

Agronomie

environnement & sociétés

La revue de l'association française d'agronomie

Agronomie et Grenelle de l'environnement

- Grenelle de l'environnement, agriculture, développement durable
- Vers une nouvelle façon d'appréhender et gérer la santé des plantes ?
- Lutte contre l'effet de serre et efficacité énergétique : comment faire converger performance environnementale et performance économique ?
- Gestion durable des ressources en eau et milieux aquatiques : quelle place de l'agronomie dans leur nécessaire gestion territoriale ?
- Agriculture HVE (haute qualité environnementale), slogan ou objectif réaliste ? Une gestion environnementale à cibles multiples est-elle intégrable au niveau des exploitations agricoles et des territoires ?

Emissions de gaz à effet de serre et systèmes de culture : cas du protoxyde d'azote (N₂O)

Pierre Cellier*, Benoit Gabrielle*, Catherine Hénault**

*Inra / AgroParisTech, UMR 1091 Environnement et Grandes Cultures,
78850 Thiverval-Grignon, France

**Inra UMR Microbiologie du sol et de l'environnement,
17 rue Sully, 21065 Dijon Cedex, France

Auteur correspondant : Pierre Cellier
UMR Inra-AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures
78850 Thiverval-Grignon
Téléphone : +33 1 30 81 55 32
Télécopie : +33 1 30 81 55 63
Courriel : cellier@grignon.inra.fr

Résumé

Dans un pays comme la France, la part de l'agriculture dans le pouvoir de réchauffement global est semblable à celles des autres secteurs d'activités tels que la production d'énergie, les transports, l'industrie ou le secteur résidentiel. Cette contribution porte surtout sur les émissions de protoxyde d'azote (N₂O), liées principalement à l'usage de l'azote en agriculture, et de méthane, liées à la fermentation entérique des ruminants. De plus, même s'il n'est pas officiellement comptabilisé aujourd'hui, le dioxyde de carbone peut représenter localement une contribution importante, positive ou négative, à l'effet de serre.

La production et les émissions de N₂O par les sols résultent essentiellement de processus microbiens, la nitrification et la dénitrification, qui sont en grande partie contrôlés par les conditions physiques et chimiques du sol. Si l'on veut tenter de limiter les émissions de N₂O, il est important de comprendre les mécanismes de production de N₂O, de savoir comment elles sont contrôlées par les facteurs du milieu et comment les pratiques agricoles peuvent les modifier, voire pourraient les contrôler.

Mais, au-delà de la compréhension des processus conduisant à ces émissions, il faut aussi considérer les émissions de N₂O dans un contexte plus global que celui du profil de sol ou de la parcelle. En effet, ces émissions ne sont qu'un élément du bilan d'effet de serre de l'agriculture. Elles doivent être mises en regard des émissions/dépôts de CO₂ et CH₄, mais aussi de nombreux autres flux de composés à effet de serre dans lesquels l'agriculture intervient (particules, NH₃ comme précurseur

de particules, NO comme précurseur d'ozone). Il est également indispensable de dépasser l'échelle de la parcelle agricole et d'appréhender les flux de gaz à effet de serre (GES) à des niveaux d'organisation supérieurs, notamment le système de culture, l'exploitation agricole et le paysage, échelles auxquelles on peut prendre en compte de manière plus cohérente la chaîne de processus et de transferts conduisant aux émissions de GES, notamment de N₂O.

La forte variabilité spatiale et temporelle des émissions de GES est une difficulté majeure, mais peut aussi être une voie d'investigation, si on arrive à bien en comprendre ses déterminants. Les voies de réduction des émissions de GES en agriculture passent par une meilleure maîtrise de la fertilisation azotée, par la recherche de voies novatrices de stockage ou de contrôle des émissions (par exemple, stockage du carbone, réduction de N₂O en N₂, influence des apports de matière organique) et par la mise au point et l'évaluation de systèmes de culture innovants. Il est également nécessaire de mettre en place de dispositifs d'observation coordonnés à moyen et long terme pour acquérir des références fiables et représentative de la variété des conditions agricoles. Il est également indispensable de resituer toutes ces actions possibles d'une part vis-à-vis du contexte économique et politique des activités agricoles, d'autre part vis-à-vis des autres problématiques (qualité de l'air et des eaux, biodiversité, pesticides, ...) et politiques environnementales.

Mots-Clefs

Agriculture, effet de serre, protoxyde d'azote, émissions indirectes, facteurs d'émission, gestion, paysage

Abstract

In a country like France, the share of agriculture in the global warming potential is similar to those of other sectors such as energy production, transport, industry and the residential sector. This contribution focuses on emissions of nitrous oxide (N₂O), mainly related to the use of nitrogen in agriculture, and methane associated with enteric fermentation by ruminants. In addition, although not officially recognized today, carbon dioxide can contribute locally, positive or negative, to the greenhouse effect.

Production and N₂O emissions from soils result mainly from microbial processes, nitrification and denitrification, which are largely controlled by physical and chemical conditions of the soil. If we want to try to limit emissions of N₂O, it is important to understand the mechanisms of production of N₂O, how they are controlled by environmental factors and how farming practices can modify or even could control them.

