

Les émissions gazeuses dans le cycle de l'azote à différentes échelles du territoire : une revue

Pierre Cellier¹
Philippe Rochette²
Catherine Hénault³
Sophie Générmont¹
Patricia Laville¹
Benjamin Loubet¹

¹ Inra
UMR 1091 Environnement et Grandes Cultures
78850 Thiverval-Grignon
France
<cellier@grignon.inra.fr>
<sophie.genermont@grignon.inra.fr>
<laville@grignon.inra.fr>
<loubet@grignon.inra.fr>

² Agriculture et Agroalimentaire Canada
2560 Boulevard Hochelaga
Québec QC, G1V 2J3
Canada
<Philippe.Rochette@AGR.GC.CA>

³ Inra
UR 0272 Science du sol
CS 40001 Ardon
45075 Orléans cedex 2
France
<Catherine.Henault@orleans.inra.fr>

Résumé

Jusqu'alors en France, les émissions gazeuses de composés azotés ont suscité un intérêt moindre que la lixiviation du nitrate. Elles touchent pourtant à des questions environnementales importantes relatives au climat, à la santé humaine et à l'évolution des agroécosystèmes. Des estimations à différentes échelles à partir de méthodes d'inventaires classiques, de bases de données et de modèles convergent pour montrer que les émissions gazeuses se produisent surtout sous forme de N₂, puis d'ammoniac. Leur total (NH₃, N₂O, N₂, NO) serait équivalent à la lixiviation/ruissellement sous forme de nitrate. Dans ces pertes, les activités d'élevage prennent une part importante par le biais des émissions d'ammoniac liées aux effluents d'élevage et à leur gestion. Un rappel des processus à l'origine de ces émissions et de leurs facteurs de contrôle pédoclimatiques et agronomiques permet d'identifier les leviers agronomiques mobilisables pour les maîtriser. La présentation des méthodes de mesure des émissions, de leurs domaines d'application et de leur évolution conduit à illustrer la gamme de leurs emplois, allant de la comparaison de traitements sur des essais agronomiques (chambres statiques, par exemple) jusqu'à des évaluations sur de grandes parcelles, voire de petits territoires (méthodes micrométéorologiques). Ce domaine de la métrologie est en évolution rapide avec des progrès récents dans la mesure de composés en traces. Les émissions peuvent aussi être estimées par toute une gamme de modèles allant de modèles linéaires simples (facteurs d'émission) jusqu'à des modèles mécanistes décrivant les processus de transfert et de transformation de l'azote au sein du sol et de la culture, en lien avec le cycle du carbone. Leurs domaines d'application vont de la réalisation d'inventaires nationaux jusqu'à l'évaluation environnementale des pratiques agronomiques et l'analyse des interactions entre les cycles du carbone et de l'azote. Il est aujourd'hui essentiel de prendre en considération ces pertes gazeuses et leurs impacts à différentes échelles dans le raisonnement de la fertilisation et de la gestion des effluents d'élevage à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation agricole et du territoire.

Mots clés : ammoniac ; émission ; mesure ; modélisation ; protoxyde d'azote.

Thèmes : méthodes et outils ; ressources naturelles et environnement ; traitement des sous-produits et déchets.

Abstract

Gaseous emissions at different space scales in the nitrogen cycle: A review

For a long time emissions of gaseous reactive nitrogen has been of less concern in France than nitrate leaching. However, these emissions are known to have significant consequences on the climate, the environment and human health. Estimating emission of reactive nitrogen to the atmosphere at different scales by using classical methods for inventory, as well as databases and models, showed that the largest emission losses are due to N₂ from denitrification, followed by ammonia. The total gaseous losses amount to the same magnitude as nitrate. Livestock farming is a large contributor to gaseous nitrogen losses, mainly through ammonia emissions due to the handling of manure that varies from one system of livestock production to another. Processes at the origin of these emissions are described, as well as their drivers linked to soil, the climate and agricultural practices, along with the main means to mitigate such emissions. Measurement methods are also

