

Emissions de méthane (CH₄) et d'oxydes d'azote (N₂O et NO_x) par les sols cultivés

Aspects généraux et effet du non travail du sol

B. Nicolardot⁽¹⁾ et J.-C. Germon⁽²⁾

- 1) ENESAD UMR 1210 INRA-ENESAD-Université de Bourgogne «Biologie et Gestion des Adventices», 26, Boulevard Docteur Petitjean, BP 87999, 21079 Dijon Cedex
- 2) INRA, UMR 1229 INRA-Université de Bourgogne Microbiologie du Sol et de l'Environnement, 17, rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon Cedex

RÉSUMÉ

L'objectif de ce travail bibliographique est de faire le point sur l'effet du non travail du sol sur les émissions de méthane (CH₄) et d'oxydes d'azote (N₂O et NO_x) à partir des sols cultivés. Après avoir mentionné les contributions respectives au réchauffement climatique planétaire des principaux gaz à effet de serre (GES) nous rappelons les mécanismes de production et de régulation des émissions de méthane et d'oxydes d'azote à partir du sol. Concernant le méthane, les sols de systèmes cultivés des pays tempérés présentent généralement des flux négatifs, correspondant à une oxydation du méthane par le sol. Il y a peu ou pas de différence d'oxydation entre système labouré et semis direct ou travail superficiel. Les données bibliographiques récentes montrent que les sols en semis direct absorbent en moyenne 0,4 kg C-CH₄ ha⁻¹ an⁻¹ de plus que les sols labourés. En ce qui concerne N₂O, les pertes gazeuses sous cette forme s'avèrent extrêmement variables, les flux annuels variant généralement de quelques kg à une dizaine de kg N ha⁻¹ an⁻¹, rarement davantage sauf en situations particulières. La majorité des références montrent que les émissions de N₂O sont plus importantes pour des systèmes en travail du sol réduit ou en semis direct par rapport aux systèmes avec labour. Cette augmentation moyenne est de l'ordre du kg N ha⁻¹ an⁻¹, voire de quelques kg N ha⁻¹ an⁻¹; elle est la conséquence de la modification des propriétés physiques du sol, notamment au niveau de l'augmentation de sa masse volumique et de la diminution de sa porosité, qui ont une incidence directe sur les transferts de gaz et de solutés dans le sol et l'apparition de conditions anoxiques favorables à la dénitrification. Les études mettent également en évidence que cette différence d'émission entre semis direct et labour pourrait dépendre de l'antériorité de la différenciation entre labour et non-labour et s'atténuer avec l'allongement de cette durée de différenciation. Enfin, concernant les émissions de monoxyde d'azote (NO) par les sols conduits en semis direct ou en labour, quelques études rapportent des différences entre les deux modalités de travail du sol généralement faibles, avec une tendance pour des émissions plus importantes pour les systèmes conduits en labour. En prenant en compte toutes ces émissions, il apparaît que, pour certaines situations, les émissions de GES peuvent contrebalancer l'effet bénéfique du stockage de

carbone supplémentaire induit par le passage au semis direct. En définitive, il est important de continuer à établir expérimentalement des bilans de GES à la fois sur le court et le long terme pour concevoir et paramétrer des outils de simulation qui seront utilisés pour estimer les émissions de GES à l'échelle de grands territoires ou pour générer des scénarios de réduction de ces émissions.

Mots clés

Sol cultivé, travail du sol, technique de culture sans labour, gaz à effet de serre, protoxyde d'azote, oxyde d'azote, méthane

SUMMARY

METHANE (CH₄) AND NITROGEN OXIDES (N₂O AND NO_x) EMISSIONS FROM SOILS:

General aspects and no tillage effects

The objective of this review is to synthesize published pieces of work on the effect of no tillage on methane (CH₄) and nitrogen oxides (N₂O and NO_x) emissions from cultivated soils. After defining the respective contributions of the different greenhouse gases (GHG) to the planetary climate warming, production and regulation mechanisms of methane and nitrogen oxides emitted from soil are recalled. Concerning methane emissions, soils of cropping systems in temperate countries generally present negative fluxes, corresponding to methane oxidation by soil. There are less or not differences of oxidation between ploughed soils and no till or reduced tillage. Recent published data show that no till soils uptake on average 0,4 kg C-CH₄ ha⁻¹ yr⁻¹ more than ploughed soils. Gaseous losses in form of N₂O are extremely variable, annual fluxes generally varying between a few kg to a ten kg N ha⁻¹ yr⁻¹, rarely more, except for particular situations. Most of references show that N₂O emissions are more important for reduced tillage or no till by comparison to conventional tillage. Depending of authors, the mean increase is about a kg N ha⁻¹ yr⁻¹, even several kg N ha⁻¹ yr⁻¹; it is the consequence of the modification of soil physical properties which directly influence gases and solute transfers in soil and the appearance of anoxic conditions favourable to denitrification. The studies equally highlight that the difference of emissions between no till and plough may depend on the anteriority of the differentiation between plough and absence of plough and attenuate with the increase of the differentiation length. Finally, concerning the emissions of nitrogen monoxide (NO) from no till or ploughed soils, few studies generally report small differences between both tillage systems, with a tendency of more important emissions for ploughed soils. Taking into account all these emissions, it appears for certain situations that GHG emissions may counterbalance the supplementary C storage induced by converting ploughed systems to no till. In conclusion, it seems to be very important to continue to experimentally establish GHG balances both for short and long term in order to conceive and parameterize simulation tools which will be used to estimate GHG emissions at large scales or to produce GHG reduction scenarios.

Key-words

Cultivated soil, tillage, no tillage, greenhouse gas, nitrogen protoxide, nitrogen oxide, methane.

RESUMEN

EMISIONES DE METANO (CH₄) Y DE ÓXIDO DE NITRÓGENO (N₂O ET NO_x) POR LOS SUELOS CULTIVADOS:

Aspectos generales y efectos de la labranza cero del suelo

El objetivo de este trabajo bibliográfico es hacer el punto sobre el efecto de la labranza cero del suelo sobre las emisiones de metano (CH₄) y de óxidos de nitrógeno (N₂O et NO_x) desde los suelos cultivados. Después de mencionar las contribuciones respectivas al calentamiento climático planetario de los principales gases de efecto invernadero (GES) recordamos los mecanismos de producción y de regulación de las emisiones de metano y de óxidos de nitrógeno a partir del suelo. Para el metano, los suelos de los sistemas cultivados de los países templados presentan generalmente flujos negativos, que corresponden a una oxidación del metano por el suelo. Hay poca o ninguna diferencia de oxidación entre sistema arado y siembra directa o trabajo superficial. Los datos bibliográficos recientes muestran que los suelos con siembra directa absorban en promedio 0,4 kg. C-CH₄ ha⁻¹ año⁻¹ de más que los suelos arados. Para el N₂O, las pérdidas gaseosas bajo esta forma están extremadamente variables, los flujos anuales varían generalmente de algunos Kg. de N ha⁻¹ año⁻¹, raramente más salvo en situaciones particulares. La mayoría de las referencias muestran que las emisiones de N₂O están más importantes para los sistemas en trabajos reducidos o en siembra directa que para los sistemas con labranza. Este aumento está del orden del Kg. N ha⁻¹ año⁻¹, incluso de algunos Kg. N ha⁻¹ año⁻¹; es la consecuencia de la modificación de las propiedades físicas del suelo, en particular al nivel del aumento de la densidad aparente y de la disminución de la porosidad, que tienen una incidencia directa sobre las transferencias de gas y de soluciones en el suelo y la aparición de las condiciones anóxicas favorables a la desnitrificación. Los estudios ponen igualmente en evidencia que esta diferencia de emisión entre siembra directa y labranza podría depender de la anterioridad de la diferenciación entre labranza y no labranza y atenuarse con el aumento de esta duración de diferenciación. En fin, por lo que se refiere a las emisiones de monóxido de nitrógeno (NO) por los suelos manejados en siembra directa o en labranza, algunos estudios muestran diferencias entre las dos modalidades de trabajo del suelo generalmente pequeñas, con una tendencia para emisiones mas importantes para los sistemas

manejados en labranza. Teniendo en cuenta todas estas emisiones, parece que para ciertas situaciones, las emisiones de GES pueden contrapesar el efecto benéfico del almacenamiento del carbono suplementario inducido por el pasaje a la siembra directa. En definitiva, es importante continuar establecer experimentalmente balances de GES a la vez a corto y a largo plazo para concebir y parametrizar herramientas de simulación que serán usadas para estimar las emisiones de GES a escala de grandes territorios o para generar escenarios de reducción de estas emisiones.

