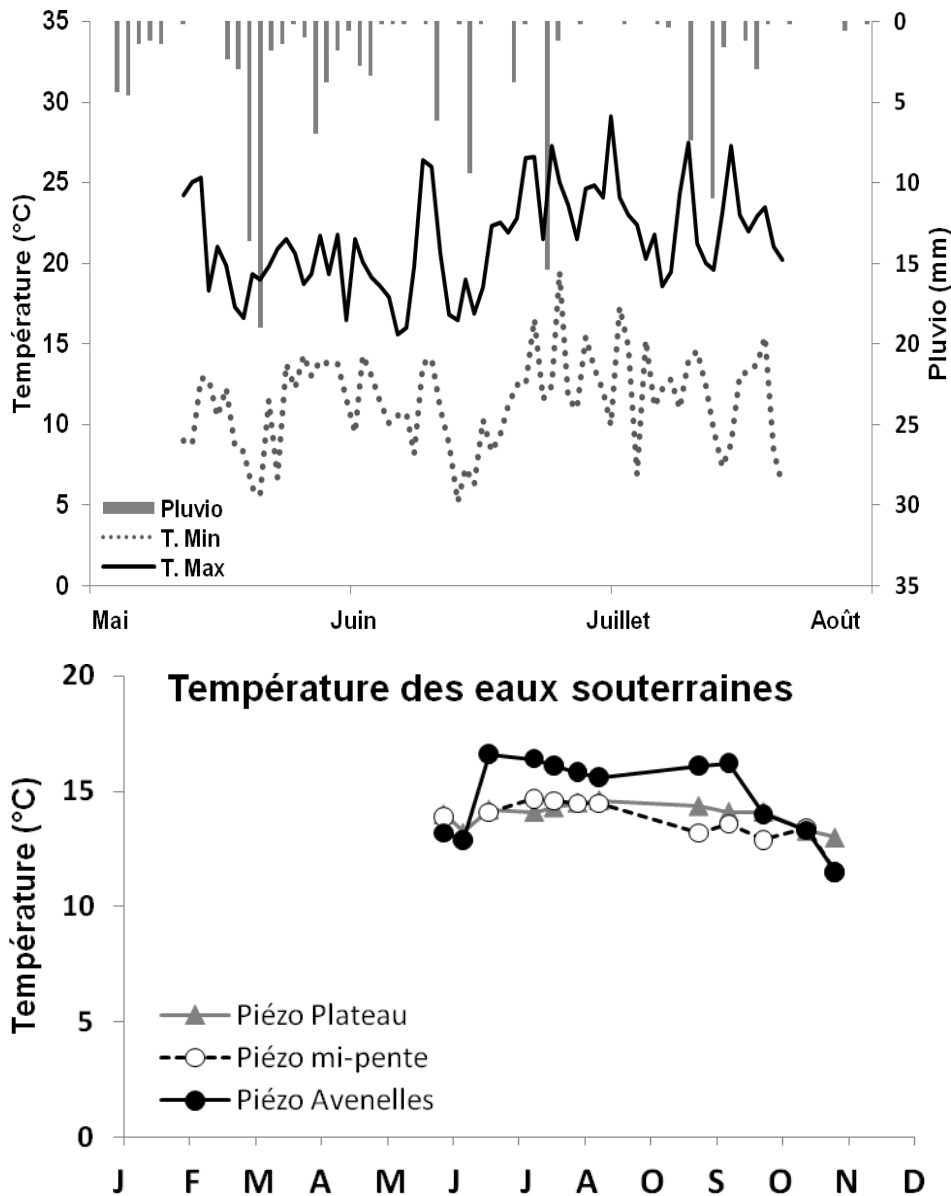


Figure 6 : Conditions climatiques journalières(en haut) pendant la période d'étude des émissions de N<sub>2</sub>O dans les chambres sur culture du 12 mai au 21 juillet 2008 (pluviométrie, températures maximale et minimale, Boissy le Châtel).  
Températures des eaux dans les piézomètres (en bas).

La période de mesures correspond à la période sèche de l'année, quand la balance hydrique (Précipitations – Evapotranspiration) devient négative.

Du 20/05/08 jusqu'au 17/07/08, les précipitations totales ont été de 125mm (Figure 6a) et la température moyenne de 16,5°C.

Les prélèvements ont été effectués après la période de fertilisation, qui a été réalisée de façon différente selon les cultures. La parcelle d'orge a reçu une seule dose de fertilisant de 80U (1U = 1 kg N / ha) le 19/02/08. La fertilisation de la parcelle de blé s'est fait en trois fois : 47U le 15/02/08, 44U le 14/03/08 et 30U le 02/04/08 soit un total de 121U pour cette parcelle.



### 3.2 Suivi de la qualité de l'eau

#### 3.2.1 Les eaux de surface

La période de mesures s'étale ici d'avril à décembre 2008. Les concentrations en N<sub>2</sub>O dans l'eau mesurées dans le ruisseau des Avenelles (de 0.5 à 3 µgN L<sup>-1</sup>, soit une moyenne sur la période de 1.2 N-N<sub>2</sub>O L<sup>-1</sup>, SD= 0. 8) permettent de montrer que les valeurs sont largement au dessus de la saturation (entre 0.3 et 0.5 µgN L<sup>-1</sup> aux températures observées pendant la période) et qu'il existe des variations saisonnières très marquées (Figure 7a).

Les concentrations en nitrates dans l'eau présentent des variations saisonnières plus importantes que celles de N<sub>2</sub>O (des valeurs plus élevées en début et fin de période d'expérimentation, en mai et en octobre) et restent très souvent bien au dessus de la norme européenne qui est de 50 mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup>, soit 11,2 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>. (Figure 7b). La valeur moyenne au cours de la période est de 16.4 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>, SD=7.3). Cette variabilité devra être examinée en fonction des périodes de fertilisation.

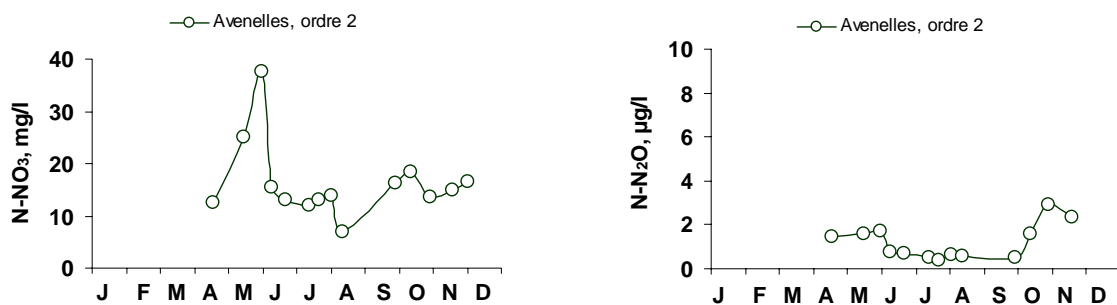


Figure 7 : Concentrations en N<sub>2</sub>O dissous (a) et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (b) dans le ruisseau des Avenelles

Ces valeurs peuvent être comparées avec celles de deux autres stations où des prélèvements réguliers sont également effectués : Mélarchez, en amont des Avenelles à l'ordre 1 et à Tresmes sur le Grand Morin en aval de la confluence avec l'Orgeval, à l'ordre 4 (Figure 8).

