

Emissions de N₂O dans le paysage agricole : un continuum plateau-fond de vallée de l'Orgeval

Guillaume Vilain^{1*}, Josette Garnier¹, Benjamin Mercier¹, Gaëlle Tallec², Patrick Ansart², Pierre Cellier³

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

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

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

*Personne à contacter : guillaume.vilain@upmc.fr (doctorant)

1 Introduction

L'oxyde nitreux (N₂O) joue un rôle important dans l'atmosphère, c'est en effet un gaz à effet de serre très puissant, avec un pouvoir de réchauffement global 296 fois supérieur à celui du CO₂ (Forster et al., 2007) et une durée de vie dans l'atmosphère de 120 ans (IPCC, 2006). De plus, dans la stratosphère, le N₂O est transformé par photolyse en NO, responsable de la destruction de l'ozone stratosphérique (Derwent, 1999). La plus grande part de N₂O est produit par les processus microbiens de nitrification et dénitrification (Firestone & Davidson, 1989; Bouwman, 1990; Bremner, 1997) et l'intensité des émissions de N₂O varie avec le climat, les conditions du sol et sa gestion (Skiba & Smith, 2000). En effet, les taux d'émissions de N₂O émis par les sols dépendent de complexes interactions entre les propriétés des sols, les facteurs climatiques et les pratiques agricoles (Granli & Bockman, 1994). Les principaux leviers des émissions de N₂O sont le contenu en nitrate et ammonium du sol (Ball et al., 1997; Castali & Smith, 1998; Seneviratne & Van Holm, 1998), l'aération du sol et son contenu en eau (Carran et al., 1995; MacKenzie et al., 1998; Teira-Esmatges et al., 1998), la présence de matériel organique dégradable qui promeut l'activité microbologique (Ineson et al., 1998; Kaiser et al., 1998), le pH et la température du sol (Mahmood et al., 1998). Bien que tous ces facteurs soient bien connus comme contrôlant les émissions de N₂O, ils ne sont pas forcément toujours bien corrélés avec ces flux. A cause de la complexité des interactions entre ces différents facteurs, les émissions de N₂O montrent de très fortes variations spatiales et temporelles, même diurnes (Schindlbacher et al., 2004). Différents évènements clés peuvent également avoir une grande importance comme la fonte de la neige, qui peut même représenter près de 70% des flux annuels de N₂O, particulièrement dans les régions nordiques (Lemke et al., 1998). Bien que les sols soient la source majeure de N₂O, ils en sont, en l'état actuel des connaissances, le principal puits (Mahmood et al., 1998; Meijide et al., 2009; Teira-Esmatges et al., 1998).

De nombreux chercheurs ont reconnu l'importance de la position dans le paysage (topographie) sur les émissions de N₂O (Pennock et al., 1992; van Kessel et al., 1993; Corre et al., 1996; Izaurre et al., 2004). Selon ces auteurs, les émissions de N₂O sont plus importantes en bas de pente que sur les plateaux ou le long des pentes, et la topographie (via le cycle hydrologique et les processus pédologiques dans le paysage) est un facteur de contrôle majeur des émissions de N₂O à la micro-échelle. La plupart de ces études concernent des régions plus continentales et froides. Les différences en taux de saturation des pores du sol (ou Water-Filled Pore Space, WFPS) entre les différentes positions le long de la pente expliquent généralement la variabilité des flux de N₂O et les flux les plus importants retrouvés en bas de pente sont fortement corrélés avec les plus forts WFPS dans ces positions.

Etant donnée la rareté des données sur les émissions de N₂O directes vs. indirectes dans le paysage agricole du bassin de la Seine (Garnier et al., 2009), un des objectifs de cette étude était de déterminer les taux

d'émission de N₂O pour les différentes occupations du sol du bassin de la Seine, dans un climat océanique tempéré afin de mieux estimer les émissions de N₂O et d'explorer les facteurs de contrôle comme la météorologie, la topographie, les propriétés du sol ainsi que les successions culturales. Cette étude avait également pour objectif de caractériser la variabilité des flux de N₂O le long d'un transect partant d'un plateau agricole jusqu'à la rivière et d'analyser l'influence de la position dans le paysage sur ces émissions.

2 Site d'étude

L'étude a été conduite dans le bassin versant de l'Orgeval (bassin de la Seine) approximativement à 70km à l'est de Paris, drainé par l'Orgeval (ordre 3 de Strahler). Le climat est semi-océanique, avec des précipitations annuelles aux alentours de 700 mm et une température ambiante moyenne de 4°C en hiver et 19°C en été. Le mois le plus froid est janvier (température moyenne de l'air 0.6°C) et le plus chaud août (température moyenne de l'air 18°C). La plus grande partie de la surface du bassin de l'Orgeval (104 km²) est couverte d'un dépôt loessien (plus de 10 m d'épaisseur). Cette couche supérieure est enrichie en profondeur par des calcaires et l'inférieure enrichie en argile, causant une nappe superficielle et des sols imbibés en hiver à cause de la faible perméabilité du sol.

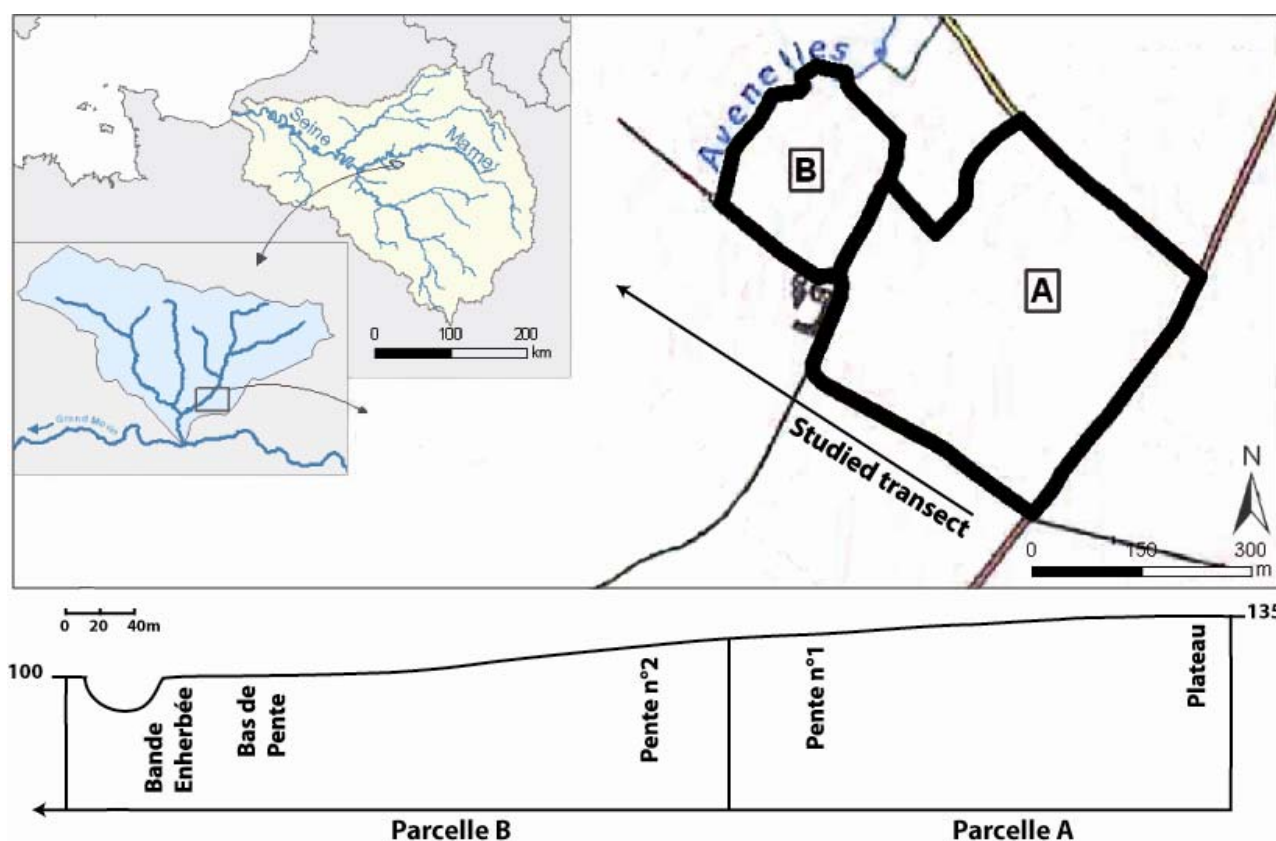


Figure 1. Site d'étude; transect étudié avec vue topographique et les positions de pente. La carte du bassin de la Seine et la situation du sous-bassin Orgeval sont représentés sur la gauche.

Le site d'étude consiste en deux parcelles agricoles, appelées A et B (Figure 1), choisies le long d'une pente descendante Nord-Ouest, rejoignant les Avenelles avec une déclivité moyenne de 6% du plateau jusqu'à la position de bas de pente.

Nous avons suivi la segmentation du paysage proposée par (Pennock et al., 1987) pour choisir les points de prélèvement à travers ces positions. Ce continuum partant du plateau agricole jusqu'à la rivière a donc été choisi et divisé en trois segments : Plateau, Pente et Bas de Pente. Cinq points ont été déterminés, l'un sur le plateau, deux dans la pente (un par parcelle), un en bas de pente et le dernier dans la bande enherbée adjacente avant la rivière (Figure 1).

De février à juillet 2008, la parcelle A était cultivée avec du blé (fertilisée avec 121 kN ha⁻¹ en trois applications entre février et avril) et la parcelle B avec de l'orge (fertilisée avec 80 kg N ha⁻¹ en février) (Tableau 1).