But beyond understanding the processes leading to these emissions, we must also consider the emission of N₂O in a broader context than that of the soil profile or parcel. Indeed, these emissions are only part of the balance sheet of greenhouse agriculture. They must be checked against emission / deposition of CO₂ and CH₄, but also many other streams of compounds greenhouse in which agriculture operates (particles, such as NH₃ precursor particles, NO as a precursor of ozone). It is also essential to go beyond the scale of the agricultural parcel and to understand the flow of greenhouse gas (GHG) emissions with higher levels of organization, including the cropping system, farm and landscape, scales at which we can consider a more consistent

process chain and transportation leading to GHG emissions, including N₂O.

The high spatial and temporal variability of GHG emissions is a major problem, but can also be a means of investigation, if we can fully understand its determinants. Ways to reduce GHG emissions in agriculture pass through a better control of nitrogen fertilization, the search for innovative ways of storage or emission control (eg, carbon storage, reduction of N₂O to N₂, the influence of contributions organic matter) and the development and evaluation of innovative cropping systems. It is also necessary to develop devices coordinated observation medium and long term to develop reliable references and representative of the variety of agricultural conditions. It is also essential to situate these possible actions on the one hand vis-à-vis the political and economic context of farming, on the other hand vis-à-vis other issues (air quality and water biodiversity, pesticides...) and environmental policies.

Keywords

agriculture, greenhouse effect, nitrous oxide, indirect emissions, emission factors, management, landscape

Introduction

On estime qu'aujourd'hui, l'agriculture contribue pour 18% aux émissions de gaz à effet de serre (GES) en France (Citepa, 2008). Cette contribution est cependant de nature très différente de celles des autres secteurs d'activité. Alors que ceux-ci sont principalement des émetteurs de dioxyde de carbone (CO₂), la contribution de l'agriculture provient pour l'essentiel de deux autres gaz à effet de serre majeurs, le protoxyde d'azote (N₂O) et le méthane (CH₄) dont elle représente dans les deux cas environ les ¾ des émissions à l'échelle nationale. La source principale de protoxyde d'azote provient des sols en particulier du fait de la fertilisation azotée. Le méthane, quant à lui, résulte essentiellement des activités d'élevage, plus spécifiquement de la fermentation entérique des ruminants. Les sols (marais, rizières) en sont une source mineure en France et l'oxydation du méthane par les sols est considérée comme faible. Cependant, le dioxyde de carbone concerne aussi de près l'agriculture, par le biais du potentiel de stockage de carbone dans les sols agricoles (Arrouays *et al.*, 2002). La résultante est que la contribution de l'agriculture aux émissions de GES provient pour près de la moitié des émissions de N₂O par les sols, pour un peu plus d'un quart de la fermentation entérique des ruminants, environ 1/5 de la gestion des déchets et effluents d'élevage et seulement 10% de l'utilisation de combustible fossiles

(carburants, chauffage des bâtiments) (Citepa, 2008). Les émissions de N₂O par les sols agricoles sont donc une problématique et un levier d'action majeurs pour atténuer l'implication des activités agricoles dans le changement climatique.

Déterminisme et variabilité des émissions de N₂O

Les sols agricoles représentent de loin la première source de N₂O, que ce soit à l'échelle globale (IPCC, 2007) ou à celle d'un pays comme la France où l'agriculture est intensive. Les émissions de N₂O résultent principalement de deux transformations microbiennes du sol (Figure 1) :

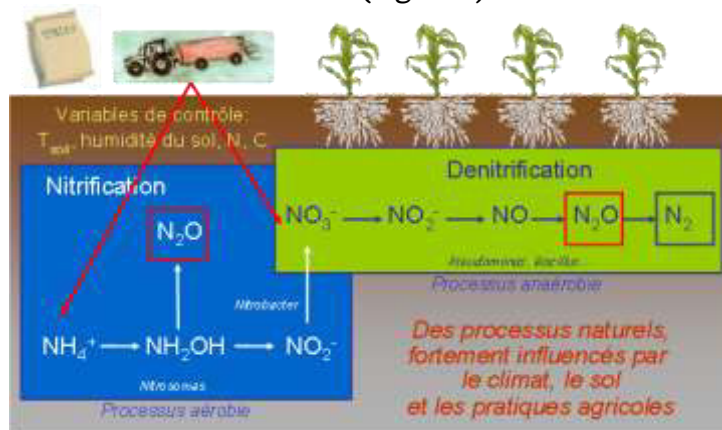


Figure 1 : Chaînes de transformation de l'azote minéral dans le sol conduisant aux émissions de N₂O (d'après S. Lehuger, communication personnelle).

- la dénitrification, qui permet la transformation du nitrate en azote gazeux en milieu appauvri en oxygène ; N₂O est un produit intermédiaire qui peut être à la fois libéré au cours de cette transformation, mais aussi repris par la microflore dénitrifiante et transformé en azote gazeux inerte (N₂) ;
 - la nitrification, qui permet la transformation de l'azote ammoniacal en nitrate ; au cours de cette transformation aérobies, indispensable au bon fonctionnement du sol, une partie de l'azote est libérée sous forme de N₂O, par un mécanisme qui n'est pas complètement identifié.
- On a longtemps assimilé les émissions de N₂O à la dénitrification, mais de nombreuses études ont montré que les quantités émises par la nitrification pouvaient être du même ordre, voire supérieures dans certains sols (Garrido *et al.*, 2002). Lorsqu'on s'intéresse aux quantités de N₂O émises par les sols, on peut distinguer un niveau de base, faible et globalement constant, lié au fonction-