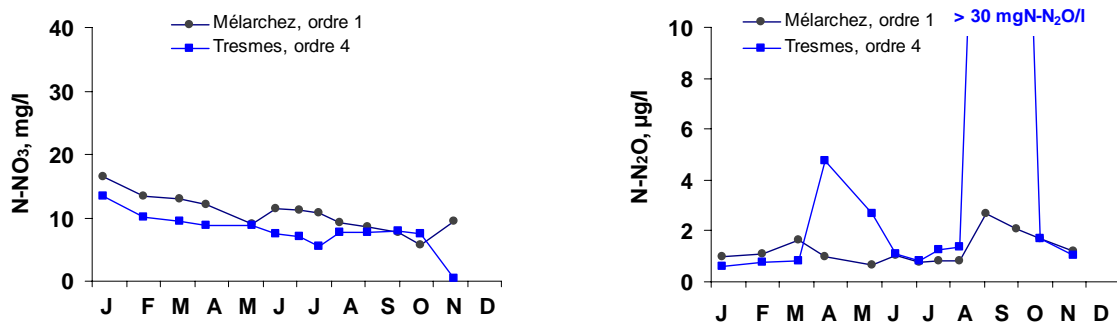


Figure 8 : N<sub>2</sub>O dissous à Tresmes et Mélarchez (a) ; Nitrates à Tresmes et Mélarchez (b)

Les concentrations en nitrate sont beaucoup plus stables, et plus faibles, dans le ruisseau de Mélarchez et à Tresmes dans le Grand Morin et montrent une diminution régulière au cours de l'année, qui doit s'expliquer par la dénitrification. Les moyennes et SD sont respectivement de 10.6 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>, SD=2.3 et 7.8 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>, SD=2.9 pour Mélarchez et Tresmes.

En ce qui concerne les concentrations en N<sub>2</sub>O, il semble que les valeurs, toujours largement au dessus de la saturation, soient plus élevées au printemps et en automne à toutes les stations ; elles sont

particulièrement importantes à la station de Tresmes, avec des concentrations supérieures à environ 30 N-N<sub>2</sub>O L<sup>-1</sup>, très rarement mesurées. Les moyennes et SD sont respectivement de 1.3 N-N<sub>2</sub>O L<sup>-1</sup>, SD= 0.6 et de 5.9 N-N<sub>2</sub>O L<sup>-1</sup>, SD= 10.7 pour Mélarchez et Tresmes.

La variabilité des concentrations en N<sub>2</sub>O dans ces rivières de petits bassins emboîtés, devra être analysée en fonction des processus "in-stream", mais aussi au regard des apports par les eaux souterraines et les eaux de drainage des sols.

### 3.2.2 Les eaux souterraines

On retrouve dans les aquifères des teneurs en N<sub>2</sub>O dissous dans l'eau beaucoup plus élevée que dans les cours d'eau, ces valeurs pouvant atteindre jusqu'à plus de 300 µgN.L<sup>-1</sup> alors que la valeur de saturation se situe aux alentours de 0.35 µgN.L<sup>-1</sup> (Figure 9a). En Avril, début de période de mesure, on remarque des concentrations extrêmes localisées au niveau d'un des piézomètres, qui diminuent rapidement (au bout de deux mois environ) pour atteindre des valeurs plus proches de celles mesurées dans les autres piézomètres.

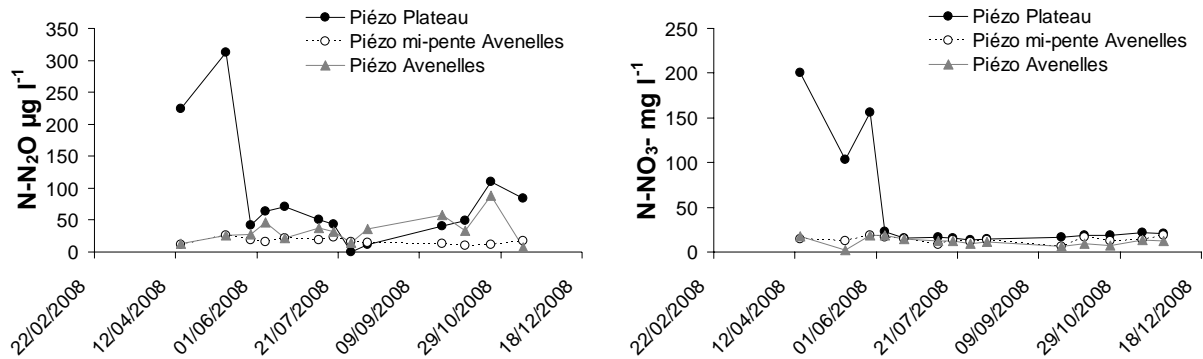


Figure 9 : Concentrations en N<sub>2</sub>O dissous (a) et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (b) dans les aquifères du transect du ruisseau des Avenelles

Au cours de la période de prélèvement, les concentrations moyennes en N<sub>2</sub>O dans les aquifères (85 µgN-N<sub>2</sub>O.L<sup>-1</sup> au niveau du plateau puis 54.6 µgN-N<sub>2</sub>O.L<sup>-1</sup> après épurations des teneurs extrêmes en début de période, 16.7 µgN-N<sub>2</sub>O.L<sup>-1</sup> à mi-pente et 34 µgN-N<sub>2</sub>O.L<sup>-1</sup> en bas de pente, au piézomètre des Avenelles) sont très largement supérieures à celles retrouvées dans les rivières (1.2 µgN-N<sub>2</sub>O.L<sup>-1</sup> en moyenne). Les teneurs et les variations de concentrations les plus fortes sont observées dans le piézomètre du plateau et celui proche du ruisseau des Avenelles ; le piézomètre à mi-pente fournit des concentrations en N<sub>2</sub>O dissous relativement constantes.

On retrouve pour les concentrations en nitrates les mêmes teneurs extrêmes au niveau du piézomètre du plateau lors des deux premiers mois (Figure 9b). On observe ensuite un gradient de concentrations dans les eaux des nappes des zones de plateau jusqu'à la zone en bordure de rivière (moyenne de 17.1 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> au niveau du plateau, 13.5 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> à mi-pente et 11.6 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> en bas de pente), ces concentrations ne subissant pas de variations importantes au cours du temps. Il est à noter que les concentrations moyennes en nitrates dans le ruisseau des Avenelles sont supérieures à celles retrouvées dans les nappes à proximité du cours d'eau (16.4 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> dans les Avenelles contre 11.6 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> dans l'aquifère).