Tirés à part : P. Cellier

doi: 10.1684/agr.2013.0641

Pour citer cet article : Cellier P, Rochette P, Hénault C, Générmont S, Laville P, Loubet B, 2013. Les émissions gazeuses dans le cycle de l'azote à différentes échelles du territoire : une revue. *Cah Agric* 22 : 258-71. doi : 10.1684/agr.2013.0641

described, with their fields of application and how they have progressively changed over time. The different methods make it possible to cover a wide range of applications, from comparing agronomic treatments (with e.g. static chambers) to estimating emission over large plots or at the landscape scale (micrometeorological methods). This field of research is progressing rapidly, linked mainly with new analytical developments. Emission can also be estimated using a range of models, from emission factor (e.g. IPCC methodology) to ecosystem models, describing nitrogen transfer and transformation in soil in relation with the carbon cycle. These models can be used for national emission inventories as well as for assessing mitigation measures or analysing the interactions between nitrogen and the carbon cycle. Nowadays, accounting for gaseous losses of reactive nitrogen is an agronomic and environmental issue, which must be considered in fertilization management at the field, farm and landscape scales.

Key words: ammonia; emission; nitrous oxide; measurement; model.

Subjects: natural resources and environment; processing of by-products and wastes; tools and methods.

Introduction : importance des pertes gazeuses de composés azotés

Les émissions gazeuses sont à l'origine d'impacts sur toute une palette d'échelles

D'après Giles (2005), l'azote est la troisième menace pour notre planète, après la perte de biodiversité et le changement climatique. Les impacts de l'azote réactif (Nr)¹ sont en effet multiples et touchent à de nombreuses problématiques environnementales (Sutton *et al.*, 2011). En France, la question de l'azote s'est longtemps focalisée sur le nitrate et la contamination des eaux superficielles, profondes et côtières, les risques pour la santé et plus particulièrement pour les écosystèmes aquatiques. Mais, parmi les problématiques environnementales concernant l'azote, nombreuses

sont celles relatives aux émissions d'azote réactif vers l'atmosphère et aux dépôts qui en résultent : qualité de l'air liée aux émissions d'oxydes d'azote (précurseur d'ozone) et d'ammoniac (précurseur de particules), qualité des sols liée aux dépôts acidifiants (ammoniac, oxydes d'azote et de soufre), eutrophisation et atteinte à la biodiversité dans les écosystèmes liés aux dépôts atmosphériques d'azote, impacts sur le climat (émissions de protoxyde d'azote, particules, liens avec le cycle du carbone). L'agriculture et l'élevage sont concernés en premier lieu par ces émissions de composés azotés vers l'atmosphère, puisque ces activités sont, en France, à l'origine d'environ 97 % des émissions d'ammoniac (dont environ 80 % issues des activités d'élevage), 85 % de protoxyde d'azote et 14 % d'oxydes d'azote (Citepa, 2012).

Les motivations des travaux sur ces émissions atmosphériques d'azote dans les agrosystèmes ont résulté initialement de préoccupations sur leurs impacts sur les écosystèmes non agricoles et le climat. À l'échelle continentale, le phénomène dit « des pluies acides » a mis en évidence l'importance du transport à longue distance de composés azotés dans les impacts sur les écosystèmes (Bobbink et Hettelingh, 2011). Aujourd'hui, du fait du contrôle des émissions d'oxydes de soufre et de la diminution sensible des émissions d'oxydes d'azote, l'ammoniac est le principal composé en cause (Citepa, 2012). En termes d'apport d'azote, les dépôts atmosphériques sont très significatifs

pour les forêts et les écosystèmes peu anthropisés. Ils peuvent, certes, augmenter leur productivité, mais ils peuvent aussi y induire des émissions indirectes de N₂O, puissant gaz à effet de serre (Cellier *et al.*, 2011) et affecter la biodiversité (Hicks *et al.*, 2011). Si l'on descend à des échelles intermédiaires entre la parcelle et le paysage, les dépôts d'ammoniac peuvent être très élevés à proximité des sources (Loubet *et al.*, 2009), posant de ce fait des questions sur les relations de proximité entre sources agricoles (par exemple bâtiments d'élevage, épandage de lisier) et puits (écosystèmes sensibles). La prise en compte de cette hétérogénéité des flux et des impacts est devenue un sujet important de recherche et d'actions (Sutton *et al.*, 2011).