nement du milieu naturel (typiquement de l'ordre de $\text{kg N-N}_2\text{O/ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et des émissions liées aux pratiques agricoles, notamment les apports d'azote. A l'échelle globale, l'ensemble des travaux scientifiques s'accorde sur une augmentation des émissions proportionnelle aux niveaux de fertilisation azotée. La compilation des données obtenues dans différents milieux (Bouwman *et al.*, 2002 ; Stehfest et Bouwman, 2006) a conduit à la définition de facteurs d'émission utilisés pour l'évaluation des émissions à l'échelle de larges territoires : une valeur de 1,25 (+/- 1) % des apports d'azote a ainsi été proposée par l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change ; GIEC en français) en 1996 et a été ramenée à 1,0 % en moyenne (avec une fourchette de 0,3 à 3%) à la suite des récents travaux (IPCC, 2007).

Les fortes incertitudes sur ces coefficients sont la conséquence de l'importante variabilité spatiale et temporelle des émissions, liée à celle de leurs facteurs de contrôle, tels que la température ou la teneur en eau, en azote minéral ou en matière organique des sols, en interactions avec les facteurs climatiques, le fonctionnement microbien des sols et les pratiques agricoles (Germon *et al.*, 2003). Ainsi la relation entre l'intensité des émissions et la disponibilité du sol en azote minéral peut varier de façon importante en fonction des sols et des conditions météorologiques pour des niveaux de fertilisation comparables (Flécharde *et al.*, 2007). Ceci a conduit à l'élaboration de modèles de prévision prenant en compte les principaux facteurs de contrôle (Freibauer *et al.*, 2000 ; Li *et al.*, 2001 ; Hénault *et al.*, 2005 ; Gabrielle *et al.*, 2006), permettant de rendre compte de la variabilité de ces émissions en fonction du milieu.

Pratiques agricoles et émissions de N_2O

La réponse des émissions de N_2O à la fertilisation est sans doute le phénomène le mieux documenté dans la littérature scientifique et technique. C'est d'ailleurs aujourd'hui la seule variable de contrôle prise en compte dans les procédures d'évaluation des émissions proposées par défaut par l'IPCC. On observe en général un ou des pics d'émissions dans les semaines suivant l'apport d'azote mais leur occurrence et leur intensité dépendent fortement des conditions météorologiques (précipitations, température) et des conditions de sols. L'intensité des émissions étant liée aux concentrations en nitrate et nitrite dans le profil cultural,

elles sont également sensibles au fractionnement des apports. Les pratiques qui cherchent à ajuster les apports aux besoins de la plante tendraient donc à réduire les émissions. De manière générale, les pratiques visant à améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote tendraient à limiter les émissions de N_2O (Van Groenigen *et al.*, 2010) car elles tendent à réduire les excès d'azote, en particulier des concentrations en nitrate élevées dans le sol. La gestion des effluents d'élevage est délicate vis-à-vis des émissions de N_2O . D'un côté, les produits épandus tels que les lisiers présentent tous les facteurs de risque (présence d'azote et de carbone assimilable, apport brutal d'eau pouvant favoriser des situations d'anoxie), mais, de l'autre côté, des travaux ont montré que les apports de matière organique fraîche pouvaient favoriser la réduction de N_2O en N_2 (Hénault *et al.*, 2001).

Dans une synthèse récente, Rochette et Janzen (2005) ont montré le faible niveau, voire la quasi absence d'émission, sur les cultures de légumineuses. Ils ont proposé de ne tenir compte que des émissions issues de la minéralisation des résidus de ces cultures dans les inventaires d'émissions de N_2O

En matière de travail du sol, la tendance actuelle vers la simplification du travail du sol, pour réduire le temps de travail sur l'exploitation et l'utilisation d'énergie fossile, pourrait conduire à des émissions de N_2O plus importantes en raison d'une augmentation de la densité du sol en surface. Dans la synthèse récente de Nicolardot et Germon (2008), s'appuyant sur des publications où les émissions de N_2O ont été mesurées de façon comparative dans des systèmes de culture en semis direct et avec labour, les émissions de N_2O apparaissent globalement plus fortes en semis direct par rapport au labour, en particulier sur les sols lourds (Rochette, 2008). Mais c'est peut-être surtout lors de la transition du labour au semis direct que les émissions de N_2O seraient augmentées. Dans les années qui suivent cette transition, elles deviendraient assez comparables (Six *et al.*, 2004). Néanmoins, au vu de la littérature actuelle, il apparaît un manque de recul pour les conséquences à moyen et long terme des techniques de travail du sol sur les émissions de N_2O .

Aller au-delà de la parcelle agricole

Si on considère logiquement en premier lieu les émissions de N_2O sur le lieu où ont été appliqués

les engrais, il est cependant nécessaire de dépasser cette échelle et d'avoir une vision plus globale du devenir de l'azote épandu. En effet, la gestion de la fertilisation azotée, en particulier celle des effluents d'élevage, se réalise par une logique générale et un ensemble de décisions à l'échelle de l'exploitation agricole et pas seulement de la par-

celle. Les calendriers d'apport et les quantités appliquées sont en partie déterminés par les quantités disponibles et des plannings d'intervention, voire la localisation par rapport au siège de l'exploitation.