### 3.3 Facteurs de contrôle des émissions de N<sub>2</sub>O par les sols

#### 3.3.1 Caractéristiques des sols

La teneur en eau (WFPS) varie au cours de la période d'étude avec une tendance à la décroissance régulière pendant la progression vers la période estivale ; elle passe de 40 % environ en début de période à 21% en fin de période (Figure 10a). La moyenne de WFPS par zone pendant la période analysée met en évidence une différence nette de cette grandeur en fonction de la position topographique des points de prélèvement et de la période. (Figure 10b). Ainsi la bande enherbée et l'orge bas, en bas de pente, présentent les plus fortes valeurs de teneur en eau, de l'ordre de 33 %, alors que les 3 autres zones, plus hautes présentent des valeurs de WFPS entre 28 et 30%.

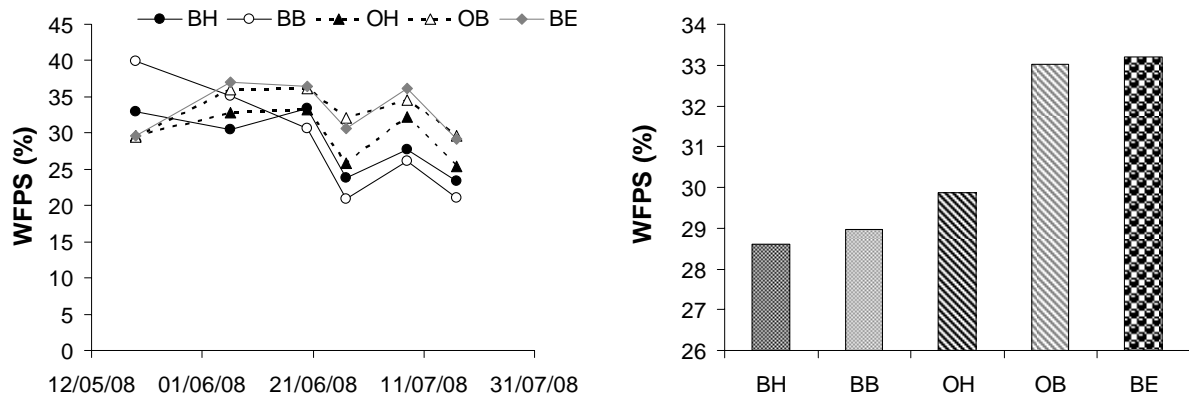


Figure 10 : Evolution de la teneur en eau (WFPS) pendant la période analysée ici : (a) Evolution du WFPS moyen des différentes zones du continuum en fonction du temps (Blé Haut (BH), Blé Bas (BB), Orge Haut (OH), Orge Bas (OB) et Bande Enherbée (BE),) ; (b) WFPS moyen en fonction du point de prélèvement

La composition granulométrique du sol varie entre les points de prélèvement (Tableau 1), mais compte tenu de l'importance des fractions < 50µm, ils peuvent tous être classés dans la catégorie des sols fins (D. Pennock, communication personnelle, 2006).

Le contenu du sol en carbone organique et azote total est plus important dans la bande enherbée que dans les parcelles cultivées, de même que le contenu en matière organique (Tableau 1). A part la zone enherbée, les autres zones ne présentent pas de différences significatives entre elles. On notera au passage les mêmes tendances pour le contenu en phosphore.

Tableau 1 : Propriétés des sols des cultures étudiées. BH : Blé Haut, BB : Blé Bas, OH : Orge Haut, OB : Orge Bas, BE : Bande Enherbée

	BH	BB	OH	OB	BE
<b>Granulométrie sans décarbonatation (g / kg)</b>					
Argile (<2 µm)	194.6	215.9	220.9	212.5	192.0
Limons fins (2 / 20 µm)	276.2	170.3	220.1	233.4	219.9
Limons grossiers (20 / 50 µm)	439.2	279.8	344.0	358.2	358.5
Sables fins (50 / 200 µm)	74.8	275.0	183.4	168.3	183.7
Sables grossiers (200 / 2000 µm)	15.3	58.9	31.6	27.6	45.7
<b>Carbone organique et Azote total (g / kg)</b>					
C organique	11.6	13.0	13.5	12.5	16.9
N total	1.2	1.2	1.3	1.2	1.6
C / N (sans unité)	9.6	10.4	10.1	10.0	10.7
Matière organique	20.0	22.5	23.3	21.5	29.2
<b>Phosphore total (g / 100g)</b>					
Phosphore P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.133	0.122	0.145	0.123	0.152

### 3.3.2 Caractéristiques de l'eau interstitielle des sols : concentrations en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

Le contenu en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de l'eau interstitielle du sol ne subit pas de grandes variations, à la fois dans le temps (mis à part une diminution début juillet) et entre les zones de prélèvements (Figure 11a). Les teneurs en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de l'eau interstitielle subissent plus de variations dans le temps et entre les parcelles, avec la même diminution de concentration au début du mois de juillet (Figure 11b). Elles sont cependant beaucoup plus faibles que les teneurs en NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Ces différences sont dues au fait que le nitrate, très soluble par rapport à l'ammonium issu de l'ammonification de la matière organique, est adsorbé sur les particules, d'autant plus qu'elles sont fines.