Palabras clave

Suelo cultivado, trabajo del suelo, técnica de cultivo sin labranza, gas de efecto invernadero, protóxido de nitrógeno, óxido de nitrógeno, metano

INTRODUCTION

L'agriculture est directement impliquée dans la production et la régulation de la concentration atmosphérique des trois principaux gaz à effet de serre uniformément mélangés à la troposphère (GIEC, 2007) :

- le dioxyde de carbone (CO_2), dont les émissions représentent la plus forte contribution à l'effet de serre additionnel (tableau 1), résulte d'une part des mécanismes de production par la respiration du milieu vivant, la combustion de la biomasse végétale ou des produits carbonés fossiles, la décomposition accélérée des carbonates de la lithosphère, et d'autre part, de la réintégration de CO_2 dans la lithosphère par la reconstitution de carbonates, et dans les constituants organiques par la photosynthèse et la transformation de la biomasse en composés plus ou moins réfractaires aux transformations microbiennes et de durée de vie variable dans le sol ;

- le méthane (CH_4), 200 fois moins concentré dans la troposphère que le CO_2 mais possédant un potentiel de réchauffement climatique 23 fois plus élevé que celui du CO_2 à l'échelle de 100 ans (IPCC, 2001) est issu de la fermentation anaérobie de matières organiques, dans des sols humides comme les rizières, le rumen des animaux ou les installations de stockage de déchets. La principale cause de sa disparition dans la troposphère est son oxydation chimique par les radicaux libres hydroxyles. Il est à noter que la concentration atmosphérique de méthane qui a plus que doublé en deux siècles (tableau 1), s'est stabilisé au cours des dix dernières années (IPCC, 2007) ;

- le protoxyde d'azote (N_2O) est un oxyde d'azote gazeux principalement issu de la nitrification et de la dénitrification. Il est 1 000 fois moins concentré dans la troposphère que le CO_2 mais

possède un potentiel de réchauffement climatique près de 300 fois plus élevé que celui du CO_2 à l'échelle de 100 ans (IPCC, 2001). Le mécanisme majeur de son élimination est sa photodissociation par le rayonnement solaire dans la stratosphère, où il est impliqué dans la chimie de la couche d'ozone et sa décomposition.

Enfin, le sol est aussi indirectement impliqué dans la production d'ozone (O_3) qui entraîne un forçage positif moyen estimé à $0.35 (+/- 0.15) \text{ W m}^{-2}$ et dont la concentration dans la troposphère aurait doublé, voire triplé, au cours du XX^e siècle (IPCC, 2001). Cette concentration est excessivement variable tant géographiquement qu'au cours de l'année allant de 10 ppb en surface des océans tropicaux à plus de 100 ppb dans les couches hautes de la troposphère au contact de la stratosphère et au-dessus des zones urbaines fortement polluées. La formation d'ozone troposphérique est directement liée à la libération de précurseurs atmosphériques, notamment le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatils (COV) et les oxydes d'azote actifs (NOx) qui interviennent comme catalyseurs dans les réactions conduisant à sa synthèse. Les oxydes d'azote (NOx) recouvrent l'oxyde nitrique NO et le dioxyde d'azote N_2O qui dans le sol sont principalement issus du processus de nitrification. La production planétaire annuelle de NOx a été évaluée à 52.10^6 t (IPCC, 2001) dont 66 % proviendraient de la combustion des carburants fossiles. La contribution des sols est cependant non négligeable et serait de l'ordre de $5.6.10^6 \text{ t}$ soit 11 %. Cette contribution serait sensiblement plus importante selon Davidson et Kinglerlee (1997) qui l'évaluent à 21.10^6 t , estimation qui pourrait être ramenée à 13.10^6 t en prenant en compte la reprise partielle des émissions par le couvert végétal (IPCC, 2001).

Tableau 1 - Evolution de la concentration atmosphérique en CO₂, CH₄ et N₂O et évaluation de leur contribution respective au forçage radiatif (ppmv = partie par million en volume (10⁻⁶) ; ppbv = partie par milliard (10⁻⁹) en volume ; pptv = partie par trillion (10⁻¹²) en volume) (d'après IPCC, 2007).

Table 1 - Evolution of atmospheric concentration of CO₂, CH₄ et N₂O, and evaluation of their respective contribution to radiative forcing of climate change (ppmv = part per million (10⁻⁶) in volume; ppbv = part per billion (10⁻⁹) in volume; pptv = part per trillion (10⁻¹²) in volume) (from IPCC, 2007).

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Concentration pré-industrielle	280 ppmv	700 ppbv	275 ppbv
Concentration en 2005	379 ppmv	1774 ppbv	319 ppbv
Augmentation annuelle	1.4 ppmv an ⁻¹	-**	0.8 ppbv an ⁻¹
	0.37 % an ⁻¹	-	0.26 % an ⁻¹
Durée de vie (années)	50-200 *	12	114
Contribution au forçage radiatif	1.66 W m ⁻²	0.48 W m ⁻²	0.16 W m ⁻²
	63.0 %	18.2 %	6.1 %

Le forçage radiatif (W m⁻²) indique la variation d'énergie transmise par le système solaire à l'ensemble du système terre-atmosphère, causée par des changements des facteurs de forçage, notamment la concentration de l'atmosphère en GES, qui modifie l'équilibre entre l'énergie reçue et l'énergie émise par ce système terre-atmosphère. Un forçage radiatif positif tend à réchauffer la surface terrestre et la basse atmosphère tandis qu'un forçage négatif tend à les refroidir (IPCC, 2001).

* : il est impossible de donner une durée de vie moyenne unique du CO₂ dans l'atmosphère au vu des différents mécanismes d'absorption de ce gaz.

** : la concentration atmosphérique en CH₄ s'est stabilisée entre 1998 et 2005 (IPCC, 2007).

LES MÉCANISMES DE PRODUCTION DE MÉTHANE ET D'OXYDES D'AZOTE PAR LE SOL ET LEUR RÉGULATION

Les propriétés du méthane et des oxydes d'azote et leur implication dans l'effet de serre, qui ont été brièvement rappelées précédemment, montrent que malgré leur faible concentration atmosphérique ces gaz contribuent fortement à l'effet de serre additionnel. Leurs émissions sont la résultante de mécanismes de production et de consommation par le sol et les couverts végétaux. Les deux types de transformation doivent être pris en compte dans la définition de stratégies de maîtrise de ces émissions.