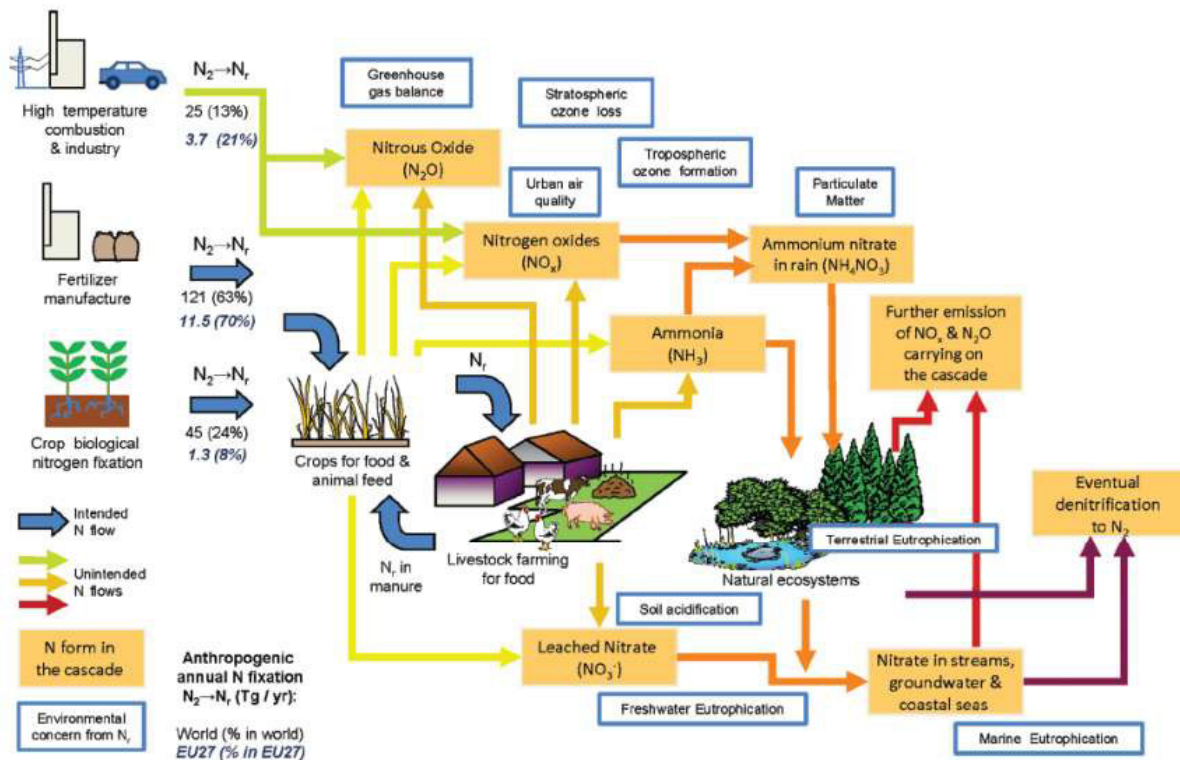


Figure 2 : Illustration de la cascade de l'azote (Galloway et al., 2003) dans un paysage agricole (d'après Sutton et al., 2011).

De plus, d'autres pertes d'azote du système peuvent provoquer indirectement des émissions de N₂O (cf Figure 2 ; Sutton et al., 2011) en dehors du périmètre de l'exploitation : les dépôts atmosphériques d'azote ammoniacal (NH₃ et NH₄⁺) (Van der Gon et Bleeker, 2005) et nitrique (NO₃⁻) ainsi que les transferts souterrains de nitrate jusqu'aux zones naturelles ou humides (Beaujouan et al., 2001), où les conditions sont plus favorables à la dénitrification induisent des émissions de N₂O, entretenant ainsi la cascade de l'azote (Galloway et al., 2003 ; Sutton et al., 2007). Dans les estimations de l'IPCC, ces émissions dites indirectes représentent un facteur d'émission additionnel de 0,33 kg N-N₂O/kg N apporté, dont 0,1 résultant de la volatilisation suivie de dépôt et 0,23 du lessivage et du transfert de nitrate. Elles sont toutefois empreintes de fortes incertitudes, liées aux hétérogénéités du milieu et des pratiques (Mosier et al., 1998 ; Cellier et al., 2011). Les facteurs d'émissions beaucoup plus élevés que ceux de l'IPCC mis en avant par Crutzen et al. (2007) vien-

ent sans doute en partie de ces émissions indirectes mais aussi des multiples recyclages de l'azote dans les systèmes de production agricole, notamment associant cultures et élevage. Au-delà des niveaux très significatifs de ces émissions indirectes, que Mosier et al. (1998) évaluent à environ 1/3 des émissions totales au niveau mondial, c'est une approche différente du cycle de l'azote que ces émissions invitent à considérer. En effet, les émissions indirectes obligent à s'intéresser à toute la chaîne de transfert et transformation de l'azote, dans et hors des parcelles et de l'exploitation agricole (Figure 2). A ces échelles, les facteurs du milieu (sols, topographie, mosaïque paysagère) doivent être pris en compte car ils peuvent moduler fortement les émissions indirectes. Par exemple, des situations topographiques complexes avec une forte proportion de zones humides ou la présence de haies, favorables à la capture d'ammoniac, sont des facteurs de risque pour les émissions de N₂O. C'est également toute la gestion de l'azote à l'échelle de

l'exploitation et du système de production, voire du paysage ou du bassin de production, qui doivent être considérés.