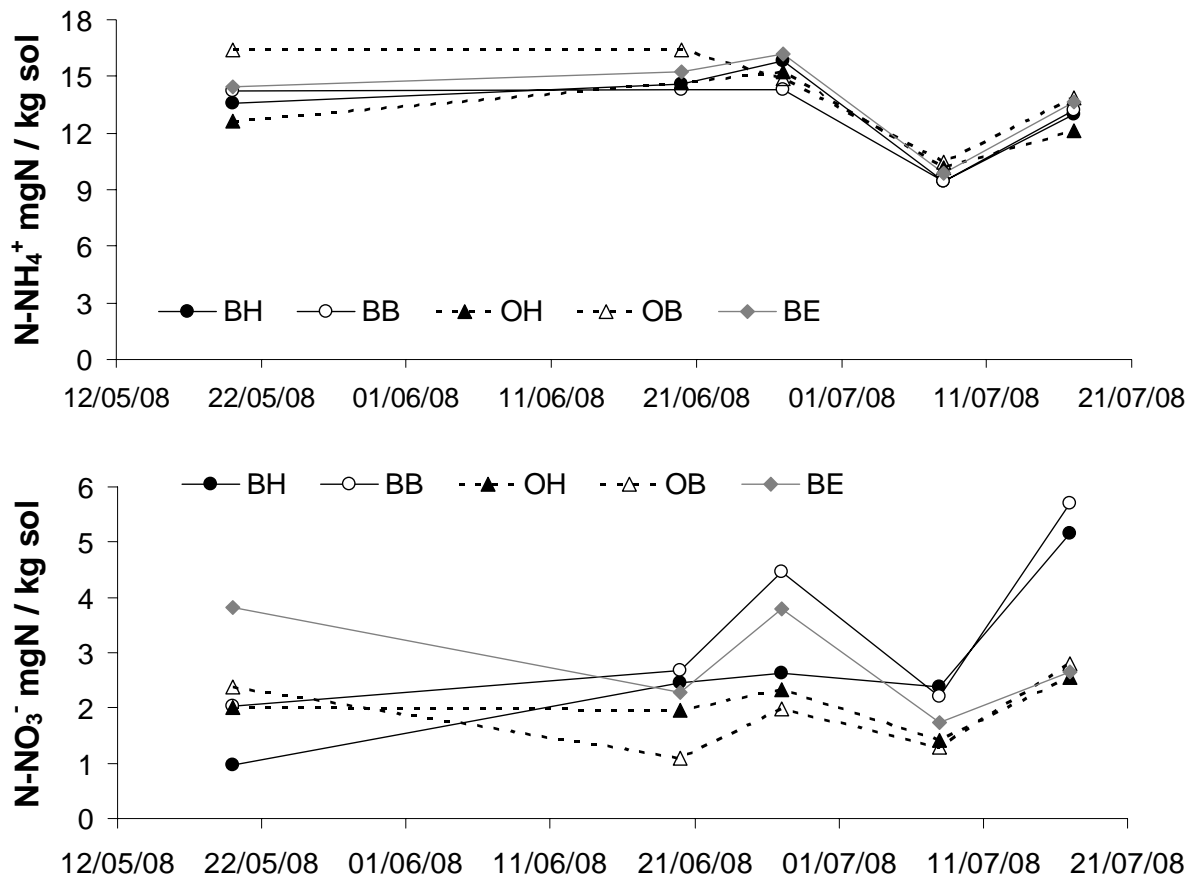


Figure 11 : Concentrations en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (a) et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (b) dans l'eau interstitielle du sol

En moyenne, les teneurs en ammonium et en nitrate de l'eau interstitielle des sols, ne présentent pas de différences significatives entre les différentes zones (Tableau 2). Les teneurs en ammonium sont en moyenne 4 fois plus élevées que les teneurs en nitrate.

Tableau 2 : contenu en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de l'eau interstitielle du sol

	<b>BH</b>	<b>BB</b>	<b>OH</b>	<b>OB</b>	<b>BE</b>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg / kg sol)	13.31	13.09	12.97	14.39	13.87
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg / kg sol)	2.71	3.42	3.70	1.91	2.86

### 3.3.3 Emissions de N<sub>2</sub>O gazeux par les sols

La campagne de prélèvement ayant commencé après la période de fertilisation, nos résultats ne montrent pas les pics, généralement observés qui suivent les épisodes d'apport en azote.

Rappelons que les deux parcelles ont reçu des doses de fertilisants différentes : 121 U (1 U = 1kg N / ha) pour la parcelle de blé en trois fractions (47 U le 15/02/08, 44 U le 14/03/08 et 30 U le 02/04/08) et 80 U pour la parcelle d'orge le 19/02/08.

Les variations des flux d'émission de N<sub>2</sub>O au cours du temps sur la parcelle de blé sont peu importantes (Figure 12a). Les émissions de N<sub>2</sub>O sont en outre très similaires pour le haut et le bas de la parcelle. Pour le point Blé Haut (BH), les flux varient entre  $5.25 \pm 1.41$  et  $8.09 \pm 1.12$  gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>. Pour le point Blé Bas (BB), les flux varient entre  $4.88 \pm 2.44$  et  $11.44 \pm 3.15$  gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>. On remarque que les flux sont plus faibles en fin de période d'étude.

Les variations de flux de N<sub>2</sub>O sur la parcelle d'orge sont plus marquées au cours du temps, elles le sont également entre le haut et le bas de la parcelle (Figure 12b). Ces flux varient entre  $1.14 \pm 0.64$  et  $12.62 \pm 1.97$  gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> pour le haut de la parcelle et entre  $3.14 \pm 2.49$  et  $16.44 \pm 5.08$  gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> pour le bas de la parcelle. Ces deux parcelles d'orge se différencient en fin d'expérience, la parcelle basse conduisant à des émissions significativement plus élevées.

Dans la bande enherbée, les variations de flux de N<sub>2</sub>O au cours du temps sont peu importantes. Les flux varient entre  $3.95 \pm 0.62$  et  $8.02 \pm 1.56$  gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> (Figure 12c).