Tableau 1. Succession culturales dans les cinq points de prélèvement avec le nombre d'unités de fertilisants appliqués. (1 Unité = 1 kg N ha⁻¹).

Position	Fév. à Juil. 08	Août. 08 à Mar. 09	Avr. à Août. 09
Plateau (parcelle A)	Blé (121 U)	Avoine	Maïs (185 U)
Pente n°1 (parcelle A)	Blé (121U)	Avoine	Maïs (185 U)
Pente n°2 (parcelle B)	Orge (80U)	Avoine / féveroles	Maïs (185 U)
Bas de Pente (parcelle B)	Orge (80U)	Avoine / féveroles	Maïs (185 U)

D'août à mars 2009, les deux parcelles étaient en inter-culture d'avoine (parcelle A) et d'avoine+féveroles (parcelle B). Enfin, d'avril à août 2009, les deux parcelles étaient cultivées avec du maïs, fertilisées avec 185 kg N ha⁻¹ en avril (Tableau 1).

3 Matériels et méthodes

3.1 Mesure des flux de N₂O par les sols

Les mesures d'émissions de N₂O par les sols ont été conduites hebdomadairement à bi-mensuellement de mai 2008 à août 2009 en utilisant la technique des chambres d'accumulation statiques (Hutchinson & Livingston, 1993). Une série de cinq chambres (50 cm × 50 cm × 30 cm) pour chacun des cinq points de prélèvement ont été enfoncées dans le sol à une profondeur approximative de 15 cm et laissées en place tout au long du cycle cultural. Les chambres ont été retirées uniquement lors des travaux du sol comme la fertilisation ou la récolte. Quand la végétation dépassait la hauteur des chambres, celles-ci ont été surmontées de rehausses de 50 cm de hauteur.

Le principe des chambres d'accumulation est de fermer hermétiquement le volume au dessus d'une surface émettant ou consommant du gaz, de sorte que le gaz ne puisse pas s'échapper. Pour cela, pour chaque mesure, les chambres sont fermées à l'aide d'un couvercle hermétique équipé d'un septum permettant le prélèvement du gaz après accumulation. Le taux d'enrichissement en gaz est alors contrôlé périodiquement, quatre échantillons de gaz sont prélevés dans chaque chambre (0, 10, 20, 30 minutes après fermeture ou 0, 30, 60, 90 minutes lorsque les rehausses sont en place) avec une seringue Terumo[®] et transférés dans un flacon vidé de 12.5 mL (Labco Exetainer[®]). Les concentrations en N₂O dans les échantillons de gaz ont été analysées au laboratoire à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (Varian 3800) couplé à un détecteur à capture d'électrons (ECD). La séparation des gaz s'effectue dans une pré-colonne et une colonne remplie au Hayesep Q 80/100. Les concentrations sont alors calculées en comparant les aires des pics avec ceux obtenus avec les étalons N₂O (0.205 ; 0.540 et 3.30 ppm) et les flux de N₂O sont déterminés en calculant la pente de la droite de régression linéaire des concentrations de N₂O en fonction du temps (Livingston & Hutchinson, 1995).

3.2 Conditions climatiques et propriétés des sols

Durant la période d'étude (mai 2008 à août 2009), immédiatement après chaque mesure de flux de gaz, le sol a été échantillonné près de chaque chambre sur l'horizon 0-20 cm à l'aide d'une tarière à main. La teneur en eau gravimétrique a été mesurée par séchage à l'étuve à 105°C pendant 48 heures et la perte au feu pendant 4 heures à 450°C. La teneur volumique est alors déterminée par :

$$\text{volumetric soil moisture} = \text{gravimetric soil moisture} \times \frac{BD}{\text{soil water density}} \quad (1)$$

où BD = Bulk Density (densité volumique) est déterminée en utilisant des cylindres de sol (Blake & Hartge, 1986) avec trois réplicats pour chaque points de prélèvement. Les cylindres sont séchés à l'étuve et BD est déterminé par la masse sèche de sol sur le volume du cylindre.

Ainsi on peut déterminer le taux de saturation des pores du sol, également noté WFPS (Water Filled pore Space) calculé par :

$$WFPS = \frac{\text{volumetric soil moisture}}{1 - (BD/PD)} \times 100 \quad (2)$$

Où PD = Particle Density = 2.65 g.cm⁻³.

La température du sol a été suivie chaque heure par des sondes de température (Campbell Scientific Ltd, Shepshed, UK). La teneur en eau volumique a été suivie à l'aide de sondes TDR (Time-domain Reflectometry) (Campbell Scientific Ltd, Shepshed, UK) à trois profondeurs (20, 50 et 100cm)

Les données météorologiques ont été enregistrées par deux stations (Campbell Scientific Ltd, Shepshed, UK) équipées de pluviomètre, capteurs de température, radiation solaire et humidité. Ces deux stations ont été installées dans la bande enherbée et en milieu de pente (Figure 1).

3.3 Analyses chimiques

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.

L'ammonium (NH₄⁺) a été mesuré sur eau filtrée (GF/F 0.7µm de porosité) à l'aide d'un analyseur automatique (Quatro) selon la méthode au bleu d'indophénol de Slawyk & MacIsaac (1972).

Les nitrates (NO₃⁻) ont été mesurés sur eau filtrée, après réduction au cadmium en nitrites (NO₂⁻), qui ont été mesurés par la méthode à la sulfanilamide selon Jones (1984).

Les nitrites (NO₂⁻) ont été mesurés avant la réduction au cadmium.

Les analyses du contenu en C_{organique} total et N_{total}, 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.

3.4 Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec XLSTAT. Les coefficients de corrélation de Pearson ont été déterminés entre NO₃⁻, NH₄⁺, WFPS et les émissions de N₂O. Une relation significative a été acceptée avec un niveau de probabilité de P < 0.05. Les différences entre les points de prélèvement ont été analysées à l'aide du test de Mann-Whitney à P < 0.1.

4 Résultats

4.1 Facteurs environnementaux

Durant la période étudiée (mai 2008 à août 2009), la température moyenne journalière s'étend de -7.6°C (janvier 2009) à 26.4°C (août 2009) avec une moyenne de 11.0°C (Figure 2a). Les précipitations totales au cours de la période d'étude ont été de 834 mm (761 mm pour l'année 2008) avec deux mois particulièrement pluvieux, mai et juin 2009 (Figure 2a). Deux événements considérablement pluvieux (> 20 mm par jour) ont été observés, en août 2008 et juin 2009. Les valeurs moyennes de WFPS au cours de la période d'étude varient aux alentours de 60.2 ± 10% (Figure 2c). Les plus fortes valeurs ont été observées dans la position de Bas de Pente avec une moyenne de 68.4 ± 8.7% (Tableau 2), et le WFPS maximal, atteignant 100% en

janvier 2009 (Figure 2c). Les valeurs de WFPS les plus faibles ont été observées en position de Pente n°1, avec une moyenne de 50.4 ± 8.1% et un minimum de 33.1% en juin 2008 (Tableau 2).

Tableau 2. Flux de N₂O et propriétés des sols. Les moyennes annuelles sont données avec la standard deviation (SD) et la gamme de valeurs.

		Plateau	Pente n°1	Pente n°2	Bas Pente	BE
Flux N ₂ O (gN-N ₂ O ha ⁻¹ j ⁻¹)	Moy ± SD	2.9 ± 2.6	3.0 ± 2.8	5.1 ± 7.1	11.0 ± 16.9	1.9 ± 1.9
	Minimum	0.1	-0.1	0.1	0.3	-0.9
	Maximum	11.8	11.4	46.6	105.8	8.0
WFPS (%)	Moy ± SD	58.0 ± 10.2	50.4 ± 8.1	60.5 ± 8.2	68.4 ± 8.7	63.5 ± 6.1
	Minimum	43.7	33.1	44.8	56.6	52.5
	Maximum	90.4	68.2	77.9	100	74.4
contenu NO ₃ ⁻ sol (mgN kg ⁻¹ sol)	Moy ± SD	10.3 ± 15.0	11.0 ± 15.7	12.1 ± 16.1	16.0 ± 20.9	4.1 ± 9.1
	Minimum	1.0	1.3	1.0	1.1	0.9
	Maximum	55.9	65.2	56.9	65.9	44.4
contenu NH ₄ ⁺ sol (mgN kg ⁻¹ sol)	Moy ± SD	9.8 ± 7.0	10.6 ± 9.7	8.9 ± 4.4	11.0 ± 7.1	8.7 ± 3.9
	Minimum	2.1	2.5	2.4	2.5	2.6
	Maximum	27.9	49.9	17.7	30.2	16.2

Excepté pour la position Pente n°1, où l'on retrouve un sol argilo-limoneux, tous les autres sols sont limono-argileux (Tableau 2). Globalement, granulométrie, carbone organique, azote total et matière organique ne montrent pas de différence significative le long du transect. Néanmoins, une légère augmentation de ces valeurs est observée dans la bande enherbée (Tableau 3).

Tableau 3. Propriétés des sols, moyenne (standard deviation entre parenthèses) et bulk density à différentes profondeurs.