CH₄ est le produit des fermentations de la matière organique en conditions d'anaérobiose stricte par une microflore bactérienne spécifique. Les principales sources de méthane d'origine biologique comptabilisées dans les inventaires de GES sont dans un ordre décroissant les émissions à partir des zones humides et des sols de rizières, les émissions par les ruminants et les émissions à partir des décharges et des installations de traitement de déchets (Lelieveld *et al.*, 1998). L'intensité de ces émissions dépend principalement de la disponibilité en matières organiques fermentescibles, de l'absence d'oxygène et de la température. Le fonctionnement de la méthanisation est optimisé au voisinage de 37°C. Dans les sols de régions tempérées les variations saisonnières d'émission de méthane sont corrélées avec la température du sol ; cependant des émissions

de méthane sont observées aux faibles températures y compris au voisinage de 0°C (Roger *et al.*, 1999). Les couverts végétaux peuvent aussi émettre du méthane au cours de leur développement, mais ces émissions sont faibles et ne modifient qu'à la marge l'effet favorable de la photosynthèse sur le bilan radiatif (Germon, 2006). Parallèlement à la microflore méthanogène, la microflore du sol comprend des microorganismes aérobies capables d'utiliser le méthane comme source de carbone pour leurs biosynthèses et de l'oxyder *in fine* en CO₂. Dans les sols de rizières inondées cette activité méthanotrophe est importante à l'interface entre la phase liquide et l'atmosphère : une part importante du méthane produit est ainsi réoxydée. Dans les sols exondés les capacités de la microflore du sol à absorber ainsi du méthane ont été évaluées dans différentes situations et sont d'un ordre de grandeur relativement constant, avec des valeurs plus faibles en sols cultivés qu'en situations naturelles. Cette différence d'activité méthanotrophe est la conséquence de perturbations induites par les pratiques culturales et notamment par la fertilisation azotée qui entretient l'effet inhibiteur de l'ammonium sur les enzymes oxydant le méthane (Smith *et al.*, 2000a). Cette réduction d'activité par les pratiques agricoles est durable et ne semble se rétablir qu'après plusieurs années d'abandon de la mise en culture.

N₂O et NO sont des produits intermédiaires de la réduction des nitrates en azote gazeux au cours de la dénitrification et des produits secondaires de l'oxydation de l'ammonium en nitrate lors de la nitrification. La dénitrification est un mécanisme respiratoire à

dominante anaérobie, même si une partie des enzymes impliquées dans sa production peuvent fonctionner en présence d'oxygène. La nitrification est une transformation quasi exclusivement aérobie. Les deux transformations peuvent fonctionner en alternance ou simultanément dans des microsites différents en fonction de l'état d'aération du sol. La littérature indique différents modes d'articulation entre les deux transformations dans le sol ou dans les systèmes de traitement d'eau (Wrage *et al.*, 2001).

Lors de la dénitrification dans les sols, la formation de NO à l'état libre apparaît relativement rare et ne se manifeste qu'en conditions particulières, notamment dans des conditions de forte acidité (Garcia, 1975). La formation de N₂O au cours de la dénitrification est par contre une règle quasi générale, avec une proportion de N₂O qui peut varier de 0 à 100 % de l'azote dénitrifié (Aulack *et al.*, 1992) ; Hénault et Germon (2000) ont pu ainsi valider un modèle de dénitrification à partir d'un sol dont le produit de la dénitrification était quasi exclusivement N₂O. Parmi les paramètres susceptibles d'intervenir pour réguler la proportion de N₂O formée au cours de cette transformation nous en retiendrons quatre principaux :

- le pH du milieu : la N₂O réductase est plus fortement inhibée par l'acidification du milieu que les autres enzymes de la dénitrification, ce qui conduit à un accroissement de la proportion de N₂O libéré au cours de la dénitrification dans les sols acides, d'autant plus marqué que l'on s'éloigne de la neutralité (Stehfest et Bouwman, 2006) ;

- la concentration en nitrate : en l'absence d'oxygène et en présence de différents accepteurs d'électrons utilisables, les microorganismes dénitrifiants réduisent préférentiellement le nitrate plutôt que le N₂O ; la présence d'une concentration significative de nitrate retarde la réduction de N₂O, exerçant ainsi un rôle régulateur sur les émissions de ce gaz (Gabrielle *et al.*, 2006) ;

- l'aération du sol, caractérisée souvent par le taux de saturation en eau ou le terme WFPS (Water Filled Pore Space) des anglosaxons. Alors qu'une saturation complète du sol est plutôt favorable à une dénitrification conduite à son terme N₂, une moindre saturation est plus favorable à la production de N₂O (Davidson, 1991) ;

- la disponibilité en produits réducteurs, généralement constitués par la matière organique disponible, est perçue comme un facteur favorable puisque la réduction de N₂O en N₂ est davantage consommatrice de produits réducteurs. Une stimulation de la réduction de N₂O en N₂ par une plus grande disponibilité en matière organique a été observée dans différentes situations (Hénault *et al.*, 2001) ; cependant certains milieux riches en matières organiques apparaissent comme des milieux plus favorables aux émissions de N₂O que des milieux sensiblement moins riches. Tel est le cas notamment des sols de prairies pour lesquels les coefficients d'émission sont généralement supérieurs à ceux de sols cultivés de même texture mais moins riches en matière organique (Germon *et al.*, 2003).

En ce qui concerne la nitrification, les émissions de NO et de N₂O sont couramment rapportées au cours de cette transformation.

Garrido *et al.* (2002) les ont mesurées et ont pu les attribuer à la nitrification dans des sols maintenus à de faibles humidités. Ils ont montré que les émissions de N₂O sont alors proportionnelles à la quantité d'azote nitrifié et que celles de NO suivent une relation plus complexe. N₂O et NO peuvent être émis aussi par d'autres mécanismes. Ils peuvent être les produits d'une dénitrification chimique dans des sols acides ou riches en sulfures de fer (Morkved *et al.*, 2007). N₂O est aussi produit lors de la réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium (Fazzolari *et al.*, 1990). Dans les sols l'examen du ratio NO/N₂O semble un bon indicateur des conditions de production de ces gaz : ce ratio apparaît supérieur à 1 lors de la nitrification et est beaucoup plus faible (0,01) lors de la dénitrification (Skiba *et al.*, 1997). Selon ces auteurs les émissions de NO seraient principalement produites en sols cultivés en zones tempérées et en sols enherbés en zones tropicales ; ainsi aux USA, la culture de maïs serait responsable de 40 % de ces émissions biogéniques pour seulement 4 % des sols occupés par cette culture.

D'un point de vue agronomique, les pertes gazeuses à partir du sol sous forme N₂O s'avèrent extrêmement variables, les flux annuels variant de quelques kilos à une dizaine de kilos N.ha⁻¹ an⁻¹, rarement davantage sauf en situations particulières, avec des pertes plus importantes pour des systèmes conduits en prairie par rapport aux sols cultivés (Yamulki et Jarvis, 2002 ; Velthof *et al.*, 1996). La variabilité des émissions dépend de nombreux facteurs (type de sol, climat, système de culture...). Parmi les facteurs déterminants le plus important demeure le niveau d'apport d'azote ; ceci a conduit l'IPCC à proposer une évaluation des émissions pour les inventaires nationaux sur la base de coefficients d'émission appliqués aux quantités d'azote apportées. En se basant sur différents travaux de synthèse (Bouwman *et al.*, 2002a, b ; Stehfest et Bouwman, 2006 ; Novoa et Tejeda, 2006) ces coefficients ont été fixés à 1 % (0.3 à 3 %) pour les fertilisants minéraux et 2 % (0.6 à 6 %) pour la majorité des effluents d'élevage (IPCC, 2006). Cet effet dose peut varier selon le type d'engrais apporté et le mode d'apport (MacKenzie *et al.*, 1998 ; Skiba *et al.*, 2002), ou plus globalement selon les situations environnementales : un important ensemble de données allemandes (Flessa *et al.*, 2002) conduit à établir un facteur d'émission de 2.5 %, sensiblement supérieur à la valeur retenue par l'IPCC (Germon *et al.*, 2003). Cette variabilité de la proportion d'azote apporté au sol et perdu sous forme de N₂O (Passianoto *et al.*, 2003 ; Baez *et al.*, 2004 ; Gregorich *et al.*, 2005), souligne le caractère imparfait du mode d'évaluation des émissions proposé par défaut par l'IPCC et a conduit à la recherche de modes d'évaluation prenant mieux en compte l'impact des facteurs du milieu et tentant de réduire la fourchette d'incertitude (Freibauer, 2003).