Quelques pistes pour limiter ou contrôler les émissions de N₂O

Oenema (1999) a proposé un schéma conceptuel de réduction des émissions de N₂O par les sols avec différents niveaux d'intervention, stratégique, tactique et opérationnel (Tableau 1).

Niveau	Action	Echéance
Stratégique	Définir des directions	> 5 ans
	<ul style="list-style-type: none"> Orientation technico-économique et taille des exploitations Objectifs : production et/ou environnement 	
Tactique	Conduite des parcelles	Année
	<ul style="list-style-type: none"> Rotation des cultures 	
	<ul style="list-style-type: none"> Systèmes de pâturage 	
	<ul style="list-style-type: none"> Systèmes de drainage Systèmes d'irrigation 	
Opérationnel	Logistique, décisions	Journée- mois
	<ul style="list-style-type: none"> Apports de fertilisants (date et quantité) Travail du sol 	

Tableau 1 : Niveaux d'intervention pour la gestion des émissions de N₂O par les sols, (d'après Oenema, 1999)

Il est clair que les choix opérationnels et tactiques risquent d'être inappropriés voire inefficaces s'ils ne s'insèrent pas dans une stratégie globale de l'exploitation du fait, d'une part, des contraintes économiques auxquelles elles sont soumises, et d'autre part, des interactions entre les différents processus ayant des impacts environnementaux. Deux grandes classes de stratégies peuvent limiter les émissions de N₂O par les sols : améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle de la culture et du système de culture, et intervenir sur le fonctionnement des processus microbiens impliqués dans les émissions de N₂O.

– Dans le premier cas, cela passe par des actions au niveau de l'amélioration génétique, par l'ajustement et le fractionnement des apports, voire l'utilisation de techniques particulières (par exemple pour l'épandage des effluents d'élevage) pour mieux répondre aux besoins de la plante, par la mise en place de cultures intermédiaires, pièges à nitrate, qui limitent les concentrations et les fuites de nitrate, ou le raisonnement des rotations et/ou du système de culture, incluant éventuellement des légumineuses.

– Dans le deuxième cas, il est possible d'agir sur les conditions d'expression des fonctions de nitrifi-

cation et dénitrification des sols par le biais du travail du sol ou de l'utilisation d'inhibiteurs de nitrification (Clough *et al.*, 2007) ou directement sur les fonctions de réduction de N₂O en N₂ par des apports spécifiques de matières organiques (Hénault *et al.*, 2001) ou l'utilisation de bactéries symbiotiques efficaces pour réduire N₂O en N₂ (Sameshima-Saito *et al.*, 2006). Il est également envisageable de favoriser les apports sous forme nitrique dans les sols où la nitrification est le processus majoritairement impliqué dans les émissions de N₂O (exemple des sols de rendzine en Champagne crayeuse).

Cependant les émissions de gaz à effet de serre ne sont qu'une des externalités négatives de la gestion de l'azote en agriculture vis-à-vis de l'environnement et de la santé humaine. Les impacts de l'azote sont en effet de natures multiples, avec des effets sur la qualité des eaux de surface et les eaux profondes (et conséquences sur l'eutrophisation, la biodiversité et la santé), sur la qualité de l'air (oxydes d'azotes, ozone, particules ; conséquences sur la santé humaine et les écosystèmes) et sur la raréfaction de l'ozone stratosphérique (Figure 3).

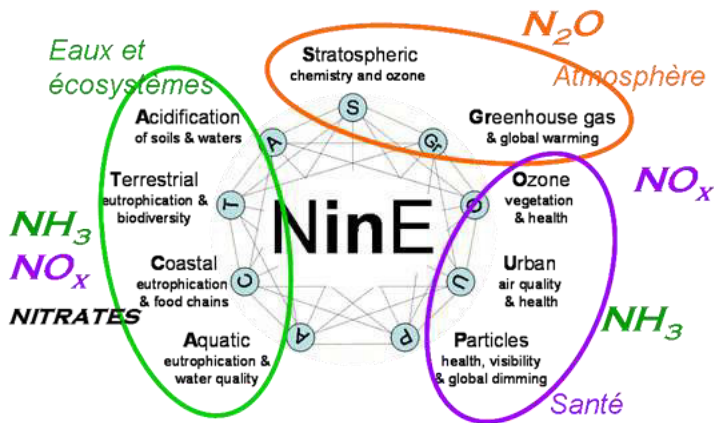


Figure 3 : Logo du projet ESF-NinE indiquant les neuf grandes problématiques environnementales dans lesquelles l'azote joue un rôle majeur auquel ont été rajoutés les noms des gaz concernés. A noter la suite d'initiales des différents impacts (ACT AS GROUP) qui veut signifier l'approche globale et coordonnée de ce type d'action.