	Plateau	Pente n°1	Pente n°2	Bas Pente	BE
C organique (g/kg)	11.58 (0.19)	13.03 (0.26)	13.46 (0.26)	12.48 (0.49)	16.88 (1.44)
N total (g/kg)	1.21 (0.02)	1.25 (0.05)	1.34 (0.05)	1.25 (0.04)	1.58 (0.08)
C/N	9.61 (0.17)	10.44 (0.24)	10.05 (0.15)	9.99 (0.18)	10.65 (0.38)
Matière organique (g/kg)	20.03 (0.33)	22.51 (0.48)	23.28 (0.98)	21.54 (0.83)	29.20 (2.49)
sable/limon/argile (%)	9.0/71.5/19.5 (0.3/0.4/0.3)	21.6/45/33.4 (0.3/0.4/0.5)	22.1/56.4/21.5 (0.4/0.6/0.5)	21.2/59.2/19.6 (0.4/0.5/0.4)	19.2/57.8/23.0 (0.2/1.0/1.0)
Texture du sol	Limon calcaire	Limon argileux	Limon calcaire	Limon calcaire	Limon calcaire
Bulk density (g cm ⁻³)					

Programme PIREN-Seine : Emissions de N₂O dans le paysage agricole

0-5 cm	1.28	1.46	1.44	1.43	1.06
5-10 cm	1.49	1.38	1.46	1.52	1.51
10-15 cm	1.46	1.42	1.54	1.58	1.52
15-20 cm	1.45	1.40	1.59	1.60	1.57

Les teneurs en NH₄⁺ du sol ont varié au cours de l'étude de 2.1 à 49.9 mg N kg⁻¹ sol, avec une moyenne de 9.9 ± 6.7 mg N kg⁻¹ sol sur le continuum entier (Figure 2e, Tableau 2). La plus large gamme a été observée dans la position de Pente 1, de 2.5 à 49.9 mg N kg⁻¹ sol (moyenne 10.6 ± 9.7 mg N kg⁻¹ sol) alors que la plus faible gamme a été observée dans la bande enherbée, de 2.9 à 16.2 mg N kg⁻¹ sol (moyenne 8.7 ± 3.9 mg N kg⁻¹ sol) (Figure 2e, Tableau 2). Les positions de Plateau, Pente n°2 et Bas de Pente présentaient des valeurs s'étendant de 2.1 à 30.2 mg N kg⁻¹ sol avec des moyennes de 9.8 ± 7.0, 8.9 ± 4.4 et 11 ± 7.1 mg N kg⁻¹ sol respectivement (Tableau 2). Les concentrations en NH₄⁺ ont augmenté rapidement après fertilisation et ont diminué au bout d'un mois jusqu'au niveau retrouvé avant fertilisation.

Programme PIREN-Seine : Emissions de N₂O dans le paysage agricole

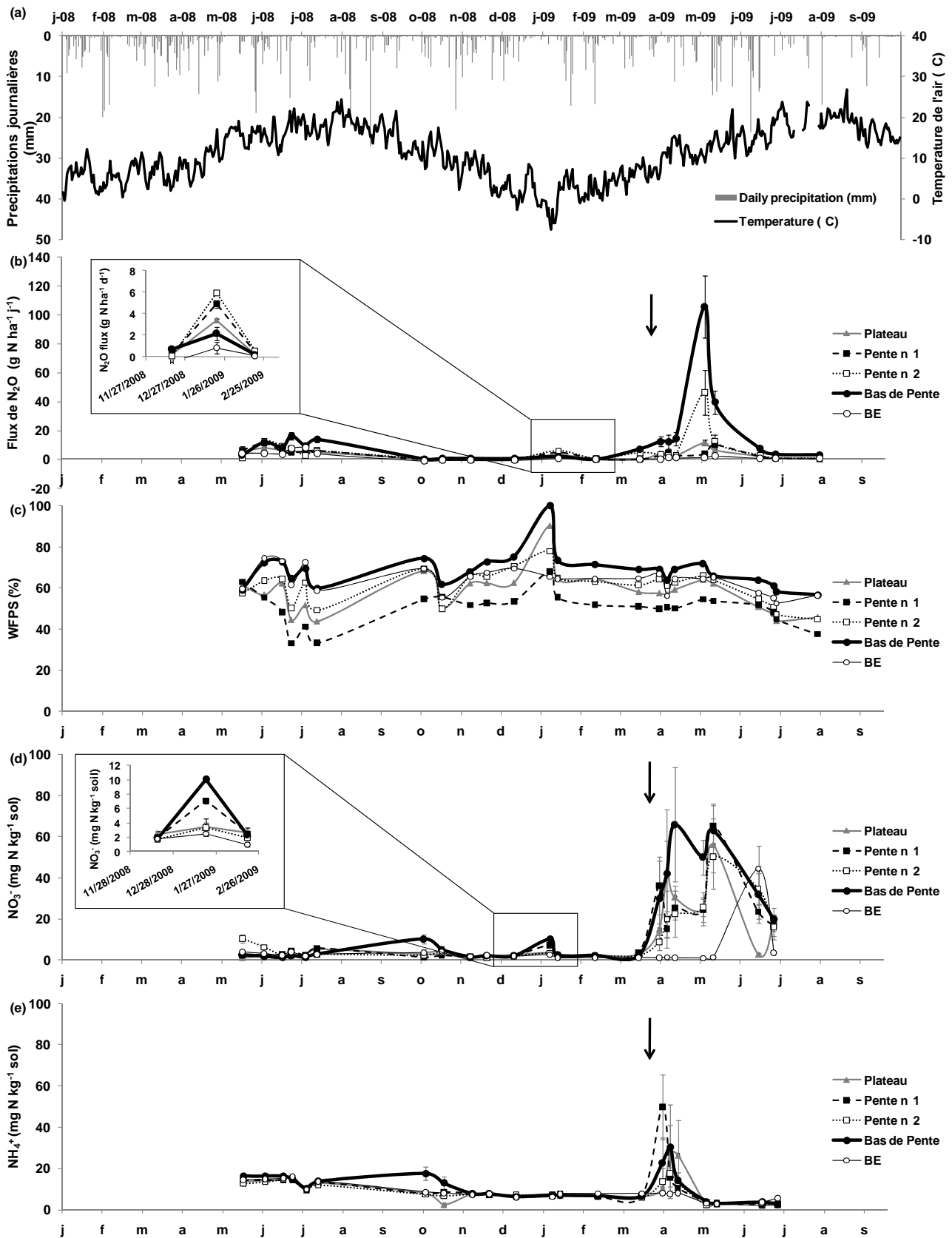


Figure 2. (a) Pluviométrie (barres grises) et température, (b) Flux de N₂O (moyenne des cinq chambres), (c) WFPS du sol, (d), teneur en NH₄⁺ et (e) teneur en NO₃⁻ du sol le long du continuum étudiée à partir de la position de plateau jusqu'à la zone riveraine. Les flèches indiquent les événements de fertilisation. Les barres d'erreur représentent les écarts types.

Les teneurs en NO₃⁻ du sol ont quant à elles varié de 0.9 to 65.9 mg N kg⁻¹ sol (moyenne 10.33 ± 15.6 mg N kg⁻¹ sol) (Figure 2d, Tableau 2). Comme les valeurs en NH₄⁺, les concentrations en NO₃⁻ du sol ont été les plus faibles dans la bande enherbée, de 0.9 à 44.4 mg N kg⁻¹ sol (moyenne 4.1 ± 9.1 mg N kg⁻¹ sol) (Figure 2d). Aux autres positions, les concentrations en NO₃⁻ dans les sols ont varié de 1.0 à 55.9 mg N kg⁻¹ sol sur le plateau (moyenne 10.3 ± 15.0 mg N kg⁻¹ sol), de 1.3 à 65.2 mg N kg⁻¹ sol dans la position de Pente n°1 (moyenne 11. ± 15.7 mg N kg⁻¹ sol), de 1.0 à 56.9 mg N kg⁻¹ sol dans la position de Pente n°2 (moyenne 12.1 ± 16.1 mg N kg⁻¹ sol), avec les plus fortes valeurs, de 1.1 à 65.9 mg N kg⁻¹ sol dans la position de Bas de Pente (moyenne 16.0 ± 20.9 mg N kg⁻¹ sol) (Figure 2d). Les plus fortes concentrations en NO₃⁻ dans le sol sont apparues directement après fertilisation (plus forte concentration 65.9 mg N kg⁻¹ sol en position de Bas de Pente) et ont diminué plus lentement que les concentrations en NH₄⁺. Les écart-types pour les concentrations en NO₃⁻ dans le sol étaient plus importants que ceux en NH₄⁺, cette forme étant plus soluble.

4.2 Emissions de N₂O par les sols

4.2.1 Tendances générales

Les émissions de N₂O ont été les plus importantes en position de Bas de Pente, variant de 0.3 à 105.8 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ (moyenne, 11.0 ± 16.9 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹) et les plus faibles dans la bande enherbée, variant de -0.9 à 8.0 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ (moyenne, 1.3 ± 1.9 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹) (Figure 2b, Tableau 2). Les émissions de N₂O étaient intermédiaires en position de Plateau et de Pente n°1 et 2, montrant une gamme de valeurs allant de 0.1 à 46.6 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ avec des moyennes de 2.9 ± 2.6, 3.0 ± 2.8 and 5.1 ± 7.1 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹, respectivement (Figure 2b, Tableau 2). Durant la période post-fertilisation (avril-mai 2009), les flux de N₂O ont augmenté jusqu'à un maximum de 105.8 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la position de Bas de Pente. Ces flux importants ont eu lieu quand les concentrations en NO₃⁻ (et NH₄⁺) dans le sol étaient importantes, après le premier gros épisode pluvieux suivant la fertilisation. Durant l'automne et l'hiver 2008-2009, des flux négatifs ont été mesurés (de -0.06 à -0.86 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹), indiquant que le sol peut également être un puits de N₂O en réduisant le N₂O atmosphérique.

Durant la période expérimentale (mai 2008 à août 2009), les flux de N₂O ont majoritairement varié suite à l'application de fertilisant (Figure 2b). Les émissions cumulatives de ont été calculées, en supposant un flux constant entre les dates de prélèvement.