L'EFFET DU MODE DE TRAVAIL DU SOL SUR LES ÉMISSIONS DE MÉTHANE ET D'OXYDES D'AZOTE

La gestion des sols cultivés et la mise en place des cultures font largement appel au labour; cependant les techniques de culture sans labour (TCSL) tendent actuellement à se développer dans différentes régions de la planète. Ainsi en France près de la moitié des cultures de céréales d'hiver sont maintenant implantées sans labour (Labreuche *et al.*, 2007). On peut caractériser les systèmes de culture selon les modalités de travail du sol utilisées, allant du labour plus ou moins intensif à l'absence complète de travail du sol avec différentes modalités intermédiaires. Trois critères principaux permettent de différencier les opérations de travail du sol: la profondeur de travail, l'existence ou non d'un retournement de la surface et le degré de mélange des horizons. Ainsi le labour est une opération de travail profond avec retournement du sol et mélange de ses horizons; le travail superficiel correspond à un travail compris entre 0 et 15 cm qui mélange les résidus de culture dans le volume travaillé mais sans retournement; enfin le semis direct est l'absence complète de travail du sol hormis l'opération de semis mais sans préparation préalable (Labreuche *et al.*, 2007).

Les différents modes de travail du sol et d'implantation des cultures ont des répercussions sur les propriétés du sol, notamment son aération, et par ce biais sur le fonctionnement de sa microflore et les transformations de la matière organique conditionnées par cette aération. Les systèmes de culture peuvent ainsi modifier la production et les émissions de méthane et d'oxydes d'azote gazeux par les sols selon qu'ils font appel au labour, au non-labour ou à des systèmes intermédiaires.

Les émissions de méthane

Si les mesures d'émission de CH₄ à partir des sols ont fait l'objet de travaux abondants (Roger et Le Mer, 2003) avec notamment des comparaisons d'émission sous sols naturels et sous sols cultivés (Smith *et al.*, 2000a), l'évaluation de l'effet de différentes modalités de travail du sol sur les flux mesurés n'a fait l'objet de travaux que dans un passé récent comme en témoignent les données issues de la littérature (tableau 2). La plupart des situations analysées pour des sols de systèmes cultivés issus de pays tempérés présentent des flux négatifs, correspondant à une oxydation du méthane par le sol, en général de faible intensité. Le cumul des flux de carbone ainsi absorbé sous forme de méthane par la microflore du sol n'excède pas 10 kg C-CH₄ ha⁻¹ an⁻¹ et est généralement sensiblement plus faible; ainsi dans un travail de synthèse qui ne prend pas en compte l'effet du travail du sol, Smith *et al.* (2000a) enregistrent des capacités d'oxydation moyennes de 0.65 kg C-CH₄ ha⁻¹ an⁻¹ en sols cultivés et de 2.4 kg C-CH₄ ha⁻¹ an⁻¹ en sols non cultivés. Des flux de méthane positifs et plus importants ont été observés à partir de sols irrigués (Mosier *et al.*, 2005) ou de situations en prairie

(Yamulki et Jarvis, 2002). La plupart des auteurs n'ont montré que peu ou pas de différence des capacités d'oxydation entre système labouré et semis direct ou travail superficiel (Jacinthe et Lal., 2005; Suwanwaree et Robertson, 2005; Venterea *et al.*, 2005). Cependant, Six *et al.* (2002, 2004) qui ont analysé différentes études en Europe et aux USA ont conclu que les sols en semis direct absorbaient en moyenne 0,4 kg C-CH₄ ha⁻¹ an⁻¹ de plus que les sols labourés, faible différence lorsque l'on transforme ce flux en équivalent C-CO₂. Hutsch (1998) explique cette différence par une meilleure continuité du système poral des sols conduits en semis direct qui favorise la présence de niches écologiques pour les bactéries assimilant le méthane.

Les émissions de protoxyde d'azote

Les références acquises sur les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) pour différentes situations variant en fonction du sol sont très abondantes, avec une forte proportion de données issues du continent Nord Américain. Elles incluent des estimations d'émission pour des situations soumises à différentes modalités de travail du sol, établies à partir de mesures réalisées sur des périodes variant de quelques semaines ou plusieurs mois à une année complète voire davantage. Dans le cas présent, afin de ne pas restreindre l'éventail de données disponibles et de permettre une comparaison des émissions sous l'effet du travail du sol, les valeurs fournies par différents auteurs à partir de données collectées sur différentes périodes ont été ramenées sur une base annuelle par une simple règle de trois et exprimées en kg N ha⁻¹ an⁻¹ (tableau 3); il importe d'avoir en tête les limites et les précautions qu'implique ce type d'extrapolation dans la mesure où la plupart des mesures sont faites sur des périodes où l'on attend de fortes émissions.

Les recommandations de l'IPCC pour l'établissement des bilans d'émission préconisent de ne retenir que les mesures réalisées à un rythme soutenu sur une année complète, durée qui permet d'intégrer les variations d'émission en fonction de la variabilité annuelle du climat et des pratiques culturales, évitant ainsi de ne prendre en compte que des épisodes particuliers comme les périodes suivant les apports d'éléments fertilisants et d'atténuer les effets dus à la forte variabilité de ces émissions. La figure 1 conforte ces préconisations car les valeurs acquises sur des temps courts (moins de 6 mois) présentent une assez forte variabilité des différences d'émission entre semis direct et labour alors que les mesures établies sur des périodes plus longues montrent des réponses assez homogènes, illustrant le fait qu'un impact marqué d'une pratique culturale sur le court terme peut être atténué sur une plus longue échéance.

La plupart des références montrent que les émissions de N₂O sont plus importantes pour des systèmes en travail du sol réduit ou en semis direct par rapport au système avec labour (Mac Kenzie *et al.*, 1998; Smith *et al.*, 2002; Vinten *et al.*, 2002). Ces changements sont la plupart du temps expliqués par l'augmentation de l'humidité du sol et une part plus importante de la porosité occupée par l'eau

Tableau 2 - Emissions de méthane par le sol en fonction des systèmes de travail du sol.**Table 2** - Effect of tillage on methane emissions by soil.

Références	Localisation	Type de sol	Cultures	Antériorité de l'essai	Période de suivi	Flux CH ₄ (kg C.ha ⁻¹ .an ⁻¹)		
						Semis direct	Travail superficiel	Labour
Ball <i>et al.</i> , 1999	Edinburgh, Scotland	Eutric Gleysol	orge de printemps	0	77 jours	-1.4 à -1.9 *	-1.4 à -1.9 *	-1.4 à -1.9 *
Kessavalou <i>et al.</i> , 1998a	Nebraska, USA	Pachic Haplustoll	blé d'hiver	25	42 jours	-2.3 *	-1.9 *	-1.9 *
Kessavalou <i>et al.</i> , 1998b	Nebraska, USA	Pachic Haplustoll	blé d'hiver	23	28 mois	-2.7 à -3.0	-2.4 à -3.0	-2.2 à -2.9
Koga <i>et al.</i> , 2004	Japon	Sols volcaniques	haricot, betterave, pomme de terre, blé	21	12 mois		-1.8	-1.0
Mosier <i>et al.</i> , 2005	Michigan, USA Colorado, USA	Fine loamy Clay loam	maïs, soja, blé / maïs continu, maïs-soja	11 3	12 mois non précisé	-13.6 7.9		-10.9 6.3
Six <i>et al.</i> , 2002	5 sites (USA, Ecosse, Alaska, Allemagne)					-0.42 **		
Six <i>et al.</i> , 2004	5 sites non précisés					-0.41 **		
Suwanwaree et Robertson, 2005	Michigan, USA	Sandy loam	maïs, soja	0	101 jours	-2.8 *		
Venterea <i>et al.</i> , 2005	Minnesota, USA	Mesic Typic Hapludoll	maïs, soja	12	12 mois	-0.40 *		-3.0 *
Yamulki et Jarvis, 2002	Devon, UK	Clay loam	prairie	0	21 jours	26.1 *	33.0 *	-0.40 *