D'un point de vue économique, Brink *et al.* (2011) ont récemment souligné que les coûts principaux des impacts de l'azote réactif passaient majoritairement par ses impacts sur la santé humaine liés à la pollution de l'air ; les coûts concernant la qualité des eaux sont moindres et principalement attribués aux impacts sur les écosystèmes.

Des « pertes » significatives dans le bilan d'azote

Les émissions de composés azotés vers l'atmosphère, en considérant le cumul des formes gazeuses (NH₃, N₂O, NO, N₂...) représentent des quantités d'azote significatives dans un bilan d'azote à l'échelle du globe. Différentes évaluations, faites à partir

¹ On entend par azote réactif (Nr) tous les composés azotés biologiquement, chimiquement ou radiativement actifs dans l'atmosphère et la biosphère terrestre et aquatique. Nr inclut donc les formes de l'azote réduites (par exemple ammoniac [NH₃] et ammonium [NH₄⁺]) ou oxydées (par exemple oxyde d'azote [NO_x], acide nitrique [HNO₃] et nitreux [HONO], protoxyde d'azote [N₂O], nitrate [NO₃⁻], nitrite [NO₂⁻]) et les formes organiques (par exemple urée, amines, protéines et acides nucléiques).

de l'utilisation conjointe de références expérimentales, de bases de données et de modèles, ont montré leur importance (tableau 1). Pour les évaluations à l'échelle des agrosystèmes, le total des « pertes » vers l'environnement (émissions gazeuses et nitrates) représente à peu près la moitié des apports totaux d'azote (engrais minéraux et organiques, fixation symbiotique), le reste correspondant aux exportations par les parties récoltées (Velthof *et al.*, 2009). Si la variabilité est importante, en particulier pour les pertes sous forme de N₂ et de nitrates, ces estimations convergent cependant pour indiquer que le total des pertes gazeuses est supérieur ou égal aux pertes vers les eaux et que les pertes principales sont sous forme de N₂, nitrate et ammoniac.

Une place importante et spécifique de l'élevage

Les pertes gazeuses d'azote réactif se produisent à tous les niveaux de la gestion de l'azote : fertilisation à base d'engrais minéraux et organiques au champ, mais aussi gestion des activités d'élevage (en bâtiments et zones de stockage des effluents) et traitement des produits résiduels (compostage, par exemple). Les flux d'azote dans les systèmes de productions animales sont beaucoup plus complexes que dans les systèmes de production végétale, puisqu'aux flux observés

au niveau des parcelles (cultures, prairies) se rajoutent ceux qui sont liés aux animaux, aux bâtiments d'élevage et aux zones de stockage des effluents ainsi qu'aux échanges entre ces différentes postes (figure 1). Ces flux sont empreints d'une grande sensibilité aux facteurs pédoclimatiques et aux modalités de gestion (Jarvis *et al.*, 2011). Lorsqu'on analyse ces différents postes, on peut voir que les activités d'élevage ont une contribution particulièrement forte aux émissions vers l'atmosphère, par le biais des émissions d'ammoniac dans la chaîne bâtiment-stockage-traitement éventuel-épandage. D'après les chiffres de l'inventaire national (Citepa, 2012), l'élevage représenterait 76 % des émissions d'ammoniac de l'agriculture, 73 % de la somme des émissions d'ammoniac et N₂O, ou 65 % si on y ajoute les émissions de N₂ en supposant un rapport N₂O/(N₂O+N₂) de 0,20. Une attention particulière devra donc être portée à ce secteur d'activité pour réduire les émissions d'azote réactif du secteur agricole vers l'atmosphère (Peyraud *et al.*, 2012).

En conclusion : nécessité de prendre en compte les pertes gazeuses

Les éléments de contexte présentés ci-dessus soulignent la nécessité de mieux connaître et prendre en compte les émissions de composés azotés

gazeux en agriculture pour mieux conduire la fertilisation azotée des cultures dans l'objectif de produire tout en maîtrisant les pertes. Dans la suite de cet article, nous rappellerons tout d'abord quels sont les processus à l'origine de ces émissions et quels en sont les déterminants principaux, pour ensuite présenter les principales méthodes permettant d'évaluer ces émissions à différentes échelles et leurs limites. Nous concluons sur les conséquences de ces émissions de composés azotés gazeux pour l'agronomie et la gestion de la fertilisation.