Tableau 4. Budget annuel des émissions de N₂O par les sols (standard deviation entre parenthèses) pour les cinq positions étudiées (P: Plateau; P1: Pente n°1; P2: Pente n°2; BP: bas de Pente; BE: Bande Enherbée) et budget post-fertilisation (du 21/04/09 au 21/05/09).

		P	P 1	P 2	BP	BE
Flux N ₂ O annuel	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	1.1 (0.5)	1.1 (0.6)	1.9 (1.2)	4.0 (2.2)	0.5 (0.4)
Flux de N ₂ O post-fertilisation (1 mois)	kg N ha ⁻¹	0.2 (0.04)	0.1 (0.1)	0.8 (0.4)	1.9 (0.7)	0.05 (0.04)
(relatif au flux annuel)	%	22.6%	12.7%	42.2%	48.3%	10.2%

Le budget annuel de N₂O budget a ainsi été estimé à 1.1 ± 0.5 kgN-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ pour la position de Plateau, 1.1 ± 0.6 kgN-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ pour la position de Pente n°1, 1.9 ± 1.2 kgN-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ pour la position de Pente n°2, 4.0 ± 2.2 kgN-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ pour la position de Bas de Pente et 0.5 ± 0.4 kgN-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ pour la bande enherbée (Tableau 4). Les émissions de N₂O ayant lieu durant le mois après fertilisation ont représenté 50% du total annuel des émissions de N₂O pour les positions de Bas de Pente et de Pente n°2, alors qu'elles ne représentaient que 10% pour la bande enherbée non fertilisée, c'est-à-dire environ 1/12 de l'année et ne montraient pas de changement comparé au reste de l'année. Dans les positions de Plateau et de

Pente n°1, ces émissions post-fertilisation durant le même mois ont représenté 23% et 13% du budget annuel respectivement (Figure 2b, Tableau 4).

4.2.2 Emissions de N₂O par les occupations du sol étudiées : parcelles agricoles, bande enherbée, forêt et prairie

Nous avons calculé les valeurs moyennes d'émissions de N₂O pour les différentes occupations du sol (Figure 3). Complémentairement aux mesures pour les parcelles cultivées en blé, orge, avoine et maïs, et pour la bande enherbée adjacente, des mesures ont été réalisées dans une forêt avoisinante (1.1 ha de chêne et hêtre) et dans une prairie du 21 avril au 7 mai 2009 au cours de quatre campagnes de prélèvement (données présentées moyennées).

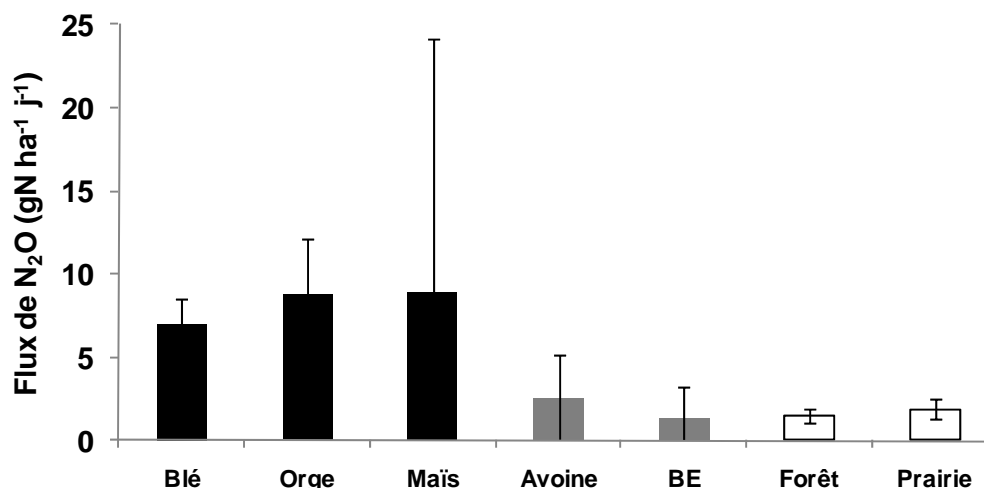


Figure 3. Valeurs moyennes d'émissions de N₂O pour les diverses utilisations du sol, les barres d'erreur représentent les écarts types.

Les émissions dans la forêt ont varié de 1.0 ± 0.2 à 2.0 ± 1.5 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ et de 1.3 ± 0.4 à 2.6 ± 1.5 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la prairie. Les valeurs moyennes d'émissions de N₂O ont été de 1.5 ± 0.4 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la forêt et de 1.9 ± 0.6 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la prairie, relativement faibles comparées aux champs maïs proches des valeurs retrouvées dans la zone enherbée (Figure 3). Bien qu'une plus grande variabilité des mesures soit retrouvée durant la culture de maïs, on ne retrouve pas de différence significative entre les émissions de N₂O mesurées pour le blé, orge et maïs. Les plus faibles émissions de N₂O sont retrouvées pour les cultures non fertilisées d'avoine et pour les sols non cultivés (bande enherbée, forêt, prairie).

4.2.3 Emissions de N₂O liées au cycle gel-dégel

Si les flux de N₂O varient en conséquence des pratiques culturales (application de fertilisant et succession culturale) et en fonction de l'occupation du sol (sols cultivés, bande enherbée, forêt...), les changements climatiques saisonniers peuvent également les influencer.

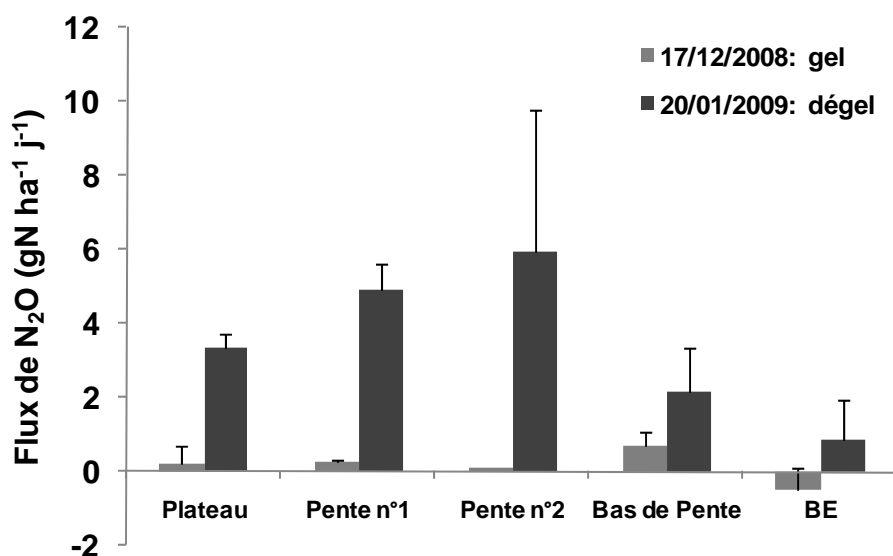


Figure 4. Émissions de N₂O en période de gel (échantillonnage 17/12/2008, barres grises) et de dégel (échantillonnage 20/01/2009, barres noires).

Avant la période de gel, les émissions de N₂O s'étendaient de -0.5 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la bande enherbée à 0.7 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ en position de Bas de Pente avec des valeurs intermédiaires de 0.2 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ sur le Plateau, 0.3 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ en position de Pente n°1 et 0.1 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la position de Pente n°2 position (prélèvement du 17/12/2008, Figure 4). Après 4 semaines de températures négatives (du 12/12/2008 au 12/01/2009, Figure 2a), les flux de N₂O ont augmenté brusquement durant la période de dégel (encart, Figure 2a, prélèvement du 20/01/09, Figure 4), et ont atteint 3.4 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la position de Plateau, 4.9 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la position de Pente n°1, 5.9 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans la position de pente n°2, c'est-à-dire respectivement 16, 19 and 61 fois plus que pendant la période de gel. Les augmentations ont été moindres dans la position de bas de Pente (d'un facteur 3, 2.2 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹) et dans la bande enherbée (d'un facteur 2, 0.8 gN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹, Figure 4). Durant cette période de dégel, les concentrations en nitrate ont augmenté dans chaque position: de 2.4 à 3.5 mgN kg⁻¹ sol sur le Plateau, de 2.0. à 7.1 mgN kg⁻¹ sol en position de Pente n°1, de 1.7 à 3.3 mgN kg⁻¹ sol en position de Pente n°2 position, de 1.9 à 10.0 mgN kg⁻¹ sol en Bas de Pente et de 1.8 à 2.5 mgN kg⁻¹ sol dans la bande enherbée (encart, Figure 2e). An contraire, aucune augmentation significative de NH₄⁺ n'a été observée dans aucune des positions (encart, Figure 2d).

4.2.4 Facteurs influençant les émissions de N₂O

La Figure 5 montre la dépendance des émissions de N₂O au contenu en NO₃⁻ du sol. Deux séries de données peuvent clairement être identifiées, (i) une série correspondant au niveau de fond de teneur en NO₃⁻ dans les sols, moins de 6.5 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ sol, avec aucune tendance claire entre les émissions de N₂O et le contenu en NO₃⁻ du sol, et (ii) une série de données avec une relation linéaire significative entre les émissions de N₂O fluxes et le contenu en NO₃⁻ du sol ($r^2 = 0.41$; $n=27$), ce dernier correspondant aux périodes d'émissions de N₂O associées à la fertilisation ou au dégel. Pourtant dans les deux classes, les émissions de N₂O s'étendent de 0 à 20 g N-N₂O ha⁻¹ j⁻¹.