* Extrapolation annuelle des chiffres publiés par les auteurs

** Différentiel de consommation de CH₄ entre semis direct et labour

pour les sols conduits en semis direct, ce qui stimulerait la dénitrification et augmenterait les émissions de N₂O (Linn et Doran, 1984). On peut cependant observer des effets contraires ou variables: ainsi dans les sols canadiens Grant *et al.* (2004) ont montré que le passage au semis direct réduisait en moyenne les émissions de 0.26 kg N ha⁻¹ an⁻¹ dans les plaines de l'Ouest, tandis que Gregorich *et al.* (2008) notent une augmentation d'émission en systèmes de non-labour sur une année et une diminution les deux autres années de mesures dans les territoires de l'Est.

En analysant plusieurs sites principalement situés en climat tempéré, Six *et al.* (2002) montrent que le passage au semis direct augmente les émissions en moyenne de 2.9 kg N ha⁻¹ an⁻¹, chiffre très voisin de celui (2,1 kg N ha⁻¹ an⁻¹) trouvé par Smith et Conen (2004), ou celui (1.65 kg N ha⁻¹ an⁻¹) de Smith *et al.* (2002) qui ont compilé un certain nombre de valeurs acquises pour plusieurs sites. Ainsi dans un bilan sur l'estimation des capacités d'atténuation de l'effet de serre par les sols au niveau du Royaume Uni, Smith *et al.* (2000b) considèrent que le passage au non-labour se traduit par

une augmentation d'émission de N₂O et en l'absence de données plus étoffées, retiennent la valeur de 1.56 kg N-N₂O ha⁻¹ an⁻¹, tirée du travail de Mac Kenzie *et al.* (1998). Au cours d'un travail sur la séquestration du carbone dans les sols, Li *et al.* (2005) simulent une augmentation d'émission plus accentuée (4.6 kg N ha⁻¹ an⁻¹) pour le semis direct par rapport au labour pour l'un des sites étudiés où la matière organique s'est accumulée en surface et qui est soumis à de fortes alternances séchage/réhumectation favorisant ainsi la décomposition et les émissions de N₂O par nitrification et dénitrification.

La cause généralement avancée pour expliquer les plus fortes émissions en semis direct est la modification des propriétés physiques du sol, notamment l'augmentation de la masse volumique du sol et la diminution de la porosité après passage au semis direct (Roth *et al.*, 1988; Shipitalo *et al.*, 2000) qui ont une incidence directe sur les transferts de gaz et de solutés dans le sol et l'apparition de conditions anoxiques. Six *et al.* (2004) avancent cependant l'idée, tirée d'une synthèse de résultats, selon laquelle cette diffé-

Tableau 3 - Emissions de protoxyde d'azote par le sol en fonction des systèmes de travail du sol.**Table 3** - Effect of tillage on nitrogen protoxide emissions by soil.

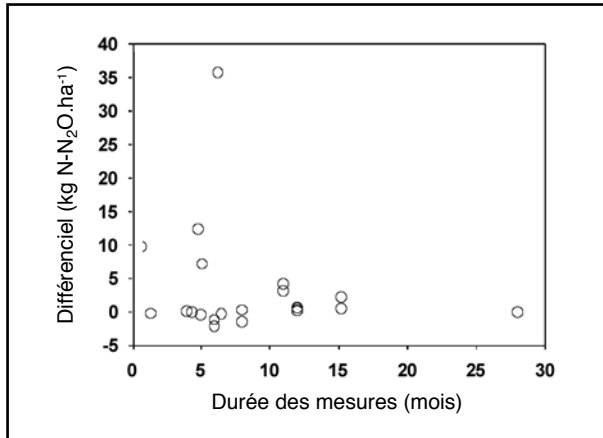
Références	Localisation	Type de sol	Cultures	Antériorité de l'essai	Période de suivi	Flux N ₂ O (kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹)		
						Semis direct	Travail superficiel	Labour
Baez <i>et al.</i> , 2004	Vilela Real, Portugal	Silty loam	avoine	0	4 mois	1.1 à 2.2 *		1.1 à 2.2 *
Baggs <i>et al.</i> , 2003	Wye, UK	Silt loam	maïs	0	144 jours	14.5 à 18.6 *		2.6 à 5.8 *
Beheydt <i>et al.</i> , 2008	Maulde (Tournai) Belgique	Limon	Maïs et avoine	2 ans	11 mois	3.64 à 5.27		0.27
Do Carmo <i>et al.</i> , 2005	Fazenda Nova Vida, Brésil	Podzolic latosol	bracharia, riz, soja	0	6 mois	2.2 *		4.4 *
Choudhary <i>et al.</i> , 2002	Turitea campus, NZ	Silt loam	maïs et avoine	3 ans	11 mois	13.1 *		10.0 *
Elmi <i>et al.</i> , 2003	Macdonald campus, Québec	Sandy loam	maïs	8 ans	8 mois	3.3 à 7.3 *	1.8 à 5.5 *	2.2 à 9.9 *
Gradega-Cabrera <i>et al.</i> , 2004	Mexique	Pelic vertisol	blé-haricot ou blé- maïs	8 ans	154 jours	3.6 à 16.3 *		1.1 à 4.6 *
Gregorich <i>et al.</i> , 2008	Ontario, Canada	Brunisol	Maïs et soja	8 ans	5.5 à 7.5 mois	0.2 à 1.8		0.5 à 2.4
Kaharabata <i>et al.</i> , 2003	Ontario, Canada	Clay loam	blé d'hiver, maïs, soja	1 an	131 jours	2.8 *		3.3 *
Kessavalou <i>et al.</i> , 1998a	Nebraska, USA	Pachic aplustoll	blé d'hiver	25 ans	42 jours	0.40 *	0.80 *	0.69 *
Kessavalou <i>et al.</i> , 1998b	Nebraska, USA	Pachic aplustoll	blé d'hiver	23 ans	28 mois	0.38 *	0.48 *	0.49 *
Koga <i>et al.</i> , 2004	Japon	Sols volcaniques	haricot, betterave ou pomme de terre; blé	21 ans	12 mois		0.83	0.27
Liu <i>et al.</i> , 2005	Colorado, USA	Clay loam	maïs et orge	4 ans	5 mois	2.9 *		3.4 *
Mackenzie <i>et al.</i> , 1998	Canada	Sandy loam Silty clay	maïs en continu, blé continu, soja continu, maïs-soja ou soja- maïs-luzerne-luzerne	7 ans 3 ans	456 jours	4.8 * 2.5 *		2.7 * 2.1 *
Mosier <i>et al.</i> , 2005	Michigan, USA; Colorado, USA	Fine loamy Clay loam	maïs, soja, blé	8 ans 3 ans	12 mois non précisé	1.2 * 0.81 *		1.1 * 0.81 *
Oorts <i>et al.</i> , 2007	Boigneville, France	Luvisol	maïs continu, maïs- soja	33 ans	12 mois	1.3		0.80
Passianoto <i>et al.</i> , 2003	Fazenda Nova Vida, Brésil	Ultisol	maïs et blé	0	6 mois	3.2 *		4.4 *
Six <i>et al.</i> , 2002	14 sites (climat tempéré) et 1 site (climat tropical)		Bracharia, riz			2.9 **		
Six <i>et al.</i> , 2004	44 sites					0.85 **		
Skiba <i>et al.</i> , 2002	Edinburgh, UK	Clay loam	orge de printemps, blé 'hiver	0	20 jours	0.78 à 27.1 *		0.11 à 8.5 *
Smith et Conen, 2004	Europe, Canada, USA, Australie, Nouvelle Zélande					2.1 **		
Venterea <i>et al.</i> , 2005	Minnesota, USA	Mesic Typic Hapludoll	maïs et soja	8 ans	12 mois	1.8 à 3.5 *	2.0 à 5.1 *	0.88 à 4.8 *
Vinten <i>et al.</i> , 2002	Midlothian, Ecosse	pas précisé	orge printemps continu, orge-blé-blé, prairie-blé-blé, ou prairie-blé-orge	0	188 jours	46.4 *		10.7 *
Webster <i>et al.</i> , 2004	Hertfordshire, UK	Silty clay loam	blé	0	8 mois		0.42 *	0.18 *
Yamulki et Jarvis, 2002	Devon, UK	Clay loam	prairie	0	21 jours	67.1 *	52.8 *	