Les processus d'émission de composés azotés gazeux dans les agrosystèmes et les écosystèmes naturels

L'azote est utilisé en agriculture sous quatre formes principales : urée, ammonium, nitrate et azote organique. L'urée, une fois appliquée sous forme d'engrais industriels ou de pissats d'animaux, est en règle générale rapidement hydrolysée et transformée en

Tableau 1. Flux d'azote issus de l'agriculture à l'échelle globale, en Europe, en France, au Canada et aux États-Unis.

Table 1. Reactive nitrogen emissions from agriculture at the global scale, in Europe, France, Canada, and the U.S.A.

Zone concernée	Source	Unité	N ₂	N ₂ O	NH ₃	NO _x	NO ₃ ⁻
Global	Galloway <i>et al.</i> (2004) ⁽¹⁾	Tg/an	115	11	48	16	48
Europe	Velthof <i>et al.</i> (2009) ⁽²⁾	Gg/an	10 441	475	4 034	475	3 797
Europe	Leip <i>et al.</i> (2011) ⁽³⁾	Gg/an	4 450	380	1 640	80	5 730
France	Velthof <i>et al.</i> (2009) ⁽²⁾	Gg/an	1 873	71	672	106	601
France	De Vries <i>et al.</i> (2011) ⁽⁴⁾	Gg/an		71	573	32	
France	Citepa (2012) ⁽⁵⁾	Gg/an		106	518	31	
Canada	Janzen <i>et al.</i> (2003)	Tg/an		0,49			0,43
États-Unis	EPA (2011)	Tg/an		0,53	2,6	0,3	4,8

(1) évaluation pour l'ensemble des surfaces continentales ; (2) modèle Miterra-Europe ; (3) combinaison de bases de données et de modèles (en particulier Capri-DNDC) ; (4) modèle Integrator ; (5) évaluation selon les procédures officielles de l'United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) et du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC).

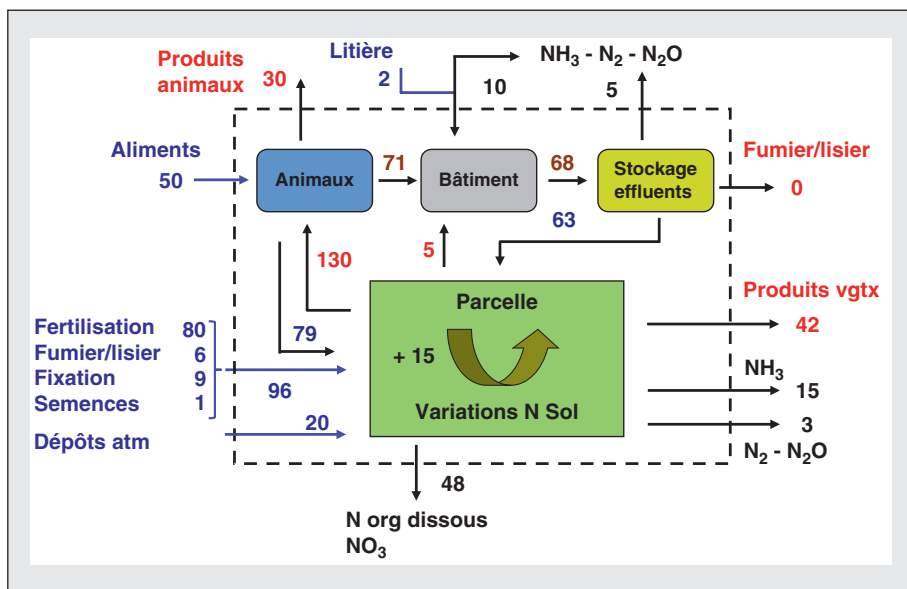


Figure 1. Flux d'azote moyens (en kg N/haSAU/an) et bilans d'azote pour une exploitation française type de production laitière en Bretagne (Peyraud *et al.* [2012] adapté de Jarvis *et al.* [2011]).