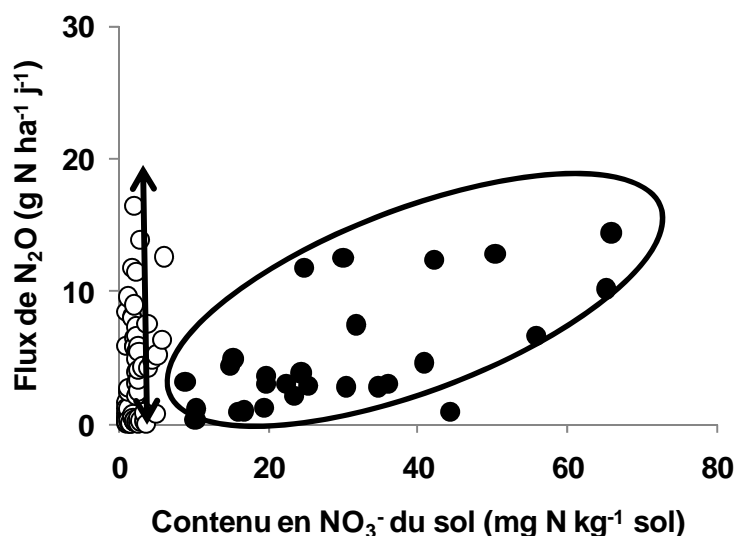


Figure 5. Relation entre les émissions de N₂O et les teneurs en NO₃⁻ du sol. Deux ensembles de données sont identifiés: (i) en ronds blancs NO₃⁻ dans le sol <6.5mg N kg⁻¹ sol et (ii) en ronds noirs supérieur à 6,5 mg N kg⁻¹ eu sol. L'ellipsoïde montre l'orientation de la seconde série de données ($r^2 = 0,41$, $n = 27$) et la flèche indique l'amplitude des variations de flux pour la première série de données.

Aucune relation n'a été trouvée entre les concentrations en NH₄⁺ du sol, le contenu en carbone organique du sol et les émissions de N₂O. L'influence du WFPS sur les émissions de N₂O a également été explorée et a clairement mis en évidence que les flux les plus importants de N₂O dominent entre 50% et 70% WFPS, avec une grande variabilité. Les résultats démontrent un maximum d'émissions de N₂O près de 60% WFPS (Figure 6).

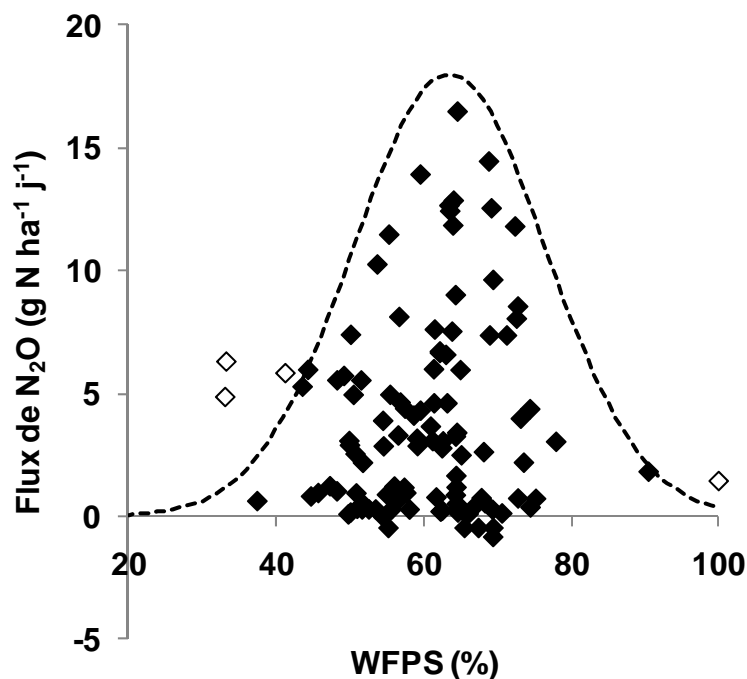


Figure 6. Relations entre les flux de N₂O et le WFPS du sol pour tous les points d'échantillonnage. La ligne en pointillés est une courbe Gaussienne indiquant l'enveloppe des flux de N₂O répartis selon le WFPS.

Concernant le rôle joué par la position dans le paysage durant la période d'étude, les émissions cumulatives de N₂O (Tableau 4) en position de bas de Pente s'élèvent à quatre fois celles retrouvées sur le Plateau ou en position de pente n°1 et sont deux fois supérieures à celles retrouvées en position de Pente n°2. Aucune différence significative n'a été trouvée entre les émissions de N₂O des points de pente et plateau ($P < 0.1$; test de Mann-Whitney), mais les émissions dans la position de Bas de Pente ont été statistiquement différentes et supérieures à celles retrouvées sur le Plateau ou en position de Pente n°1 et 2 ($P < 0.1$). En considérant à part la bande enherbée, qui n'est jamais cultivée et fertilisée, les augmentations des émissions de N₂O le long de la pente sont parallèles au WFPS, qui tend à être supérieur dans les positions de bas de pente (Figure 7).

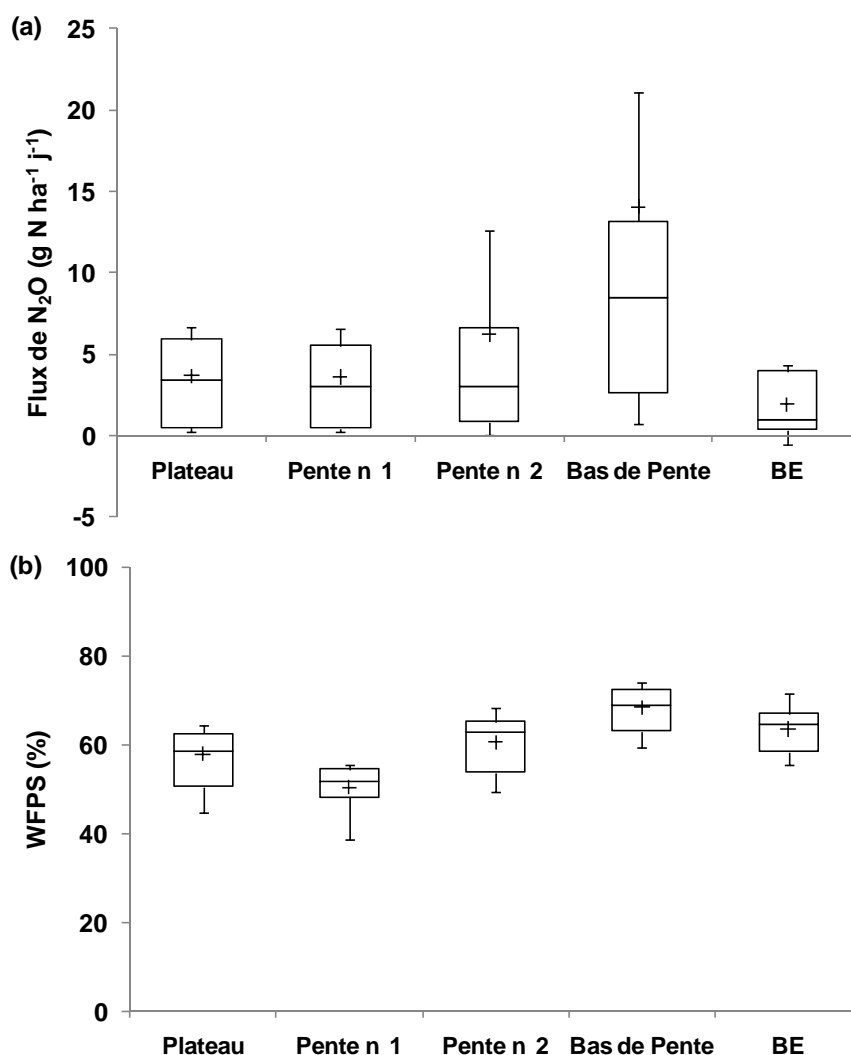


Figure 7. Distribution (box plots avec 10th, 25th, médiane, 75th, 90th percentile; les croix représentant la moyenne) des flux de N₂O (a) et du WFPS (b) le long de la pente.

Dans l'ensemble, les émissions de N₂O mesurées ont été plus fortement reliées à la position dans la pente, via le WFPS qu'aux facteurs classiquement connus gouvernant les processus microbiologiques responsables des émissions de N₂O.

5 Discussion

5.1 Variabilité des résultats

Au long de la période d'échantillonnage, de larges variations des flux de N₂O ont été observées. Chaque point de prélèvement représente cinq chambres d'accumulation, séparées les unes des autres de plus de 20 cm et couvrant une surface totale de 1.25 m² (5 × 0.25 m²). A l'intérieur de chaque position, le coefficient de variation (CV) entre les cinq chambres était compris entre 10 et 336% (les plus fortes valeurs étant retrouvées durant le mois post-fertilisation) tous points confondus. Au long de la période d'étude, le CV médian par point de prélèvement s'échelonne de 40 à 47%.

La méthode de prélèvement peut aussi conduire à des incertitudes dans les mesures des flux de N₂O. L'utilisation des chambres d'accumulation, c'est-à-dire un prélèvement non-continu, peut conduire à manquer certains pics d'émission et donc sous-estimer les émissions cumulées, alors que la fréquence de prélèvement peut revêtir moins d'importance quand ces pics d'émissions suite à la fertilisation par exemple sont moins importants ou absents. Une étude récente de Parkin (2008) a montré que les estimations de N₂O basées sur la méthode des chambres étaient de l'ordre de ±10% de la valeur attendue avec une intensité de prélèvement élevée, c'est-à-dire tous les 3 jours. Un prélèvement tous les 14 jours entraînait lui une estimation des flux de -43 à 60% de la « vraie » valeur. Une étude précédente de Smith & Dobbie (2001) conduite à l'aide de chambres automatiques mesurant les flux à 8 heures d'intervalle sur deux sites en 1997 et 1998 a rapporté des déviations inférieures à 14% en moyenne avec un prélèvement tous les 7 jours et de l'ordre de -66 à +58% avec des intervalles de 14 jours. La nature épisodique des flux de N₂O peut également être une source de variabilité (Carran et al., 1995; Lemke et al., 1998), de même que la valeur mesurée peut dépendre de l'heure de prélèvement (Smith et al., 2003). En plus des facteurs environnementaux tels que l'humidité et la température du sol, aussi bien que les conditions climatiques, particulièrement les événements pluvieux, à l'échelle saisonnière, les flux de N₂O sont également fortement reliés à la fertilisation (Zheng et al., 2000; Flechard et al., 2007; Jantalia et al., 2008; Scheer et al., 2007).