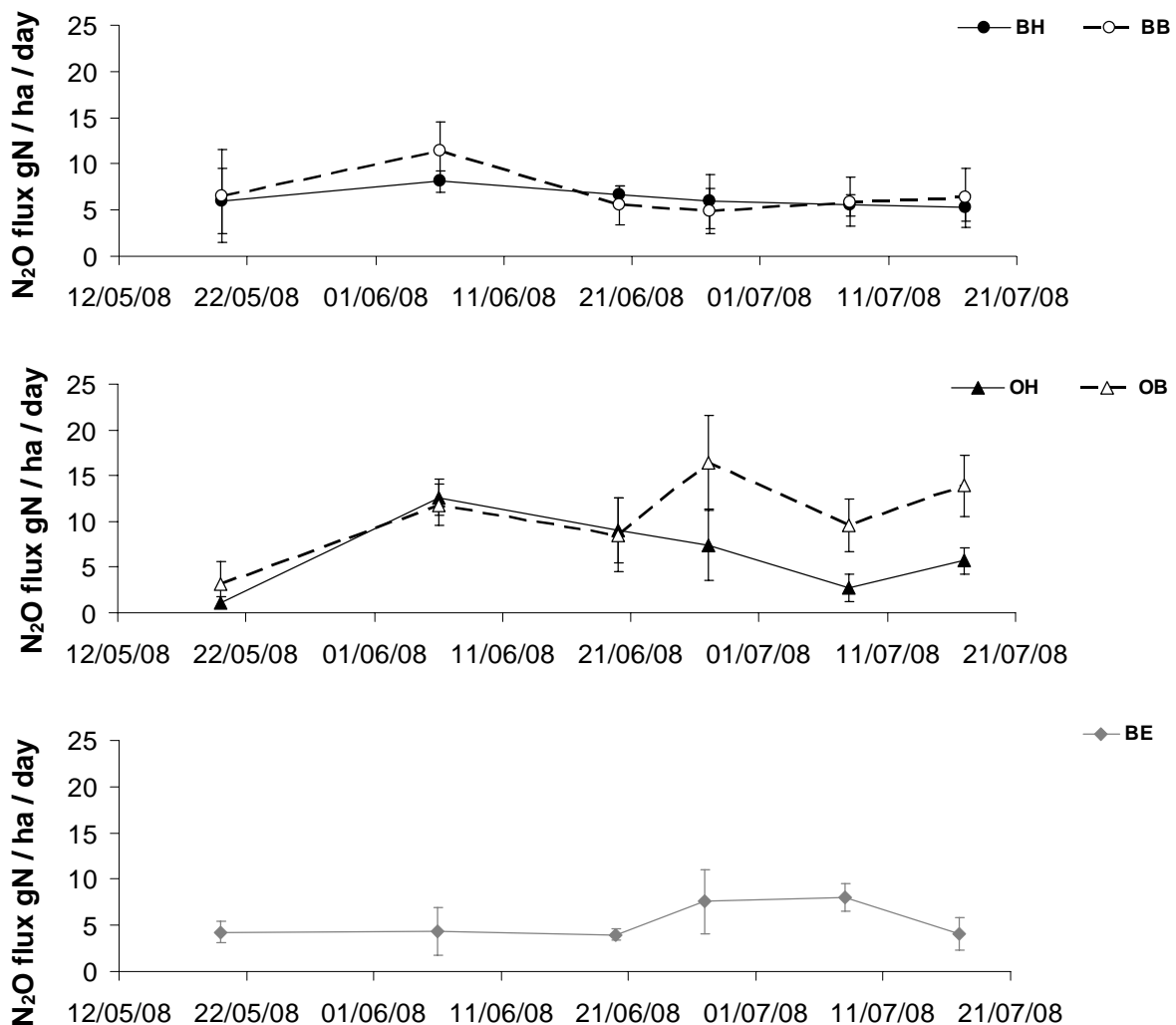


Figure 12 : Flux de N<sub>2</sub>O en fonction des cultures : Blé (a), Orge (b) et Bande Enherbée (c)

En moyenne pour les différentes zones, les émissions de N<sub>2</sub>O de la bande enherbée sont plus proches de celles de la parcelle de blé que de celles de l'orge, en zone basse surtout (Tableau 3 ; Figure 13). Il est important de mentionner que les émissions de N<sub>2</sub>O de la bande enherbée se produisent sans fertilisation.

Tableau 3 : Flux moyens de N<sub>2</sub>O du 20/05/08 au 17/07/08 pour les différentes zones étudiées (BH : Blé Haut, BB : Blé Bas, OH : Orge Haut, OB : Orge Bas, BE : Bande Enherbée). Moyennes des 6 dates d'expérience et des 5 chambres par zone.

	BH	BB	OH	OB	BE
N <sub>2</sub> O flux (gN-N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ) ± SD	6.2 ± 1.0	6.8 ± 2.4	6.4 ± 4.2	10.6 ± 4.6	5.4 ± 1.9

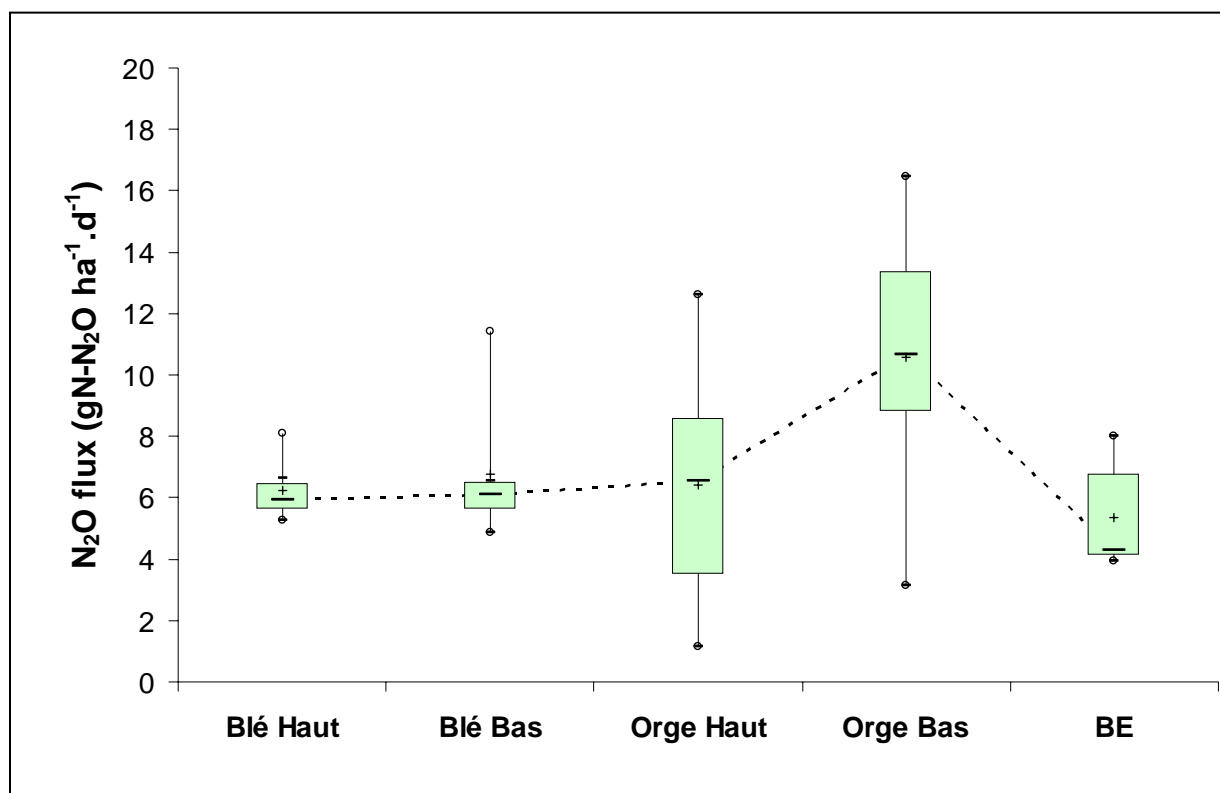


Figure 13 : Flux moyens de N<sub>2</sub>O du 20/05/08 au 17/07/08 pour les différentes zones étudiées (BH : Blé Haut, BB : Blé Bas, OH : Orge Haut, OB : Orge Bas, BE : Bande Enherbée). Moyennes des 6 dates d'expérience et des 5 chambres par zone. (La boîte étant délimitée par les premier et troisième quartiles ; la moyenne représentée par le signe « + », la médiane par le signe « - » et les ronds aux extrémités représentant les valeurs minimales et maximales).

Parmi les événements pluvieux observés (Figure 6a), ceux du 01/06/08 au 06/06/08 ou du 22/06/08 précédant les dates d'expérimentation en chambre ont pu contribuer à une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O. Par exemple, l'évènement pluvieux du 22/06/08 (15.4 mm) a fait ressortir une différence de comportement entre les points de bas de pente (OB et BE) et ceux situés dans la zone de plateau ou de mi-pente (BH, BB et OH). En effet, dans les zones de bas de pente, les émissions de N<sub>2</sub>O ont augmenté suite à cette pluie alors que cette augmentation ne s'est pas fait sentir dans les autres zones.