Figure 1. Average nitrogen fluxes (kg/ha/y) and budgets for a typical dairy farm in Brittany (France) (from Peyraud *et al.* [2012], adapted from Jarvis *et al.* [2011]).

dioxyde de carbone (CO₂) et ammonium. La minéralisation (ou ammonification) de la matière organique du sol produit également de l'ammonium. L'azote ammoniacal (NH₄⁺ et NH₃), à l'origine de la volatilisation de processus physico-chimiques (*figure 2*), est généralement transformé en nitrate par nitrification en quelques jours à quelques semaines, ce nitrate pouvant lui-même être dénitrifié jusqu'au stade N₂O ou N₂. Ces deux processus sont d'origine microbienne et peuvent aussi s'accompagner d'émissions de protoxyde d'azote et d'oxyde nitrique.

La volatilisation d'ammoniac

Processus et déterminants

L'azote ammoniacal est omniprésent dans les systèmes biologiques, en particulier dans la plante (Massad *et al.*, 2010), les déjections animales (Gac *et al.*, 2007) et les produits

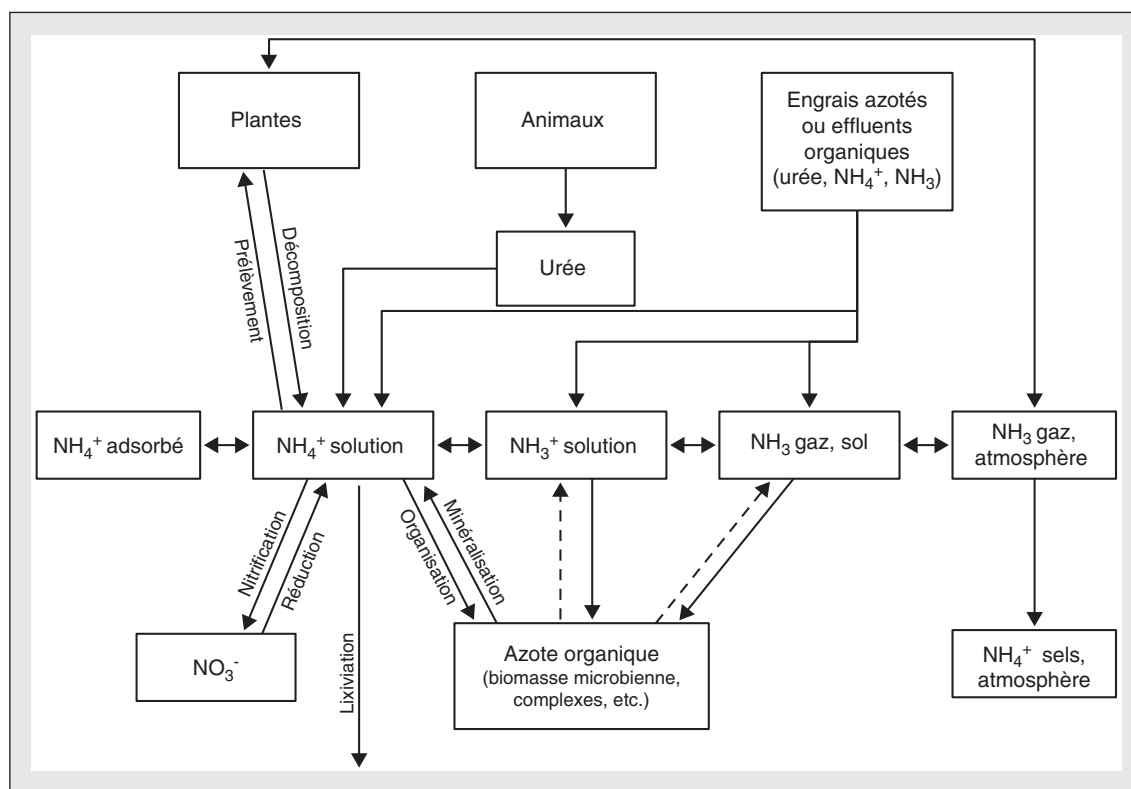


Figure 2. Représentation des transformations de l'azote ammoniacal au niveau d'un sol (d'après Freney *et al.* [1983]).