* Extrapolation annuelle des chiffres publiés par les auteurs

** Différentiel de production entre semis direct et labour

Figure 1 - Effet de la durée de période de mesure des GES sur le différentiel d'émission de N_2O entre semis direct et labour (d'après le tableau 3).

Figure 1 - Effect of GHG measurement length on the difference of N_2O emissions between no till and conventional tillage (from table 3).



rence d'émission entre semis direct et labour pourrait dépendre de l'antériorité de la différenciation entre labour et non-labour. Ainsi, la *figure 2* montre que la différence d'émission entre semis direct et labour devient faible voire nulle lorsque la durée de différenciation des modalités de travail du sol précédant les mesures de GES est importante et dépasse 10 ans.

Les émissions de monoxyde et dioxyde d'azote (NOx)

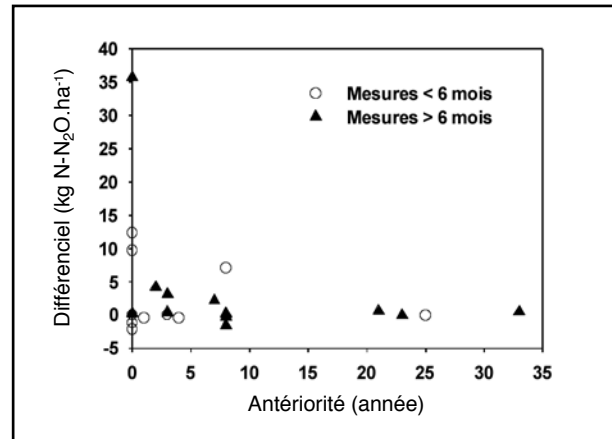
Seules quelques études ont été conduites pour quantifier et comparer les émissions de monoxyde d'azote (NO) par les sols conduits en semis direct ou en labour (*tableau 4*) ; ces études ont été rendues possibles grâce à la mise à disposition d'analyseurs de gaz utilisables directement sur le terrain. Les émissions sont de faible intensité et ne représentent que quelques $kg N ha^{-1} an^{-1}$. Les différences entre les deux modalités de travail du sol sont généralement faibles, avec une tendance indiquant une émission plus importante pour les systèmes conduits en labour (Skiba *et al.*, 2002 ; Yamulki et Jarvis, 2002 ; Do Carmo *et al.*, 2005).

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'analyse bibliographique montre que les références de la littérature concernant l'évaluation des émissions de GES pour différents systèmes de travail du sol comportent une forte proportion de données américaines et canadiennes ; les seules références européennes sont constituées par les travaux de Ball *et al.* (1999), Baggs *et al.* (2003), Smith et Conen (2004), Oorts *et al.* (2007) pour les conditions françaises et Beheydt *et al.* (2008) pour des condi-

Figure 2 - Effet de l'antériorité de la différenciation des modalités de travail du sol précédant les mesures de GES sur le différentiel d'émission de N_2O en semis direct et en labour (d'après le tableau 3). Les résultats sont différenciés en fonction de la durée de la période de mesure.

Figure 2 - Effect of differentiation length between tillage systems preceding GHG no till and conventional tillage on the difference of N_2O emissions between no till and conventional tillage (from table 3). Results are differentiated according to the length of measurement period.



tions similaires. Par ailleurs, d'un point de vue méthodologique, peu de travaux ont été effectués à l'échelle de l'année comme l'ont fait Mosier *et al.* (2005), Oorts *et al.* (2007), ou Beheydt *et al.* (2008) ; la plupart des données ont été établies à partir de mesures ponctuelles extrapolées au cours du temps ; seules quelques mesures ont fait l'objet de suivis en continu (Oorts *et al.*, 2007 ; Beheydt *et al.*, 2008). Par ailleurs très peu de travaux concernent le suivi de tous les GES intéressant les systèmes cultivés (Kessavalou *et al.*, 1998a,b ; Ball *et al.*, 1999 ; Robertson *et al.*, 2000 ; Yamulki et Jarvis, 2002).

L'établissement de bilan GES complet et fiable à l'échelle d'un système cultivé nécessiterait de prendre en compte l'ensemble des pertes gazeuses. Toutefois, le peu de travaux conduits sur les émissions de NO (Yamulki et Jarvis, 2002 ; Skiba *et al.*, 2002 ; Venterea *et al.*, 2005) n'est pas suffisant pour constituer des références génériques. Dans un premier temps, ces pertes pourraient être négligées. Par contre pour l'avenir, des travaux de recherche s'avèrent indispensables pour mieux préciser ces flux et leur déterminisme.

Les données acquises montrent par ailleurs que le poids du poste CH_4 dans le bilan GES des sols est finalement assez faible (Mosier *et al.*, 2005) et peut être également négligé en première approche. A l'inverse les pertes N_2O correspondent à une grande part du bilan carbone et des pertes de GES (Mosier *et al.*, 2005 ; Six *et al.*, 2002 ; King *et al.*, 2004 ; Oorts *et al.*, 2007). Cela souligne la nécessité de compléter les études sur la seule séquestration du

Tableau 4 - Emissions d'oxyde d'azote par le sol en fonction des systèmes de travail du sol.**Table 4** - Effect of tillage on nitrogen oxide emissions by soil.

Références	Localisation	Type de sol	Cultures	Antériorité de l'essai	Période de suivi	Flux NO (kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	
						Semis direct	Labour
Liu <i>et al.</i> , 2005	Colorado, USA	Clay loam	Maïs et orge	4	420 jours	0,7 *	2,4 *
Passianoto <i>et al.</i> , 2003	Fazenda Nova Vida, Brésil	Ultisol	Bracharia, riz	0	4 mois	3,2 *	4,2 *
Skiba <i>et al.</i> , 2002	Edinburgh, UK	Clay loam	Orge de printemps, blé d'hiver	0	20 jours	0,1 à 2,0 *	0,3 à 4,7 *
Venterea <i>et al.</i> , 2005	Minnesota, USA	Mesic Typic Hapludoll	Maïs, soja	12	12 mois	3,5 *	3,3 *
Yamulki et Jarvis, 2002	Devon, UK	Clay loam	Prairie	0	21 jours	2,7 *	6,4 *

* Extrapolation annuelle des chiffres publiés par les auteurs

carbone par le sol (Marland *et al.*, 2004; Freibauer *et al.*, 2004) par les données d'émission de N₂O, poste du bilan des GES qu'il est nécessaire de mieux préciser à l'avenir (Six *et al.*, 2002, 2004; Johnson *et al.*, 2005).