## 4 Discussion

### 4.1 Concentrations en nitrates et N<sub>2</sub>O dans les eaux de rivière et les aquifères

Les plus fortes teneurs en nitrate et en N<sub>2</sub>O dissous sont retrouvées lors de deux périodes clés. La première période correspond à la période post-fertilisation, où les engrais, lessivés par les eaux de pluie s'infiltrent directement dans les nappes. On y retrouve alors des concentrations extrêmement élevées, surtout localisées dans le piézomètre du plateau. La faible profondeur de la nappe, son faible taux d'oxygénation (4.4 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> en moyenne sur la période de prélèvement pour le piézomètre du plateau, 5.3 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> pour le piézomètre à mi-pente et 3.6 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> pour le piézomètre du ruisseau des Avenelles) associés à de très fortes concentrations en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, ont probablement permis une très forte dénitrification associée à une production importante de N<sub>2</sub>O, dans des conditions d'anoxie incomplète, ne permettant pas une dénitrification jusqu'au stade N<sub>2</sub>. Il est intéressant de noter que les deux piézomètres où l'on retrouve les plus fortes concentrations en N<sub>2</sub>O dissous (piézomètre du plateau et des Avenelles) sont les piézomètres où à la fois les taux d'O<sub>2</sub> dissous sont les plus faibles et où la nappe est la plus proche de la surface du sol (Figures 14a et 14b)

La deuxième période de concentrations élevées en nitrate et en N<sub>2</sub>O dissous correspond à l'automne et aux premières pluies après la période sèche de l'été. Le nitrate contenu dans les sols est alors lessivé par les eaux de pluie et se retrouve directement dans les nappes et les rivières.

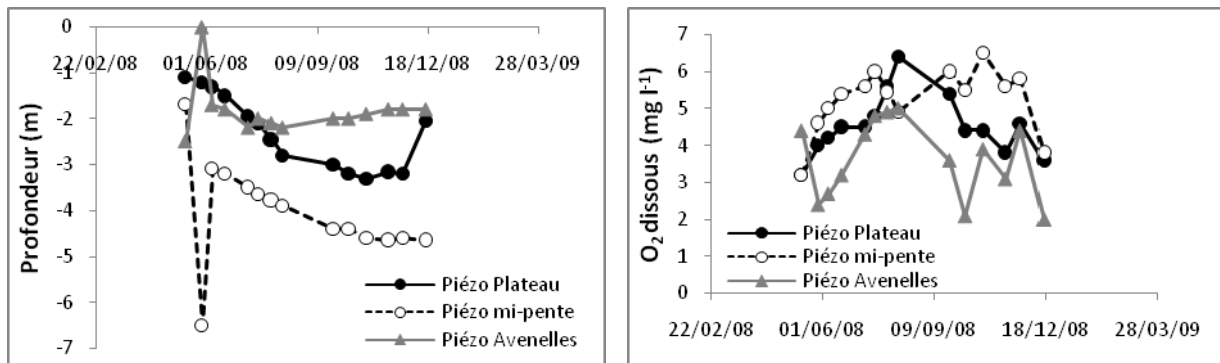


Figure 14 : Profondeur de la nappe (a) ; Oxygène dissous dans les aquifères (b)

Alors que les prélèvements dans les nappes ont montré de fortes concentrations en nitrate et en N<sub>2</sub>O, ces fortes concentrations notamment en N<sub>2</sub>O, mesurées dans la nappe au plus près de la rivière, ne se retrouvent cependant pas dans le cours d'eau. Ceci peut s'expliquer par le fait que le N<sub>2</sub>O dissous peut-être éliminé sous forme de N<sub>2</sub>O gazeux au niveau de la zone riparienne, rapidement ventilé dans le courant, ou encore réduit par l'activité biologique d'une population bactérienne mieux adaptée.

Outre le constat de forte teneur en N<sub>2</sub>O dans les nappes, il est à ce stade difficile de savoir si le N<sub>2</sub>O est produit dans les sols et transféré aux eaux souterraines par des effets mécaniques, et/ou si la dénitrification a lieu dans les eaux souterraines elles-mêmes. La diminution importante des teneurs en N<sub>2</sub>O en eaux libres par rapport aux nappes est également un aspect qui devra être étudié.

Dans ce cadre les perspectives de ce travail vont être de définir les lieux de production de N<sub>2</sub>O gazeux. Ceci devrait nous permettre de différencier et de quantifier i) la part de N<sub>2</sub>O produite au niveau des sols de celle produite au niveau des nappes et ii) la part des processus de ventilation du N<sub>2</sub>O par rapport aux processus de réduction de ce dernier en N<sub>2</sub>.

Ces travaux pourraient ainsi expliquer la différence de taux d'émissions entre les parcelles de plateau et les parcelles de bas de pente, où la nappe est plus proche de la surface. La présence d'une nappe proche de la surface induit une plus forte humidité du sol et serait donc à l'origine des conditions anoxiques favorables à la dénitrification.



## 4.2 Emissions de N<sub>2</sub>O par les sols

### 4.2.1 Comparaison avec la littérature

Une synthèse bibliographique des émissions de N<sub>2</sub>O par les champs de blé et d'orge permet de comparer les valeurs expérimentales obtenues avec celles de la littérature (Tableau 4).

Tableau 4 : émissions de N<sub>2</sub>O par les champs de blé et d'orge, Synthèse bibliographique

Emissions de N <sub>2</sub> O, champs de blé		Emissions de N <sub>2</sub> O, champs d'orge	
Référence	N <sub>2</sub> O emission (gN-N <sub>2</sub> O.ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	Référence	N <sub>2</sub> O emission (gN-N <sub>2</sub> O.ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )
Burford et al., 1981	4.25	Mosier et al., 1982	5.23
Burford et al., 1981	25.47	Mosier et al., 1982	8.84
Burford et al., 1981	2.36	Mosier et al., 1982	27.4
Burford et al., 1981	7.08	Mosier et al., 1982	7.2
Colbourn & Harper, 1987	21.67	Mosier et al., 1982	5.36
Colbourn & Harper, 1987	2.5	Mosier et al., 1982	9.35
Colbourn & Harper, 1987	2.5	Mosier et al., 1982	6.8
Colbourn & Harper, 1987	4.8	Mosier et al., 1986	6.08
Colbourn & Harper, 1987	7.1	Mosier et al., 1986	3.4
Colbourn & Harper, 1987	2.33		
Duxbury (comm. Pers.), mentionnée dans Eichner, (1990)	6.52	<b>Moyenne 8.84 gN-N<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup></b>	
Duxbury (comm. Pers.), mentionnée dans Eichner, (1990)	3.48		
<b>Moyenne 7.50 gN-N<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup></b>			

Si l'on effectue une moyenne des taux d'émission de N<sub>2</sub>O sur les deux points de prélèvement situés dans la parcelle de blé, on trouve une émission moyenne de 6.5 gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>. Cette valeur est tout à fait cohérente avec la valeur moyenne déterminée à partir de la synthèse bibliographique des émissions de N<sub>2</sub>O par les champs de blé de 7.50 gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>.

De même, la moyenne des taux d'émission de N<sub>2</sub>O sur les deux points de prélèvement situés dans la parcelle d'orge, de 8.6 gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> est extrêmement proche des 8.84 gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> déterminés à partir de la littérature.