Figure 2. Representation of ammoniacal nitrogen transformations over a soil (from Freney *et al.* [1983]).

organiques ou, pour les systèmes agricoles, dans les engrais industriels. En absence d'eau, seule la forme minérale NH_4^+ , non volatile, est présente. Mise en solution, elle se dissocie en ses deux formes, NH_4^+ et NH_3 . Or, l'ammoniac (NH_3) est un gaz qui peut être perdu vers l'atmosphère par volatilisation. Les quantités volatilisées dépendent essentiellement de trois facteurs (Sommer *et al.*, 2003) :

- la concentration de la solution (du sol, de la plante, de l'effluent) en azote ammoniacal ;
- la proportion de cet azote ammoniacal présent sous la forme NH_3 ;
- la résistance à la diffusion du gaz vers l'atmosphère, comme détaillé ci-dessous.

En conditions naturelles dans les sols exondés, la minéralisation est en général plus lente que la nitrification, si bien que de fortes concentrations d'azote ammoniacal sont rarement observées. Mais en milieu agricole, les apports d'engrais industriels ou d'effluents d'élevage augmentent de façon soudaine la concentration en azote ammoniacal du sol tant que la nitrification et le prélèvement par les plantes n'ont pas consommé cet excédent. Le risque de volatilisation, qui augmente avec la teneur en ammonium de l'engrais ou de l'effluent, sera donc le plus fort pour l'urée et l'ammoniac anhydre (parmi les engrais de synthèse) et pour les lisiers (parmi les effluents organiques). Le *tableau 2* donne des indications moyennes sur la variabilité de la volatilisation selon les formes d'engrais de synthèse appliqués au champ.

La mise en solution de l'azote ammoniacal entraîne la formation d'ammoniac gazeux dissous. Les quantités déplacées vers l'état gazeux sont alors régies par les conditions physiques et chimiques de la solution. Un pH alcalin augmente la concentration sous forme d'ammoniac, ce qui accroît le risque de volatilisation, de même que des températures élevées déplacent l'équilibre de solubilité vers la forme gazeuse.

Cependant, l'ammoniac gazeux ne sera perdu par volatilisation que si le gaz produit peut être transporté efficacement à l'interface avec l'atmosphère. Dans le sol, l'ammoniac présent dans le système poral pourra être solubilisé dans une eau pauvre en azote ammoniacal, être adsorbé sur les

Tableau 2. Quantités moyennes d'azote volatilisé sous forme d'ammoniac après application au champ de différents engrais minéraux (Citepa [2012], d'après Emep/EEA guidebook [2009]).

Table 2. Average ammonia volatilization following field application of different mineral fertilizers (from Citepa [2012], adapted from EMEP/EEA, 2009).

Type de fertilisant	g N-NH ₃ /kg de N épandu
Ammoniaque anhydre	40
Nitrate d'ammonium	20
Nitrate d'ammonium et de calcium	20
Sulfate d'ammonium	100
Phosphate monoammonique	20
Phosphate diammonique	50
Autres (NK, NPK)	20
Solutions azotées	80
Urée	150

colloïdes ou être nitrifié. Dans un bâtiment, une fosse de stockage ou après une application au champ, le potentiel de volatilisation dépendra notamment de la surface exposée à l'atmosphère.

Différentes étapes de volatilisation dans la gestion de la fertilisation

Dans le cadre de la fertilisation minérale des cultures, seule l'application des engrais au champ doit être considérée, les autres pertes étant négligeables au niveau de l'exploitation. Le choix de la forme d'engrais a une grande influence sur la volatilisation (*tableau 2*). Lorsqu'un engrais ou un effluent est appliqué en surface, une grande partie des émissions se produit dans les premières heures suivant l'application (Génermont *et al.*, 1998 ; Huijsman *et al.*, 2003 ; Sommer *et al.*, 2003). C'est cependant moins vrai pour l'urée car la volatilisation est retardée par le temps nécessaire à son hydrolyse, qui dépend de la teneur en eau du sol et de la température. Dans le cadre de la gestion des effluents d'élevage, les sources sont plus variées puisqu'entre la production de la déjection et sa valorisation au champ, la volatilisation