Se pose alors la question d'éventuelles synergies ou conflits entre les politiques publiques relatives à ces différentes problématiques ou entre les directives pour la protection des milieux eau ou air. Velthof *et al.* (2009) ont évalué les effets sur les émissions de N_2O de différentes mesures et ensembles de mesures sur les émissions de N_2O à l'aide du modèle développé dans le cadre du pro-

jet MITTERRA-Europe. Les mesures ont été appliquées de manière stricte, ce qui laisse penser que les chiffres de réduction correspondent aux maxima possibles. On peut voir sur la Figure 4 que les mesures prises pour diminuer les teneurs en nitrate dans les eaux sont également globalement favorables à la diminution des émissions de N_2O . Cela présente une certaine logique puisque les objectifs pour réduire les pertes en nitrate et les émissions de N_2O ont pour point commun de chercher à diminuer la teneur en azote dans le profil. Par contre, les mesures prises pour réduire les émissions d'ammoniac risquent de conduire à des augmentations d'émission de N_2O , car elles visent en partie à maintenir l'azote dans le sol. Ces deux exemples montrent toute la complexité d'élaborer des politiques cohérentes pour l'azote et mettent en exergue la nécessité de les décliner à l'échelle locale, les problématiques liées aux émissions de nitrate, ammoniac ou N_2O , ainsi que leurs importances relatives, n'étant pas les mêmes dans les différentes régions agricoles, selon les caractéristiques du milieu et les systèmes de production.

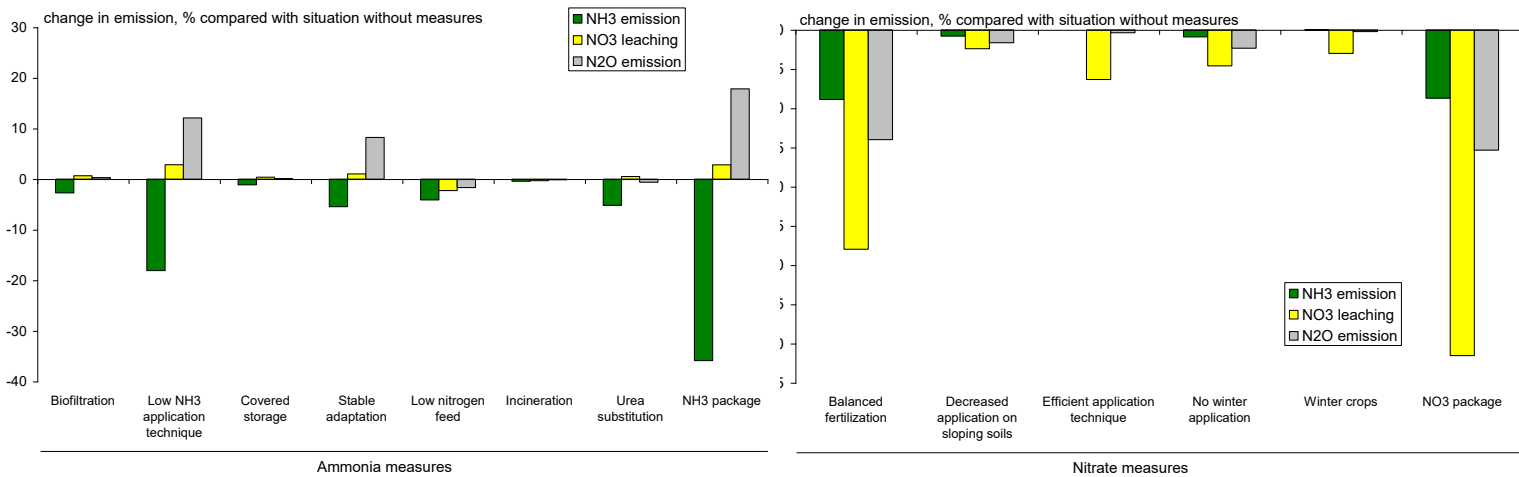


Figure 4 : Effets sur les émissions de NH_3 , NO_3^- et N_2O de différentes mesures et « paquets de mesures » relatives aux émissions de nitrate (haut) et d'ammoniac (bas) (d'après Velthof *et al.*, 2009)

Quelques pistes pour agir aujourd'hui et dans un futur proche

On a mis en évidence toute la complexité, d'une part des processus conduisant aux émissions de N_2O et à l'influence des pratiques, d'autre part de situer cette problématique par rapport à d'autres

problématiques environnementales liées à la gestion de l'azote en agriculture. Les actions en termes de recherche et d'actions doivent donc aborder les questions sur les émissions de différents points de vue.

En raison de la très forte variabilité spatiale et temporelle des émissions et de la multiplicité des facteurs de contrôle, la marge de progression

dans le contrôle des émissions par les pratiques classiques de fertilisation et travail du sol semble faible. Cela laisse toutefois entrevoir des possibilités d'action par une certaine forme d'agriculture de précision (apports localisés d'azote, prise en compte des conditions de sols et de la météo en temps quasi-réel) qui restent à tester dans les conditions de la pratique agricole. Par contre, des voies novatrices, fondées sur le fonctionnement des communautés microbiennes dénitrifiantes, devraient pouvoir être plus explorées et confrontées aux conditions réelles de la pratique agricole. Il a par exemple été montré au laboratoire qu'un apport de matières organiques sur un sol ayant une faible capacité à réduire le N_2O en N_2 permettait de rétablir le fonctionnement de cette étape de réduction (Hénault *et al.*, 2001). Dans un autre domaine, Sameshima-Saito *et al.* (2006) ont démontré que des plantes de soja inoculées avec la souche *Bradyrhizobium japonicum* USDA 110, sont capables de réduire N_2O en N_2 et ce, même à des concentrations très faibles en N_2O . Ils ont suggéré le développement de technologies (introduction du gène *nosZ* dans les inoculants, sélection d'isolats naturels présentant le phénotype N_2O réducteur, utilisation accrue de la souche USDA110) pour favoriser la réduction de N_2O en N_2 et réduire la contribution des sols à l'effet de serre additionnel. La démonstration au champ de l'intérêt de ces méthodologies n'a pas été faite. Il faudrait approfondir les connaissances sur les formes et les modalités d'application de ces méthodes, compatibles avec l'activité agricole, tout en comprenant les mécanismes mis en jeu. D'un point de vue plus opérationnel, Clough *et al.* (2007) ont montré que l'application d'inhibiteurs de la nitrification pour ralentir ce processus dans les sols peut potentiellement limiter les émissions directes de N_2O et celles indirectes, associées au lessivage de nitrate. L'inhibiteur le plus utilisé est le DCD (dicyandiamide). A partir d'essais en prairies fertilisées (artificiellement pâturées) avec et sans apport de DCD, ils ont observé des taux de réduction des émissions de N_2O supérieurs à 50 % accompagnés de réduction du lessivage de nitrate. La Nouvelle Zélande semble investir cette voie pour diminuer les émissions de N_2O en sols de prairie.