Les émissions de N<sub>2</sub>O par la zone riparienne (moyenne de 5.4±1.9 gN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>) donneraient, sur une année, une émission de l'ordre de 1.97 kgN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. Cette valeur est dans la gamme de 0.1-5.3 kgN-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> reportées dans la littérature pour les écosystèmes ripariens. (Weller et al., 1994 ; Augustin et al., 1996 ; Groffman et al., 1998 ; Skiba et al., 1998 ; Sozanska et al., 2002).

#### 4.2.2 Facteurs de contrôle des émissions de N<sub>2</sub>O

##### • Teneur en eau (WFPS) :

Il semble y avoir une relation linéaire positive entre les taux d'émission de N<sub>2</sub>O et la teneur en eau (WFPS) (Figure 15). En effet, les WFPS les plus élevés sont rencontrés dans la zone de bas de pente (OB et BE) et coïncident avec les lieux de plus forte production de N<sub>2</sub>O gazeux.

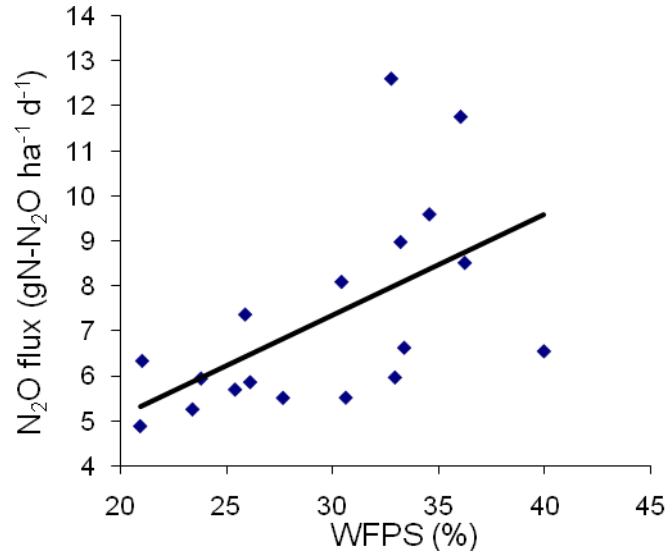


Figure 15 : corrélation entre les flux de N<sub>2</sub>O dans les chambres des parcelles et le WFPS.

On notera la part relativement importante de la bande enherbée aux émissions de N<sub>2</sub>O, avec des flux moyens équivalents à ceux des parcelles fertilisées dans la zone de pente ou de plateau (cette zone présentant les plus forts taux de teneur en eau dans le sol ; les plus forts contenus en matière organique, phosphore, C<sub>organique</sub>, N<sub>total</sub>). La parcelle d'Orge Bas présente des taux d'émissions de N<sub>2</sub>O quasi doubles par rapport aux autres zones de prélèvement. Le facteur topographique, auquel la teneur en eau est strictement dépendante, semble donc être un facteur de contrôle majeur des émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelle de la parcelle.

• **Contenu en carbone (C) organique et azote (N) total du sol :**

Les taux d'émission de N<sub>2</sub>O semblent être grossièrement corrélés avec le contenu en carbone organique et en azote du sol (Figure 16).

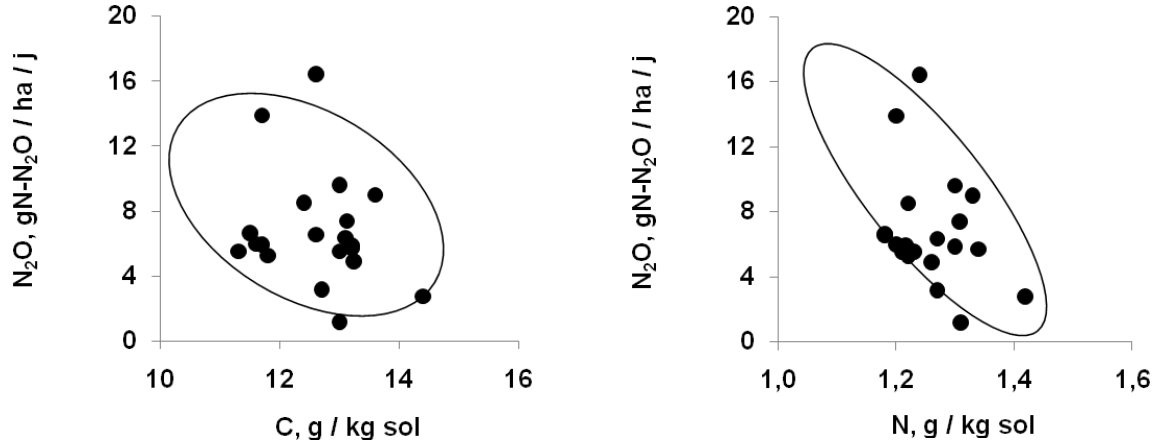


Figure 16 : Taux d'émissions de N<sub>2</sub>O en fonction du contenu en carbone organique (a) et azote total (b) du sol

Le jeu de données obtenu jusqu' alors ne met pas en évidence de relation linéaire significative inverse entre les taux d'émission de N<sub>2</sub>O et le contenu en carbone organique (Figure 6, gauche) et en azote total (Figure 6 droite) ; toutefois, il existe une tendance globale à la décroissance des taux d'émission de N<sub>2</sub>O avec l'augmentation des teneurs en C et N dans le sol.

On retrouve ainsi les plus forts taux d'émission de N<sub>2</sub>O avec les plus faibles contenus en N et C dans le sol, ce qui conforte l'hypothèse selon laquelle la limitation en substrat ne permet pas une dénitrification complète jusqu'au stade N<sub>2</sub> et s'accompagne donc d'émissions de N<sub>2</sub>O.

## 5 Conclusions et perspectives

Il est important de mentionner ici que le préalable à l'expérimentation a été d'instrumentaliser le site, avec des piézomètres et capteurs de niveau (8 dont un de 40 m sur le plateau) et des chambres de mesures en parcelles. Cette instrumentalisation du site sera poursuivie en 2009 (nouveaux piézomètres peu profonds, et station météo).

Ces résultats ont été obtenus au terme d'une première année de doctorat de 3<sup>ème</sup> Cycle (Guillaume Vilain). La période d'expérimentation présentée ici, de mai à juillet, a été complétée à l'automne et hiver (2008-2009) d'une autre période d'expérimentations menées sur les mêmes zones mais avec des cultures différentes (avoine + escourgeon), et bien sûr des conditions météorologiques contrastées, en ce qui concerne la température notamment (hiver 2008-2009 particulièrement froid). Les analyses de cette deuxième période d'expérimentation ne sont pas encore toutes réalisées.

Ce travail a permis, à ce stade, de renseigner les teneurs en N<sub>2</sub>O dans les aquifères peu profonds en parallèle avec celles du nitrate. Le suivi régulier des émissions de N<sub>2</sub>O par les sols agricoles fournit également des informations sur la part d'émission de N<sub>2</sub>O par différentes cultures dans un gradient topographique. En dépit de la variabilité souvent mentionnée, ces résultats montrent que les teneurs en émissions de N<sub>2</sub>O dans les parcelles étudiées ici, se situent dans la gamme des valeurs rassemblées pour les champs cultivés à partir de la littérature (Garnier et al. 2008).