Concernant l'hétérogénéité spatiale, comparé aux résultats obtenus ici, d'autres chercheurs ont mentionnés des variations spatiales deux fois plus importantes (Mahmood et al., 1998; Teira-Esmatges et al., 1998). Ainsi, ces larges variations intra-et inter-échantillonnages peuvent également s'expliquer par l'hétérogénéité des sols et les processus biologiques responsables des émissions de N₂O. Clayton et al. (1994) ont noté que les émissions de N₂O provenant de dénitrification ont tendance à être plus variables dans l'espace que ceux résultant du processus aérobie de nitrification. Plus précisément, cette variabilité spatiale de la dénitrification peut être attribuée à des « hot-spots » localisés, avec des concentrations élevées en matière organique et des teneurs du sol en NO₃⁻ importantes. Comme l'ont observé Christensen & Tiedje (1988), la formation de ces « hot-spots » est régie par la création de conditions anaérobies en raison (i) de l'accélération de la respiration suite à l'introduction d'une source de matière organique biodégradable pour la population microbienne du sol ou (ii) une diminution de la diffusion de gaz due à la saturation de la porosité du sol après une pluie, par exemple. Ce second événement est appuyé par van den Heuvel et al. (2009), qui ont constaté que les perturbations du sol augmentent les émissions de N₂O, éventuellement par des changements dans la diffusion des gaz.

Globalement, dans notre étude, avec un coefficient de variation médian d'environ 40% dans les sets de chambres et des intervalles d'échantillonnage de 2 jours au cours de la période post-fertilisation (qui est l'événement le plus important en termes de quantités de N₂O émis), les flux de N₂O peuvent être estimés à ±40% de leur valeur "réelle".

5.2 Amplitude des émissions de N₂O

Le flux annuel moyen pour l'ensemble des parcelles cultivées (Plateau, Pente n°1 et 2 et Bas de Pente), soit, 2,0 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ peut être comparé avec le flux annuel estimé pour les terres cultivées de ≈ 2 kg N ha⁻¹ N₂O ha⁻¹ an⁻¹, compilé par Garnier et al. (2009) et basé sur des valeurs d'émissions de N₂O retrouvées dans la littérature pour un climat et des cultures comparables en Europe. Ces valeurs sont supérieures à celles trouvées par Lehuger et al. (2007) sur des rotations blé-maïs-orge-moutarde (0,7 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹) ou des

rotations colza-blé-orge (0,10 et 0,12 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹) dans un climat semblable à celui du bassin parisien (France). Dans l'est de la France, Henault et al. (1998) ont trouvé des émissions de N₂O de 1,0 à 23,6 kgN-N₂O ha⁻¹ j⁻¹ dans une culture de colza. Cependant, nos flux sont inférieurs à ceux trouvés par Petersen et al. (2006) pour une rotation conventionnelle dans le sud de la Finlande, l'ouest du Danemark, le sud-ouest de l'Angleterre, le centre de l'Autriche et le nord de l'Italie (2,0-7,5 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹) et par Ball et al. (2002) au Royaume-Uni / Ecosse sur des rotations de 6 ans (2,9 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹). Ces résultats montrent la grande variabilité des émissions de N₂O et de la complexité des facteurs de contrôle, qui doivent être soigneusement étudiés.

5.3 Facteurs clés influençant les émissions de N₂O

La relation entre les émissions de N₂O et le contenu en NO₃⁻ dans le sol a déjà été établie par de nombreuses études (Henault et al., 1998; Luo et al., 1999; Schipper et al., 1993; Zhu et al., 2003). L'IPCC (2007) considère que la majeure partie des émissions de N₂O d'origine anthropique est liée aux activités agricoles et représente en moyenne 1% (0,3-3%) de la teneur en azote total appliquée en engrais organiques et minéraux. Il est intéressant de noter que les trois-quarts des émissions annuelles de N₂O ont été émises au cours de la période post-fertilisation de avril-mai 2009, ce qui représente seulement un quart de l'année. Vu la quantité de 185 kg N ha⁻¹ appliquée en 2009, le N₂O émis, de 1,1 à 4,0 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ (voir Tableau 4; avec une moyenne de 2,0 kg N-N₂O-ha⁻¹ an⁻¹), est bien dans la gamme donnée par l'IPCC (en moyenne, 1,1%; de 0,6 à 2,2% du N appliqué en fonction de la position sur la pente).

Pour les eaux douces, (Seitzinger & Kroeze, 1998) ont émis l'hypothèse d'une relation directe entre l'entrée de l'apport de DIN (azote inorganique dissous) dans les rivières et la production de N₂O gazeux. Cependant, nous montrons ici que cette relation n'est pas aussi simple. Les émissions de N₂O et le contenu en NO₃⁻ du sol semblent être significativement corrélés dans la plus gamme supérieure de NO₃⁻ du sol, mais aucune relation avec la gamme inférieure de NO₃⁻ n'a été trouvée. D'autres facteurs sont connus pour contrôler les émissions de N₂O, tels que le carbone et l'oxygène (Firestone & Davidson, 1989), mais nous n'avons pas ici pu mettre en évidence une relation entre les émissions de N₂O et de la teneur en carbone du sol (données non présentées); cependant, les niveaux de WFPS rencontrés ici, dans la gamme de 45-75%, exprimant indirectement une faible tension d'oxygène dans le sol, ont révélé être associés aux émissions de N₂O les plus élevées (voir Figure 6), près des conditions d'anoxie favorables à une dénitrification incomplète. Ces flux importants de N₂O survenant à des valeurs de WFPS supérieures à 60% (voir Figure 6) sont en accord avec le modèle établi par Davidson (1991), qui propose également un maximum d'émissions de N₂O à 60% WFPS, tout comme Davidson & Schimel (1995). A ce taux d'humidité, la nitrification et la dénitrification contribueraient à peu près à part égale à la production de N₂O Davidson (1991). Dans la présente étude, les plus hauts taux de production de N₂O, trouvés entre 50 et 70% WFPS, pourraient résulter de conditions favorables à la fois pour la nitrification et la dénitrification et coïncidant avec une haute disponibilité en azote (NO₃⁻ et NH₄⁺) en raison de la fertilisation ou du dégel. En dessous de 50% WFPS, les faibles flux de N₂O, malgré de fortes concentrations en NO₃⁻ dans le sol, sont plus souvent dus à la nitrification alors qu'au-delà de 70% WFPS, lorsque les émissions de N₂O des sols sont faibles, elles découlent d'une dénitrification plus complète avec une production N₂. Lemke et al. (1998), dans des sites agricoles en Alberta, et Hergoualc'h et al. (2008) dans des plantations de café au Costa Rica, ont trouvé le même niveau critique de 60% WFPS. Toutefois, d'autres études, tant dans les régions tropicales (Veldkamp et al., 1998) et dans un climat tempéré (Dobbie et al., 1999) ont rapporté une valeur de 80-85% WFPS pour des émissions maximales de N₂O. Il est à noter que le niveau plus faible de production de N₂O à des valeurs supérieures de WFPS fait suite à la consommation de N₂O et la production de N₂ ultérieure, ce qui signifie que l'accumulation de N₂O dans les sols peut être temporaire. Des flux maximums pour un WFPS de 75-85% ont également été signalés à travers l'Europe pour les différents écosystèmes (Mogge et al., 1998; Ruser et al., 1998).

Au cours de cette étude, les plus fortes émissions de N₂O ont généralement été observées dans la position de bas de pente où les teneurs en NO₃⁻ (fertilisation) et des WFPS optimaux sont plus souvent rencontrés par rapport aux positions de plateau ou de pente (figure 7). Nos résultats confirment les études précédentes qui ont également démontré que l'humidité des sols (exprimé en WFPS) a été le facteur dominant des taux d'émissions de N₂O dans un paysage donné (Pennock & Corre, 2001; Pennock et al., 1992; van Kessel et al., 1993; Corre et al., 1996; Izaurralde et al., 2004). Le WFPS est donc un bon indicateur de l'apparition de

conditions sub-aérobiques dénitrifiantes, à l'origine des émissions de N₂O. L'effet de la distribution de l'eau dans le paysage étudié est clairement montré dans la figure 7, avec les plus forts WFPS dans la position de bas de pente parallèles aux flux de N₂O les plus élevés.

Les cycles de gel-dégel sont connus pour avoir une grande influence sur les émissions de N₂O et peuvent l'emporter sur la classique relation à la température dans les régions touchées par une succession de cycles de gel-dégel. Par exemple, Röver et al. (1998) suggèrent que 70% du N₂O peut être émis au cours de l'hiver par les événements de gel-dégel. Cela est probablement dû également à l'augmentation de la dénitrification dans la couche supérieure des sols induite par la disponibilité accrue de matières organiques libérée lors de la fonte du sol gelé, à l'excès d'eau à la surface pendant la période de dégel, ainsi que par la libération de N₂O piégé par le sol gelé. Les micro-organismes, qui ont été inactifs pendant la période de gel, pourraient redémarrer leur activité de dégradation avec l'augmentation de température après la période de froid (Groffman et al., 2006; Müller et al., 2002; Papen & Butterbach-Bahl, 1999; Röver et al., 1998; Skogland et al., 1988). En outre, les cycles de gel-dégel peuvent provoquer une diminution transitoire de l'activité relative de l'enzyme NOS et donc augmenter le ratio (N₂O: (N₂ + N₂O)), comme cela a été démontré pour les basses températures (Holtan-Hartwig et al., 2002a; Holtan-Hartwig et al., 2002b).