d'ammoniac peut se produire dans les bâtiments d'élevage, au pâturage et sur les parcours, depuis les zones de stockage des effluents et suite à l'application de ces effluents au champ (Ecetoc, 1994 ; Gac *et al.*, 2007 ; Jarvis *et al.*, 2011) (*tableau 3*). Il est donc nécessaire de considérer toutes ces étapes et d'avoir à l'esprit qu'elles sont interdépendantes. Ainsi par exemple l'azote conservé grâce à la couverture des fosses à lisier va produire un lisier plus riche en azote ammoniacal, ayant donc un potentiel de volatilisation plus important. En conséquence, il est essentiel d'avoir une bonne gestion de l'ensemble de la chaîne depuis la production des déjections jusqu'à leur utilisation agromique pour limiter efficacement ces pertes d'azote par volatilisation. Les plantes elles-mêmes peuvent émettre ou absorber de l'ammoniac par le biais de leurs stomates, ou lors de la décomposition de leurs parties aériennes. Les flux dépendent du point de compensation stomatique pour l'ammoniac (Massad *et al.*, 2010), lui-même lié à la nutrition azotée de la plante et à son état physiologique. En règle générale, une plante en phase de croissance végétative active absorbe de l'ammoniac, alors qu'elle peut en émettre lors de

Tableau 3. Les différentes catégories de sources et leurs contributions aux pertes totales d'ammoniac en élevage.

Table 3. Different source categories in livestock farming, and their contributions to ammonia emissions.

Sources	Gamme de variation (%)
Bâtiments d'élevage	25-50
Installations de stockage des effluents	18-25
Application des effluents d'élevage au champ	30-40
Pâturage (bovins et ovins)	~ 12

La gamme des chiffres (%) intègre les différentes formes d'élevage (bovins, porcins, ovins et volailles). D'après Ademe (2012) sur la base de données Citepa (2012).

phases de sénescence et dégradation des feuilles ou lors d'épisodes de forte chaleur (Asman *et al.*, 1998 ; Massad *et al.*, 2010). Le bilan entre émission et absorption est en général presque équilibré. De même, les légumineuses ne sont généralement pas considérées comme une source d'ammoniac à l'exception des périodes où la culture est détruite (interculture, retournement de luzernière ou prairie). De Ruijter *et al.* (2010) ont montré que les émissions résultant de la décomposition des résidus de culture dépendaient de leur rapport C/N et de leur teneur en azote : émissions négligeables pour des teneurs inférieures à 2 % et pouvant monter à 10 % de l'azote contenu dans les résidus des parties aériennes pour des teneurs de 4 %. Ces émissions sont peu significatives à l'échelle nationale.

Méthodes de réduction des émissions

Il est particulièrement difficile d'éviter la volatilisation en raison des quantités importantes d'azote ammoniacal manipulées. Au champ, une fraction significative d'un apport d'azote ammoniacal au sol sera volatilisée si cet apport est placé près de la surface et qu'une quantité minimum d'eau est présente pour la mettre en solution. Deux catégories de moyens sont utilisées pour limiter le risque de volatilisation :

- la couverture de l'engrais ou de l'effluent : l'injection ou l'enfouissement juste après application (Huijsman *et al.*, 2003) ainsi que la couverture des

fosses de stockage réduisent fortement les risques de volatilisation (de 30 à 70 %) ;

- la limitation du contact avec l'air : les techniques d'application telles que les pendillards, qui limitent la surface de contact entre le lisier et l'atmosphère, peuvent aussi limiter efficacement la volatilisation (jusqu'à 30 %) (Huijsman et Schils, 2009).

On s'accorde sur le fait qu'une incorporation même superficielle (> 5 cm) de l'azote ammoniacal dans le sol est généralement suffisante pour en réduire considérablement la volatilisation, si elle est pratiquée juste après l'apport. L'application en bandes peut nécessiter une incorporation plus profonde en raison d'une plus grande concentration de la source ammoniacale et d'un pH plus élevé.

Les émissions de N₂O

Processus et déterminants

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 d'agriculture intensive comme la France (Citepa, 2012). Les émissions de N₂O résultent principalement de deux transformations microbiennes dans le sol (*figure 3*) :

- la nitrification, qui permet la transformation de l'azote ammoniacal en nitrate ; au cours de cette transformation aérobie, une partie de l'azote est libérée sous forme de N₂O, par un mécanisme qui n'est pas encore complètement identifié ;
- la dénitrification, qui permet la transformation du nitrate en azote

gazeux (N₂) 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 N₂.