Il demeure cependant encore nécessaire de mieux caractériser les émissions dans la réalité de notre agriculture. De multiples expérimentations ont été faites au cours des dernières décennies, mais

le plus souvent dans des contextes pédoclimatiques spécifiques, et plus pour étudier des processus ou comparer des traitements que pour faire des évaluations représentatives des contextes agronomiques à des échelles d'espace importantes et des échelles de temps supérieures au cycle de culture. Cela demande de mettre en place des essais multilocaux coordonnés destinés à prendre en compte la variabilité des cultures, des pratiques, des sols et des conditions climatiques. C'est également vers l'échelle des rotations, incluant les phases d'interculture, plus que du cycle des cultures qu'il faut certainement s'orienter, les choix sur une culture ne pouvant faire abstraction des autres cultures du système de production. Dans cette même direction, il apparaît aujourd'hui aussi indispensable de faire même des évaluations à plus long terme, car l'impact de certaines pratiques (travail du sol, rotation, ...) pourrait avoir des effets qui ne s'expriment qu'à long terme, voire des différents à court et long terme (Six *et al.*, 2004). Cela suppose de mettre en place des dispositifs d'observation de longue durée où l'on mesure, outre les flux de gaz à effet de serre, les variables de contrôle et où l'on documente les pratiques agricoles, définies sur le long terme. Ce type d'approche s'inscrit dans la dynamique actuelle des observatoires de recherche en environnement, mais aussi d'essais agronomiques de longue durée, qui trouvent aujourd'hui une justification supplémentaire dans l'analyse des impacts environnementaux des pratiques agricoles et des systèmes de culture.

Par le biais du concept de cascade de l'azote, Galloway *et al.* (2003) ont bien montré la nécessité de s'intéresser au devenir de l'azote au-delà des simples « fuites » à l'échelle de la parcelle agricole, et de faire explicitement le lien entre ces fuites et les multiples impacts de l'azote sous ses différentes formes sur les différents compartiments de l'environnement, eaux, air, sols et écosystèmes. Cela met en exergue la nécessité de considérer les émissions de N_2O comme l'une des externalités négatives des activités agricoles parmi d'autres. Cela a des conséquences à différents niveaux. Tout d'abord dans la gestion de la fertilisation azotée, il est nécessaire de considérer l'ensemble des risques. On a vu que les mesures visant à limiter les fuites de nitrate et les émissions de N_2O pouvaient présenter certaines synergies, alors qu'on observe des antagonismes avec les mesures destinées à limiter la volatilisation d'ammoniac.

Ensuite, dans les politiques publiques, il apparaît de plus en plus nécessaire de faire converger les différentes directives concernant la qualité des eaux, de l'air et des sols, pour ce qui concerne l'azote. Cette démarche est en cours, tant du point de vue de la recherche et du développement que de l'action publique. On peut notamment noter les actions conduites dans les projets INI (International Nitrogen Initiative (<http://www.initrogen.org>), soutenue par SCOPE et IGBP), NinE (Nitrogen in Europe; <http://www.nine-esf.org>) de l'ESF (European Science Foundation) et l'action COST 729 (Assessing and managing nitrogen fluxes in the atmosphere-biosphere system in Europe; <http://cost729.ceh.ac.uk/>) qui visent tous avec différents angles et différentes missions à améliorer les connaissances et structurer la recherche et l'action pour une vision intégrée de l'azote. Le projet intégré européen NitroEurope (<http://www.nitroeuropa.eu/>) soutient de manière opérationnelle en terme de recherche et de mise en place de réseaux d'observations ces différents projets. Récemment a été créée la TFRN (Task Force on Reactive Nitrogen, dans le cadre des groupes de travail en soutien à la convention de Genève sur les transferts de polluants atmosphériques à longue distance; <http://www.clrtap-tfrn.org/>) qui appuie la conception et le mise en œuvre des politiques publiques dans le domaine de l'environnement, en cherchant pour la première fois à avoir une approche intégrée des problématiques liées à l'azote, qu'il soit d'origine agricole ou non.