5.4 Importance de la position dans le paysage

Le paysage peut être défini comme une mosaïque spatialement hétérogène (Forman & Godron, 1981) et l'étude des interrelations entre les processus écologiques et anthropiques parmi les configurations spatiales a stimulé un grand intérêt (Burel & Baudry, 1999; Cellier et al., 2009). Les changements dans la production et les pratiques agricoles ont considérablement affecté le bassin de l'Orgeval (GIS Oracle, <https://gisoracle.cemagref.fr/>), qui a été considérablement drainé depuis le milieu du siècle dernier et est aujourd'hui consacré à la culture intensive avec un haut niveau de fertilisation, bien que les zones boisées limitées aient été maintenues. Les transformations de l'azote dans de tels petits bassins sont typiquement un problème environnemental majeur qui peut être examiné avec la notion d'écologie du paysage (Cellier et al., 2009).

Le travail effectué sur le versant, du plateau vers la zone enherbée, incluant deux positions de pente successives et une zone de bas de pente, a montré que les émissions de N₂O sont essentiellement liés (i) au taux de fertilisation, qui détermine la teneur en NO₃⁻ dans les sols et (ii) à l'interaction entre le drainage du sol et l'aquifère, déterminant le WFPS, donc le taux d'oxygène du sol, un facteur majeur de la nitrification (processus microbien oxydant) et de la dénitrification (processus anoxydant), les deux processus entraînant des émissions de N₂O dans des conditions sub-optimales d'oxygénation (Cébron et al., 2005; Tallec et al., 2006a; Tallec et al., 2006b). Bien que nous nous attendions à une production maximale de N₂O dans la bande enherbée, les émissions les plus élevées ont été observées en bas de pente. En fait, la zone tampon riveraine considérée ici, de 5 m de large le long de la rivière qui n'a pas été cultivée et fertilisée depuis 2004, est une zone artificielle exigée aux agriculteurs français par la directive 92/43/CEE. Cette zone de protection, plutôt qu'un filtre biologique réel, est plutôt conçue comme une barrière physique i) contre la pollution agricole des sols cultivés, en particulier par les nitrates et les pesticides qui ne peuvent ainsi plus directement atteindre la rivière au cours des épandages et ii) contre l'érosion de particules en suspension qui peuvent ainsi être interceptées, la qualité de l'eau étant ainsi préservée. Nos résultats suggèrent que la zone tampon riveraine considérée, même si on pouvait s'attendre à un rôle de dénitrification, n'est pas une source majeure d'émissions de N₂O par rapport aux émissions par les cultures, en particulier dans la position de bas de pente, où les flux de N₂O sont huit fois plus élevés que dans cette zone (Tableau 4). Dans notre cas, les zones humides (généralement situées au bord d'une rivière) ne se situent pas au bord de la rivière (bandes ripariennes), mais occupent plutôt les positions de bas de pente, qui présentent les WFPS les plus élevés, la plus forte disponibilité en azote, et les plus forts taux d'émissions de N₂O par rapport à toutes les autres positions du paysage. Les valeurs faibles émissions de N₂O provenant de la zone riveraine sont en fait en accord avec des études précédentes. Weller et al. (1994) ont estimé à 0,35 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ et 0,04 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ les pertes annuelles par émissions par les sols et lessivage des eaux souterraines dans les zones tampons riveraines, ce qui est relativement faible. De même, Dhondt et al. (2004) ont mesuré des émissions réduites de N₂O de -0,6 à 2,5 mg N-N₂O m⁻² j⁻¹ dans trois zones riveraines. En fait, cette zone riveraine peut être active pour éliminer l'azote par dénitrification avec des émissions de N₂O limitées, si les conditions

optimales sont réunies. Toutefois, comme Walker et al. (2002) ont trouvé des émissions de N₂O de l'ordre de 24,2 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ dans une zone riveraine et Hefting et al. (2003) ont obtenu 2-4 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹ dans une zone tampon en prairie, nous pouvons conclure que les émissions d'oxyde nitreux dans ces zones seraient très spécifiques du site étudié et varient d'un site à l'autre en fonction de leurs caractéristiques (taille des particules, hydrologie, type de sol, apports d'azote, etc.). Dans notre étude, les émissions de N₂O provenant de la bande enherbée riveraine ont été inférieures aux émissions de N₂O provenant des champs cultivés voisins, et, bien que non négligeables, elles peuvent être comparées aux émissions provenant des prairies et des forêts.

Afin de mieux comprendre le rôle des processus hydrologiques sur les fonctions écologiques de ces bandes, par exemple, en terme de dénitrification, sans produire simultanément du N₂O comme produits intermédiaires, des études supplémentaires sont nécessaires, en particulier sur le développement de la modélisation à l'interface eau / sol.

6 Conclusion

Dans le bassin de l'Orgeval, nous avons montré comment la position dans le paysage affecte les émissions cumulatives de N₂O. Le WFPS et les concentrations en NO₃⁻ dans le sol peuvent expliquer la plus grande part de la variabilité des flux de N₂O au cours de la période d'échantillonnage. Tout au long de l'année, la plupart du N₂O a été émis après l'application de fertilisation azotée pendant une période relativement courte d'une durée de 1 mois. La période de dégel semble être une période importante des émissions de N₂O et il serait opportun de mieux cerner ces événements lors de futures études. Globalement, si les émissions de N₂O annuelles sont de l'ordre de grandeur donné par l'IPCC, avec des pertes de N₂O de l'ordre de 0,57 à 2,16% de l'azote appliqué, cette étude a permis de renseigner les émissions de N₂O dans le bassin de la Seine, et de mieux comprendre l'éventail des variations, avec des pertes de N₂O fortement influencées par la situation dans la pente et du contenu en eau du sol, plus que les facteurs classiques de régulation environnementale des processus biologiques.

7 Remerciements

Cette étude a été entreprise dans le cadre du programme PIREN-Seine (Programme Interdisciplinaire de Recherche en Environnement) initié par le Centre National Français de la Recherche Scientifique (CNRS) et la FIRE (Fédération Ile de France de Recherche en Environnement), avec l'aide conjointe du CNRS et de l'UPMC. François Gilloots est sincèrement remercié pour nous avoir permis de mener cette recherche dans ses champs et pour sa volonté de contribuer au savoir scientifique. Nous remercions également Anun Martinez, Jennifer Martin, Jaufrey Chollet, Céline Decuq et Brigitte Durand, en particulier pour l'aide au laboratoire et/ou l'assistance sur le terrain.

8 Références

- Ball, B. C., Horgan, G. W., Clayton, H., & Parker, J. P., 1997. Spatial variability of nitrous oxide fluxes and controlling soil and topographic properties. *Journal of Environmental Quality* 26, 1399.
- Ball, B. C., McTaggart, I. P., & Watson, C. A., 2002. Influence of organic ley-arable management and afforestation in sandy loam to clay loam soils on fluxes of N₂O and CH₄ in Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90, 305–317.
- Blake, G. R., & Hartge, K. H., 1986. Bulk density. *Agronomy (USA)*.
- Bouwman, A. F., 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. *Soils and the greenhouse effect* 612127.
- Bremner, J. M., 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 7–16.
- Burel, F., & Baudry, J., 1999. *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Tec & Doc.
- Carran, R. A., Theobald, P. W., & Evans, J. P., 1995. Emission of nitrous oxide from some grazed pasture soils in New Zealand. *Australian Journal of Soil Research* 33, 341–352.

- Castali, S., & Smith, K., 1998. The effect of different N substrates on biological N₂O production from forest and agricultural light textured soils. *Plant and Soil* 199, 229-238.
- Cébron, A., Garnier, J., & Billen, G., 2005. Nitrous oxide production and nitrification kinetics by bacteria communities naturally present in river water (the lower Seine, France). *Aquat. Microb. Ecol* 41, 25-38.
- Cellier, P., Bleeker, A., Breuer, L., Dalgaard, T., Dragosits, U., Drouet, J., Durand, P., Hutchings, N., Kros, H., Loubet, B., Oenema, O., Olesen, J., Mérot, P., Theobald, M., Viaud, V., et al., 2009. ENA European Nitrogen Assessment. Chapter 11: Dispersion and fate of nitrogen in rural landscapes.
- Christensen, S., & Tiedje, J. M., 1988. Denitrification in the field, analysis of spatial and temporal variability. *Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils*, 295-301.
- Clayton, H., Arah, J. R. M., & Smith, K. A., 1994. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 99.
- Corre, M. D., van Kessel, C., & Pennock, D. J., 1996. Landscape and Seasonal Patterns of Nitrous Oxide Emissions in a Semiarid Region. *Soil Sci Soc Am J* 60, 1806-1815.
- Davidson, E. A., & Schimel, J. P., 1995. Microbial processes of production and consumption of nitric oxide, nitrous oxide and methane. *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*, 327-357.
- Davidson, E., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides and halomethanes*, 219-235.
- Derwent, R. G., 1999. Reactive Hydrocarbons and photochemical air pollution. *Reactive Hydrocarbons in the atmosphere*.
- Dhondt, K., Boeckx, P., Hofman, G., & Van Cleemput, O., 2004. Temporal and spatial patterns of denitrification enzyme activity and nitrous oxide fluxes in three adjacent vegetated riparian buffer zones. *Biology and Fertility of Soils* 40, 243-251.
- Dobbie, K. E., McTaggart, I. P., & Smith, K. A., 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 104.
- Firestone, M., & Davidson, E., 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. *Exchange of Trace Gases between terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, 7-21.
- Flechard, C. R., Ambus, P., Skiba, U., Rees, R. M., Hensen, A., Van Amstel, A., Dasselaar, A. P., Soussana, J. F., Jones, M., Clifton-Brown, J., & others, 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 135-152.
- Forman, R., & Godron, M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31, 733-740.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D. C., Myhre, G., & others, 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. *Climate change* 20.
- Garnier, J., Billen, G., Vilain, G., Martinez, A., Silvestre, M., Mounier, E., & Toche, F., 2009. Nitrous oxide (N₂O) in the Seine river and basin: Observations and budgets. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 223-233.
- Granli, T., & Bockman, O. C., 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences (Norway)*.
- Groffman, P., Hardy, J., Driscoll, C., & Fahey, T., 2006. Snow depth, soil freezing, and fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in a northern hardwood forest. *Global Change Biology* 12, 1748-1760.