En définitive, il apparaît difficile, au vu de la bibliographie mondiale, de fournir des valeurs moyennes d'émissions, tant les schémas peuvent être très différents selon les zones pédoclimatiques (Grant *et al.*, 2004; Gregorich *et al.*, 2008). Pour certaines situations, il apparaît qu'en terme de contribution à l'effet de serre l'émission de N₂O peut aller jusqu'à contrebalancer l'effet bénéfique de l'augmentation du stockage de carbone induit par le passage au semis direct (Johnson *et al.*, 2005), puisqu'en terme d'accentuation de l'effet de serre, la contribution d'un kg d'azote émis sous forme de N₂O – ordre de grandeur de la stimulation d'émission sous TCSL – a l'effet inverse de l'accroissement d'un stockage de carbone de 126 kg ha⁻¹, valeur du même ordre de grandeur que les 100 à 200 kg C ha⁻¹ pris en considération comme augmentation du stockage de carbone due au TCSL sous nos climats tempérés (Métay *et al.*, à paraître). Par ailleurs, notre synthèse est en accord avec l'étude récente de Six *et al.* (2004) qui met également en évidence un effet de l'antériorité de la différenciation des systèmes de travail du sol sur la différence d'émissions de N₂O entre semis direct et labour. Tous ces travaux montrent finalement qu'il y a nécessité de conduire des travaux sur les bilans de GES à la fois sur le court et long terme. Ceux-ci serviront en particulier à concevoir et paramétrer des outils de simulation utilisables pour estimer les émissions de GES à l'échelle de grands territoires ou pour générer des scénarios de réduction des pertes.

REMERCIEMENTS

Ce travail bibliographique, réalisé à la demande de l'ADEME, a été conduit dans le cadre d'une expertise collective « Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) en France » par ARVALIS–Institut-du-Végétal, l'INRA, l'APCA, l'AREAS, l'ITB, le CETIOM et l'IFVV.

BIBLIOGRAPHIE

- Aulakh M.S., Doran J.W., Mosier A., 1992 - Soil denitrification: significance, measurement and effect of management. *Advances in Soil Science*, 18, pp. 1-57.
- Baez D., Coutinho J., Moreira N., Trindade H. 2004 - N₂O emissions from a field trial as influenced by N fertilisation and nitrification inhibitors. *In*: 12th Nitrogen Workshop, Controlling nitrogen flows and losses. (Hatch D.J., Chadwick D.R., Jarvis S.C., Roker J.A., eds) University of Exeter, UK, 21-24 September 2003, pp. 285-287.
- Baggs E.M., Stevenson M., Pihlatie M., Regar A., Cook H., Cadisch G., 2003 - Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil*, 254, pp. 361-370.
- Ball B.C., Scott A., Parker J.P., 1999 - Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research*, 53, pp. 29-39.
- Behaydt D., Boeckx P., Ahmed H.P., Van Cleemput O., 2008 - N₂O emission from conventional and minimum-tilled soils. *Biology and Fertility of Soils*, DOI 10.1007/s00374-008-0271-9.
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M., Batjes N.H., 2002a - Emissions of N₂O and NO from fertilised fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 4, art. n° 1058.
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M., Batjes N.H., 2002b - Modeling global annual N₂O and NO emission from fertilised fields. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 4, art n° 1080
- Choudhary M.A., Akramkhanov A., Saggat S., 2002 - Nitrous oxide emissions from

- a New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, pp. 33-43.
- Davidson E.A., 1991 - Fluxes of nitrous oxide and nitrite oxide from terrestrial ecosystems. In *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes*. (Rogers J.E. et Whitman W.B., eds.) American Society for Microbiology, Washington, DC, pp. 219-235.
- Davidson E.A., Kinglerlee W., 1997 - A global inventory of nitric oxide emissions from soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, pp. 37-50.
- Do Carmo J.B., Neill C., Garcia-Montiel D.C., de Cassia Piccolo M., Cerri C.C., Steudler P.A., de Andrade C.A., Passianoto C.C., Feigl B.J., Mellilo J.M., 2005 - Nitrogen dynamics till and no-till pasture restoration sequences in Rondônia, Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71, pp. 213-225.
- Elmi A.A., Madramootoo C., Hamel C., Liu A. 2003 - Denitrification and nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. *Biology and Fertility of Soils*, 38, pp. 340-348.
- Fazzolari E., Mariotti A., Germon J.C., 1990 - Nitrate reduction to ammonia: a dissimilatory process in *Enterobacter amnigenus*. *Canadian Journal of Microbiology*, 36, pp. 779-785.
- Flessa H., Ruser R., Dörsch P., Kamp T., Jimenez M.A., Munch J.C., Beese F., 2002 - Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 91, pp. 175-189.
- Freibauer A., 2003 - Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy*, 19, pp. 135-160.
- Freibauer A., Rounsevell M.D.A., Smith P., Verhagen J., 2004 - Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122, pp. 1-23.
- Gabrielle B., Laville P., Hénault C., Nicoulaud B., Germon J.C., 2006. Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, pp. 133-146.
- Garcia J.L., 1975 - Séquence des produits formés au cours de la dénitrification dans les sols de rizière du Sénégal. *Annales de l'Institut Pasteur Microbiologie*, 124 B, pp. 351-362.
- Garrido F., Hénault C., Gaillard H., Perez S., Germon J.C., 2002 - N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, pp. 559-575.
- Germon J.C., 2006 - Au sujet de l'article de Frank Keppler *et al.* Mission Changement Climatique et Effet de Serre, INRA Avignon, http://www.aviignon.inra.fr/les_recherches_1/liste_des_unites/agroclim/mission_changement_climatique_et_effet_de_serre/articles_recents/methane_et_forets.
- Germon J.C., Hénault C., Cellier P., Chêneby D., Duval O., Gabrielle B., Laville P., Nicoulaud B., Philippot L., 2003 - Les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) d'origine agricole: évaluation au niveau du territoire français. *Etude et Gestion des Sols*, 10, pp. 315-328.
- GIEC, 2007 - Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des groupes de travail I, II et III au quatrième rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. (Pachauri R.K., Reisinger A., eds.) GIEC, Genève, Suisse, 103 p.
- Grageda-Cabrera O.A., Medina-Cazares T., Aguilar-Acuna J.L., Hernandez-Martinez M., Solis-Moya E., Aguado-Santacruz G.A., Pena-Cabriaes J.J., 2004 - Gaseous nitrogen loss by N₂ and N₂O emissions from different tillage systems and three nitrogen sources. *Agrociencia (Montecillo)*, 38, pp. 625-633.
- Grant B., Smith W.N., Desjardins R., Lemke R., Li C., 2004 - Estimated N₂O and CO₂ emissions as influenced by agricultural practices in Canada. *Climatic Change*, 65, pp. 315-332.
- Gregorich E.G., Rochette P., St Georges P., McKim U.F., Chan C., 2008 - Tillage effects on N₂O emission from soils under corn and soybeans in Eastern Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 88, pp. 153-161.
- Gregorich E.G., Rochette P., Van den Bygaart A.J., Angers D.A., 2005 - Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil & Tillage Research*, 83, 53-72.
- Hénault C., Chêneby D., Heurlier K., Garrido F., Perez S., Germon J.C., 2001 - Laboratory Kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale. *Agronomie*, 21, pp. 713-723.
- Hénault C., Germon J.C., 2000 - NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, 51, pp. 257-270.
- Hutsch B.W., 1998 - Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 27, pp. 284-292.
- IPCC, 2001 - Climate Change. The scientific basis. Cambridge University Press, 572 p.
- IPCC, 2006 - 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Tokyo, Japan, vol 4 (chapter 11), p. 54
- IPCC, 2007 - Climate Change 2007 - The physical science basis. Cambridge University Press, UK, 1009 p.
- Jacinthe P.A., Lal R., 2005 - Labile carbon and methane uptake as affected by tillage intensity in a Mollisol. *Soil & Tillage Research*, 80, pp. 35-45.
- Johnson J.M.F., Reicosky D.C., Allmaras R.R., Sauer T.J., Venterea R.T., Dell C.J., 2005 - Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural in the central USA. *Soil & Tillage Research*, 83, pp. 73-94.
- Kaharabata S.K., Drury C.F., Priesack E., Desjardins R.L., McKenney D.J., Tan C.S., Reynolds D., 2003 - Comparing measured and Expert-N predicted N₂O emissions from conventional till and no till corn treatments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66, pp. 107-118.
- Kessavalou A., Doran J.W., Mosier A.R., Drijber R.A., 1998a - Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. *Journal of Environmental Quality*, 27, pp. 1105-1116.
- Kessavalou A., Mosier A.R., Doran J.W., Drijber R.A., Lyon D.J., Heinemeyer O., 1998b - Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *Journal of Environmental Quality*, 27, pp. 1094-1104.
- King J.A., Bradley R.I., Harrison R., Carter A.D., 2004 - Carbon sequestration and saving potential associated with changes to the management of agricultural soils in England. *Soil Use and Management*, 20, pp. 394-402.
- Koga N., Tsuruta H., Sawamoto T., Nishimura S., Yagi K., 2004 - N₂O emission and CH₄ uptake in arable fields managed under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, GB4025.
- Labreuche J., Le Souder C., Castillon P., Ouvry J.F., Real B., Germon J.C., de Tourdonnet S., 2007 - Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) - Rapport final contrat ADEME 04 75C 0014 - ADEME - ARVALIS-Institut-du-Végétal - INRA - APCA - AREAS - ITB - CETIOM - IFVV, 390 p.
- Lelieveld J., Crutzen P.J., Dentener F.J., 1998 - Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus*, 50B, pp. 128-150.
- Li C., Frolking S., Butterbach-Bahl K., 2005 - Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change*, 72, pp. 321-338.
- Linn D.M., Doran J.W., 1984 - Effect of water-filled pore space on carbone dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sals and winter wheat-fallow tillage management. *Jsoil Science Society of Amercia Journal*, 48, pp. 1267-1272.
- Liu X.J., Mosier A.R., Halvorson A.D., Zhang F.S., 2005 - Tillage and nitrogen application effects on nitrous and nitric oxide emissions from irrigated corn fields. *Plant and Soil*, 276, pp. 235-249.
- 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, pp. 698-703