Bibliographie

- Beaujouan V., Durand P. and Ruiz L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling* 137, 93-105.
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M., Batjes N.H., 2002. Modelling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochem. Cycles* 16, 1080
- Cellier et al., 2011. Dispersion and fate of nitrogen in rural landscapes. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. Billen, G., Bleeker, A., Erisman, J. W., Grennfelt, P., Grizzetti, B., Howard, C., Sutton, M., van Grinsven, H.: Cambridge, UK: Cambridge University Press, Chapter 11, 229-248.
- Citepa, 2008. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France - Séries sectorielles et analyses étendues - Format SECTEN. Rapport d'inventaire national. 299 pages. Disponible à <http://www.citepa.org/publications/SECTEN-fevrier2008.pdf>
- Clough T., Di H., Cameron K., Sherlock RR., Metherell AK, Clark H., Rys G. 2007. Accounting for utilization of a N₂O mitigation tool in the IPCC inventory methodology for agricultural soils. *Nut. Cy. Agroecosyst.* 78:1-14.
- Crutzen P.J., Mosier A.R., Smith K.A., Winiwarter W., 2007. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuel. *Atmos. Chem Phys. Discuss.* 7, 1191-11205
- Flechard C.R., Ambus P. Skiba U., et al., 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agric. Ecosys. Environ.*, 121, 1-2, 135-152. No sp. "The Greenhouse Gas Balance of Grasslands in Europe".
- Freibauer A., Kaltschmitt M., eds., 2000. Emission Rates and Emission Factors of Greenhouse Gas Fluxes in Arable and Animal Agriculture. Project Report Task 1. EU Concerted Action "Biogenic Emissions of Greenhouse Gases Caused by Arable and Animal Agriculture" (FAIR3-CT96-1877). Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. 375 pp.
- Gabrielle B., Laville P., Hénault C., Nicoulaud B., Germon J.C., 2006. Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES, *Nutr. Cycling Agroecosys.* 74, 133-146.
- Galloway J.N., J.D. Aber, J.W. Erisman, et al., 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* 53, 341-356.
- Garrido F., Hénault C., Gaillard H., Pérez S., Germon J.C. 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydric potentials. *Soil Biol. Biochem.* 34. 559-575.
- Germon J.C., Hénault C., Cellier P., Chèneby 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, 315-328.
- Hénault C., Bizouard F., Laville P., et al., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Glob. Change Biol.*, 11, 115-127.
- Hénault C., Chèneby 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, 713-723.
- IPCC 2007. *Climate Change 2007. The physical science basis.* Cambridge University Press, UK, 1009p
- Li C., Zhuang Y., Cao M., Crill P., et al., 2001. Comparing a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology for developing a national inventory of N₂O emissions from arable lands in China. *Nutr. Cycling Agroecosys.* 60, 159-175.
- Mosier A., Kroeze C., Nevison C., Oenema O., Seitzinger S., van Cleemput O., 1998. Closing the global N₂O fudget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr. Cycling Agroecosys.* 52, 225-248.

- Nicolardot B., Germon J.C., 2008. Emissions de méthane (CH_4) et d'oxydes d'azote (N_2O et NO_x) par les sols cultivés. Aspects généraux et effet du non travail du sol. Etude et gestion des Sols. Volume 15 : 171-182.
- Oenema O., 1999. Strategies for decreasing nitrous oxide emissions from agricultural sources. In proceedings of the international workshop on reducing nitrous oxide emissions from agroecosystems. Desjardins et al. (eds) Banff, Alberta, 256p.
- Oenema, O., H.P. Witzke, Z. Klimont, J.P. Lesschen, and G.L. Velthof, 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133: 280–288.
- Rochette P., Janzen H.H., 2005. Towards a revised coefficient for estimating N_2O emissions from legumes. *Nutr. Cycling Agroecosys.* 73, 171-179.
- Rochette P., 2008. No-till only increases N_2O emissions in poorly-aerated soils. *Soil Till. Res.*, 101, 97-100.
- Sameshima-Saito R., Chiba K., Hiraya J., Itakura M., Mitsui H., Eda S., Minamisawa K. 2006. Symbiotic Bradyrhizobium japonicum reduces N_2O surrounding the soybean root system via nitrous oxide reductase. *Appl. Env. Microb.* 2526-2532.
- 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. *Glob. Change Biol.* 10: 155-160.
- Stehfest E., Bouwman A., 2006. N_2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation : summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutr. Cycling. Agroecosys.* 74:207-288.
- Sutton M.A., Nemitz E., Erisman J.W., et al., 2007. Challenges in quantifying biosphere-atmosphere exchanges of nitrogen species. *Environ. Poll.* 150, 125-139.
- Sutton M.A., Howard C.M., Erisman J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., Grizzetti B., 2011. Assessing our nitrogen inheritance< In: The European Nitrogen Assessment, ed. Billen, G., Bleeker, A., Erisman, J. W., Grennfelt, P., Grizzetti, B., Howard, C., Sutton, M., van Grinsven, H.: Cambridge, UK: Cambridge University Press, Chapter 1, 1-6.
- Van der Gon H.D., Bleeker A., 2005. Indirect N_2O emission due to atmospheric N deposition for The Netherlands. *Atmos. Environ.* 39, 5827-5838.
- Van Groenigen J.W., Velthof G.L. , Oenema O., Van Groenigen K.J., Van Kessel K.C., 2010. Towards an agronomic assessment of N_2O emissions: a case study for arable crops. *Eur. J. Soil Sci.*, 61, 903–913
- Velthof G.L., Oudendag D., Witzke H.P., Asman W.A.H., Klimont Z. O. Oenema O., 2009. Integrated Assessment of Nitrogen Losses from Agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *J. Environ. Qual.*, 38, 402-417.