- Hefting, M. M., Bobbink, R., & de Caluwe, H., 2003. Nitrous Oxide Emission and Denitrification in Chronically Nitrate-Loaded Riparian Buffer Zones. *J Environ Qual* 32, 1194-1203.
- Henault, C., Devis, X., Page, S., Justes, E., Reau, R., & Germon, J. C., 1998. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biology and Fertility of Soils* 26, 199-207.
- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J. M., & Hénault, C., 2008. Fluxes of greenhouse gases from Andosols under coffee in monoculture or shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. *Biogeochemistry* 89, 329–345.
- van den Heuvel, R., Hefting, M., Tan, N., Jetten, M., & Verhoeven, J., 2009. N₂O emission hotspots at different spatial scales and governing factors for small scale hotspots. *Science of The Total Environment* 407, 2325-2332.
- Holtan-Hartwig, L., Bechmann, M., Risnes Hoyaas, T., Linjordet, R., & Reier Bakken, L., 2002a. Heavy metals tolerance of soil denitrifying communities: N₂O dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1181–1190.
- Holtan-Hartwig, L., Dörsch, P., & Bakken, L. R., 2002b. Low temperature control of soil denitrifying communities: kinetics of N₂O production and reduction. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1797–1806.
- Hutchinson, G. L., & Livingston, G. P., 1993. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. ASA special publication (USA).
- Ineson, P., Coward, P., & Hartwig, U., 1998. Soil gas fluxes of N₂O, CH₄ and CO₂ beneath *Lolium perenne* under elevated CO₂: The Swiss free air carbon dioxide enrichment experiment. *Plant and Soil* 198, 89-95.
- IPCC, 2007. Climate change 2007: the physical science basis. Summary for Policy Makers, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2006. In: Eggleston, H.A., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan.
- 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.
- Jantalia, C. P., dos Santos, H. P., Urquiaga, S., Boddey, R. M., & Alves, B. J., 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the south of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82, 161–173.
- Jones, M. N., 1984. Nitrate reduction by shaking with cadmium: alternative to cadmium columns. *Water research(Oxford)* 18, 643–646.
- Kaiser, E. A., Kohrs, K., Kücke, M., Schnug, E., Heinemeyer, O., & Munch, J. C., 1998. Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1553–1563.
- van Kessel, C., Pennock, D. J., & Farrell, R. E., 1993. Seasonal Variations in Denitrification and Nitrous Oxide Evolution at the Landscape Scale. *Soil Sci Soc Am J* 57, 988-995.
- Lehuger, S., Gabrielle, B., Larmanou, E., Laville, P., Cellier, P., & Loubet, B., 2007. Predicting the global warming potential of agro-ecosystems. *Biogeosciences Discussions* 4, 1059–1092.
- Lemke, R. L., Izaurrealde, R. C., & Nyborg, M., 1998. Seasonal distribution of nitrous oxide emissions from soils in the Parkland region. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1320.

- Livingston, G. P., & Hutchinson, G. L., 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*, 14–51.
- Luo, J., Tillman, R. W., & Ball, P. R., 1999. Factors regulating denitrification in a soil under pasture. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 913–927.
- MacKenzie, A. F., Fan, M. X., & Cadrin, F., 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality* 27, 698.
- Mahmood, T., Ali, R., Malik, K. A., & Shamsi, S. R. A., 1998. Nitrous oxide emissions from an irrigated sandy-clay loam cropped to maize and wheat. *Biology and Fertility of Soils* 27, 189–196.
- Meijide, A., Garcia-Torres, L., Arce, A., & Vallejo, A., 2009. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Mogge, B., Kaiser, E. A., & Munch, J. C., 1998. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from forest soils in the Bornhöved Lake region (Northern Germany). *Soil Biology and Biochemistry* 30, 703–710.
- Müller, C., Martin, M., Stevens, R. J., Laughlin, R. J., Kammann, C., Ottow, J. C. G., & Jäger, H. J., 2002. Processes leading to N₂O emissions in grassland soil during freezing and thawing. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1325–1331.
- Papen, H., & Butterbach-Bahl, K., 1999. A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany 1. N₂O emissions. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 104.
- Parkin, T. B., 2008. Effect of sampling frequency on estimates of cumulative nitrous oxide emissions. *Journal of Environmental Quality* 37, 1390.
- Pennock, D. J., van Kessel, C., Farrell, R. E., & Sutherland, R. A., 1992. Landscape-Scale Variations in Denitrification. *Soil Sci Soc Am J* 56, 770–776.
- Pennock, D. J., & Corre, M. D., 2001. Development and application of landform segmentation procedures. *Soil and Tillage Research* 58, 151–162.
- Pennock, D., Zebarth, B., & De Jong, E., 1987. Landform classification and soil distribution in hummocky terrain, Saskatchewan, Canada. *Geoderma* 40, 297–315.
- Petersen, S. O., Regina, K., Pöllinger, A., Rigler, E., Valli, L., Yamulki, S., Esala, M., Fabbri, C., Syväsalo, E., & Vinther, F. P., 2006. Nitrous oxide emissions from organic and conventional crop rotations in five European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 200–206.
- Röver, M., Heinemeyer, O., & Kaiser, E. A., 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1859–1865.
- Ruser, R., Schilling, R., Steindl, H., Flessa, H., & Beese, F., 1998. Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1587.
- Scheer, C., Wassmann, R., Kienzler, K., Ibragimov, N., & Eschanov, R., 2007. Nitrous oxide emissions from fertilized, irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) in the Aral Sea Basin, Uzbekistan: Influence of nitrogen applications and irrigation practices. *Soil Biology and Biochemistry*.
- Schindlbacher, A., Zechmeister-Boltenstern, S., & Butterbach-Bahl, K., 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 109, D17302.
- Schipper, L., Cooper, A., Harfoot, C., & Dyck, W., 1993. Regulators of denitrification in an organic riparian soil. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 925–933.

- Seitzinger, S. P., & Kroeze, C., 1998. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 12.
- Seneviratne, G., & Van Holm, L. H. J., 1998. CO₂, CH₄ and N₂O emissions from a wetted tropical upland soil following surface mulch application. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1619–1622.
- Skiba, U., & Smith, K. A., 2000. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere - Global Change Science* 2, 379–386.
- Skogland, T., Lomeland, S., & Goksoyr, J., 1988. Respiratory burst after freezing and thawing of soil: experiments with soil bacteria. *Soil Biology and Biochemistry* 20, 851–856.
- Slawyk, G., & MacIsaac, J. J., 1972. Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. *Deep-Sea Res* 19, 521–524.
- Smith, K. A., & Dobbie, K. E., 2001. The impact of sampling frequency and sampling times on chamber-based measurements of N₂O emissions from fertilized soils. *Global Change Biology* 7, 933–945.
- Smith, K. A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K. E., Massheder, J., & Rey, A., 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54, 779–791.
- Tallec, G., Garnier, J., Billen, G., & Gousailles, M., 2006. Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: Effect of oxygenation level. *Water Research* 40, 2972–2980.
- Tallec, G., Garnier, J., & Gousailles, M., 2006. Nitrogen removal in a wastewater treatment plant through biofilters: nitrous oxide emissions during nitrification and denitrification. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 29, 323–333.
- Teira-Esmatges, M. R., Van Cleemput, O., & Porta-Casanellas, J., 1998. Fluxes of nitrous oxide and molecular nitrogen from irrigated soils of Catalonia (Spain). *Journal of Environmental Quality* 27, 687.
- Veldkamp, E., Keller, M., & Nunez, M., 1998. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles* 12, 71–79.
- Walker, J. T., Geron, C. D., Vose, J. M., & Swank, W. T., 2002. Nitrogen trace gas emissions from a riparian ecosystem in southern Appalachia. *Chemosphere* 49, 1389–1398.
- Weller, D. E., Correll, D. L., & Jordan, T. E., 1994. Denitrification in riparian forests receiving agricultural discharges.
- Zheng, X., Wang, M., Wang, Y., Shen, R., Gou, J., Li, J., Jin, J., & Li, L., 2000. Impacts of soil moisture on nitrous oxide emission from croplands: a case study on the rice-based agro-ecosystem in Southeast China. *Chemosphere-Global Change Science* 2, 207–224.
- Zhu, J. G., Liu, G., Han, Y., Zhang, Y. L., & Xing, G. X., 2003. Nitrate distribution and denitrification in the saturated zone of paddy field under rice/wheat rotation. *Chemosphere* 50, 725–732.