Au cours de cette deuxième année, les parcelles seront semées avec du maïs à partir du mois d'avril, ce qui permettra d'élargir la comparaison entre cultures et de suivre finement les émissions de N<sub>2</sub>O qui

font suite aux épisodes de fertilisation azotée, ce que nous n'avons pas pu appréhender directement au printemps 2008, en raison des retards pris par la pose des piézomètres et la fabrication des chambres.

Le travail s'orientera aussi vers la caractérisation d'un profil de sol en termes de concentrations en azote inorganique (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> par des prélèvements en bougies poreuses), et des teneurs en N<sub>2</sub>O pour tenter de déterminer les sites d'émission de N<sub>2</sub>O dans les sols (prélèvement de l'atmosphère du sol à différentes profondeurs). Cette même caractérisation sera effectuée dans les nappes. Ces différents niveaux d'analyse permettront de mieux cerner la part de chacun dans les émissions globales. Nous chercherons aussi à quantifier la dénitrification (voire nitrification) à l'origine du N<sub>2</sub>O, par des expériences menées en laboratoire sur des carottes de sols.

Une campagne « snap shots » sur l'ensemble des puits répertoriés dans le secteur étudié sera réalisée au printemps pour situer les teneurs observées dans les piézomètres dans un contexte spatial plus large.

Enfin, dès cette année, une part du travail devra également être consacrée à la modélisation hydrologique et biogéochimique de ce continuum (Cf. programme 2009).

## 6 Références bibliographiques

- Augustin, J., Merbach, W., Schmidt, W., Reining, E., 1996. Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *J Appl Bot* 70:45-51
- Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Bulk density. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical Properties*. Agronomy Society of America and Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 363-376.
- Bouwman, A.F., 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Bouwman, A.F. (Ed.), *Soils and the Greenhouse Effect*. Wiley, Chichester, England, pp. 61-127
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H., 2002. Emissions of N<sub>2</sub>O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycling* 16 (4), 1058.
- Burford, J.R., Dowdell, R.J., Crees, R., 1981. Emission of nitrous oxide to the atmosphere from direct drilled and ploughed clay soils. *J Sci Food Agric* 32:219-223.
- Colbourn, P. & Harper, I.W., 1987. Denitrification in drained and undrained arable clay soil. *J Soil Sci* 35:531-539.
- Conrad, R., 1995. Soil microbial processes and the cycling of atmospheric trace gases. *Philosophical Transaction of the Royal Society A* 351, 219-230.
- Corré, M.D., van Kessel C., Pennock, D.J., 1996. Landscape and seasonal patterns of nitrous oxide emissions in a semiarid region. *Soil Science Society of American Journal*. 60:1806-1815.
- Davidson, E.A., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, W.B., Williams, J.E. (Eds.), *Microbial Production and Consumption of greenhouse Gases; Methane, Nitrogen Oxides and Halomethane*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 219-245.
- Eichner, M.J., 1990. Nitrous oxide from fertilized soils: summary of available data. *J Environ Qual* 19:272-280.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A., 1989. Microbiological Basis of NO and N<sub>2</sub>O production and Consumption in Soil. Exchange of trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere eds. M.O. Andreae and D.S. Schimel, pp. 7-21.
- Garnier, J., Billen, G., Vilain, G., Butterbach-Bahl, K., Martinez, A., Silvestre, M., , Werner, C., Mounier, E., Toche, F., 2008. Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O) in Seine river and basin: observations and budgets. *Agriculture, Ecosystems & Environment (AEE)*, en révision.
- Groffman, P.M., Gold, A.J., Jacinthe, P.J., 1998. Nitrous oxide production in riparian zones and groundwater. *Nutr Cycl Agroecosyst* 52 :179-186.

- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 1993. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: Duxbury, J.M., et al. (Eds), *Agricultural Ecosystems Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. American Society of Agronomy, Madison, MI, pp. 1-55, ASA Special Publication No. 55.
- Intergovernmental Panel on Climate Change -IPCC, 2001. Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel of climate change. In: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Eds), *Climate Change 2001: The scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, 881pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change -IPCC- (2006). *AFOLU Volume 4. Chapter 11: N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea Application*, 54pp.
- Izaurrealde, R.C., Lemke, R.L., Goddard, T.W., McConkey, B., Zhang, Z., 2004. Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Toposequences in Alberta and Saskatchewan, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:1285-1294.
- Jones, M.N., 1984. Nitrate reduction by shaking with cadmium, alternative to cadmium columns. *Water Res.* 18, 643-646.
- Mosier, A.R., Guenzi, W.D., Schweizer, E.E., 1986. Soil losses of dinitrogen and nitrous oxide from irrigated crops in Northeastern Colorado. *Soil Sci Soc Am J* 50:344-348.
- Mosier, A.R., Hutchinson, G.L., Sabey, B.R., Baxter, J., 1982. Nitrous oxide emissions from barley plots treated with ammonium nitrate or sewage sludge. *J Environ Qual* 11:78-81.
- Pennock, D.J., Zebarth, B.J., de Jong, E., 1987. Landform classification and soil distribution in hummocky terrain, Saskatoon, Canada. *Geoderma* 40:297-315.
- Pennock, D.J. & Corré M.D., 2001. Development and application of landform segmentation procedures. *Soil & Tillage Research* 58, p. 151-162.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention of Climate Change) Secretariat, 2003. National communications from Parties included in Annex I to the Convention, National greenhouse gas inventory data from Annex I parties for 1990 to 2001. FCCC/WEB/2003/3, 80pp.
- Schindlbacher, A., Zechmeister-Boltenstern, S., Butterbach-Bahl, K., 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from European forest soils. *Journal of Geophysical Research* 109, D117302.
- Skiba, U.M., Sheppard, L.J., MacDonald, J., Fowler, D., 1998. Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmos Environ* 32:3311-3320.
- Slavyck, G., McIsaac, J.J., 1972. Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. *Deep Sea Res.* 19, 1-4.
- Sozanska, M., Skiba, U., Metcalfe, S., 2002. Developing an inventory of N<sub>2</sub>O emissions from British soils. *Atmos Environ* 36:987-998.
- Strahler A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology, *Transactions American Geophysical Union*, 38, 913-920.
- Van Kessel, C., Pennock, D.J., Farrell, R.E., 1993. Seasonal variation in denitrification and nitrous oxide evolution at the landscape scale, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:988-995.
- Wei H.F., 1990. Modélisation tridimensionnelle du transfert d'eau, de chaleur et de masse dans l'aquifère géothermique du Dogger dans le bassin de Paris, Ph. D. Thesis ENSMP.
- Weller, D.E., Correll, D.L., Jordan, T.E., 1994. Denitrification in riparian forests receiving agricultural discharges. In : Mitsch, W.J. (ed) *Global wetlands : old world and new*. Elsevier, Amsterdam, pp 117-131.