- Marland G., Garten Jr C.T., Post W.M., West T.O., 2004 - Studies on enhancing carbon sequestration in soils. *Energy (Oxford)*, 29, pp. 1643-1650.
- Métay A., Mary B., Arrouays D., Martin M., Nicolardot B., Germon J.C., 2009 - Effets des techniques culturales sans labour (TCSL) sur le stockage de carbone dans le sol en contexte climatique tempéré. En révision pour *Canadian Journal Soil Science*.
- Morkved P.T., Dörsch P., Bakken L.A.R., 2007 - The N₂O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Biology Biochemistry*, 39, pp. 2048-2057.
- Mosier A.R., Halvorson A.D., Peterson G.A., Robertson G.P., Sherrod L., 2005 - Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72, pp. 67-76.
- Novoa R., Tejeda H.R., 2006 - Evaluation of N₂O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 75, pp. 29-46.
- Oorts K., Merckx R., Gréhan E., Labreuche J., Nicolardot B., 2007 - Determinants of annual fluxes of CO₂ and N₂O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. *Soil & Tillage Research*, 95, pp. 133-148.
- Passianoto C.C., Ahrens T., Feigl B.J., Steudler P.A., do Carmo J.B., Melillo J.M., 2003 - Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biology and Fertility of Soils*, 38, pp. 200-208.
- Robertson G.P., Paul E.A., Harwood R.R., 2000 - Greenhouse gases in intensive agriculture; contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289, pp. 1922-1924.
- Roger P., Le Mer J., 2003 - Les sols : sources et puits de méthane. *Etude et Gestion des Sols*, 10, pp. 331-345.
- Roger P., Le Mer J., Joulian C., 1999 - L'émission et la consommation de méthane par les sols : mécanismes. bilan. contrôle. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 85, pp. 193-210.
- Roth, C.H., Meyer, B., Frede, H.-G., Derpsch, R., 1988 - Effect of mulch rates and tillage systems on infiltrability and other soil physical properties of an Oxisol in Parana, Brazil. *Soil & Tillage Research*, 11, pp. 81-91.
- Shiptalo, M.J., Dick, W.A., Edwards, W.M., 2000 - Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil & Tillage Research*, 53, pp. 167-183.
- Six J., Feller C., Deneff K., Ogle S.M., Moraes Sa J.C., Albrecht A., 2002 - Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. *Agronomie*, 22, pp. 755-775.
- Six J., Ogle S.M., Breidt F.J., Conant R.T., Mosier A.R., Paustian K., 2004 - The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, pp. 155-160.
- Skiba U., Fowler D., Smith K.A., 1997 - Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources. controls and mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, pp. 3139-153.
- Skiba U., van Dijk S., Ball B.C., 2002 - The influence of tillage on NO and N₂O fluxes under spring and winter barley. *Soil Use and Management*, 18, pp. 340-345.
- Smith K.A., Conen F., 2004 - Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use and Management*, 20 (Supplement), pp. 255-263.
- Smith K.A., Conen F., Ball B.C., Leip A., Russo S. 2002 - Emissions of non-CO₂ greenhouse gases from agricultural land, and the implications for carbon trading. In: *Non-CO₂ greenhouse gases. Proceedings of the third International Symposium (Van Ham J., Baede A.P.M., Guicherit R., Williams-Jacobsen J.G.F.M., eds). Maastricht, The Netherlands, 21-23 January. Millpress, Rotterdam, pp. 669-670.*
- Smith K.A., Dobbie K.E., Ball B.C., Bakken L.R., Sitaula B.K., Hansen. S., Brumme R., Borken W., Christensen S., Priemé A., Fowler D., Macdonald A. Skiba U., Klemmedtsson L., Kasimir-Klemmedtsson A., Degorska A., Orlanski P., 2000a - Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils. Comparison with other ecosystems and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology*, 6, pp. 791-803.
- Smith P., Goulding K.W.T., Smith K.A., Powlson D.S., Smith J.U., Falloon P., Coleman K., 2000b - Including trace gas fluxes in estimation of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use and Management*, 16, pp. 251-259.
- Stehfest E., Bouwman L., 2006 - N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurements data and modelling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, pp. 207-228.
- Suwanwaree P., Robertson G.P., 2005 - Methane oxidation in forest, successional, and no-till agricultural ecosystems: effects of nitrogen and soil disturbance. *Soil Science Society of America Journal*, 69, pp. 1722-1729.
- Velthof G.L., Brader A.B., Oenema O., 1996 - Seasonal variation in nitrous oxide losses from managed grasslands in the Netherlands. *Plant Soil*, 181, pp. 263-274.
- Venterea R.T., Burger M., Spokas K.A., 2005 - Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management. *Journal of Environmental Quality*, 34, pp. 1467-1477.
- Vinten A.J.A., Ball B.C., O'Sullivan M.F., Henshall J.K., 2002 - The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. *Journal of Agricultural Science*, 139, pp. 231-243.
- Webster C.P., Scott T.S., Goulding K.W.T. 2004 - Can tillage practice affect the contribution of nitrous oxide to the total greenhouse gas production from arable agriculture? In: 12th Nitrogen Workshop, Controlling nitrogen flows and losses. (Hatch D.J., Chadwick D.R., Jarvis S.C., Roker J.A., eds). University of Exeter, UK, 21-24 September 2003, pp. 369-371.
- Wrage N., Velthof G.L., van Beusichem M.L., Oenema O., 2001 - Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, pp. 1723-1732.
- Yamulki S., Jarvis S.C., 2002 - Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biology and Fertility of Soils*, 36, pp. 224-231.