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 de grandeur, 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 lié au fonctionnement du milieu naturel (typiquement de l'ordre du kg N/ha/an) et des émissions liées aux pratiques agricoles, notamment les apports d'azote.

À 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'émission² 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'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, GIEC en français) en 1996 et a été ramenée à 1,0 % (0,3-3 %) (IPCC, 2007) à la suite de travaux plus récents. 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, des facteurs climatiques, du fonctionnement microbien des sols et des pratiques agricoles (Smith *et al.*, 2003 ; Freibauer et Kaltschmitt, 2003 ; Flécharde *et al.*, 2007).

Un facteur d'incertitude majeur restant à l'heure actuelle est la fraction d'azote dénitrifié qui est émise sous forme de N₂O, le complément étant émis sous forme de N₂. Ce terme est particulièrement important lorsqu'on veut évaluer les pertes totales d'azote. Les

² Un facteur d'émission représente la fraction des apports d'azote émis sous forme de N₂O.

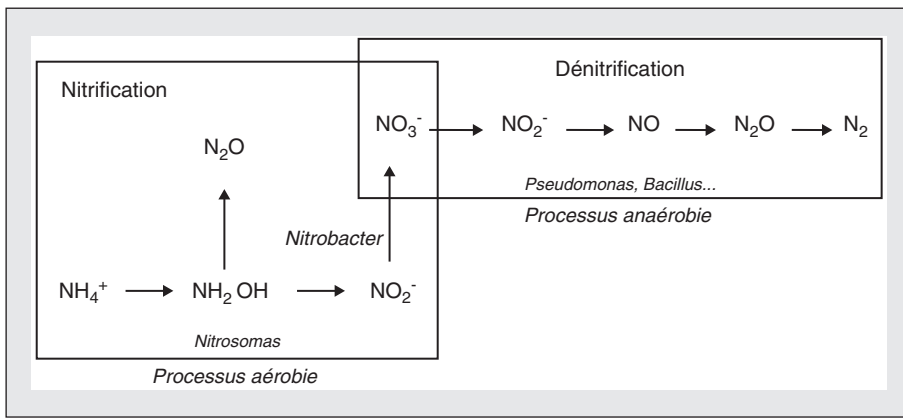


Figure 3. Transformation de l'azote dans le sol par nitrification et dénitrification (d'après Wrage *et al.* [2001]).

Figure 3. Nitrogen transformations in soil, through nitrification and denitrification (from Wrage *et al.* [2001]).

chiffres moyens sont généralement compris entre 10 et 20 %, mais les valeurs mesurées varient entre 0 et 100 %. Hénault *et al.* (2001) ont montré que cette fraction dépendait notamment du type de sol et serait plus élevée pour les sols acides. Cette fraction pourrait également être plus faible pour les sols très engorgés, la faible vitesse de diffusion du N_2O vers la surface augmentant sa probabilité d'être réduit en N_2 .

Pratiques agricoles et émissions de N_2O

L'effet des apports de fertilisants sur les émissions de N_2O est sans doute le phénomène le mieux documenté dans la littérature scientifique et technique. On observe en général un ou des pics d'émissions dans les jours et semaines suivant l'apport d'azote mais leur occurrence et leur intensité dépendent fortement des conditions météorologiques (précipitations, température) et des conditions de sols (Hénault *et al.*, 2001 ; Laville *et al.*, 2011). De manière générale, les pratiques visant à améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote, par exemple en ajustant les apports aux besoins de la plante, tendraient à limiter conjointement les émissions de N_2O et de nitrate (Oenema *et al.*, 2009). Les effets de la gestion des effluents d'élevage apparaissent incertains 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 des travaux ont montré que les apports de matière organique fraîche pourraient favoriser la réduction de N_2O en N_2 (Hénault *et al.*, 2001). La démonstration au champ reste cependant à faire.

En matière de travail du sol, la tendance actuelle à sa simplification pour réduire les temps de travaux 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. Ainsi, Nicolardot et Germon (2008) mentionnent des émissions de N_2O globalement plus fortes en semis direct qu'avec labour. Mais c'est peut-être surtout lors de la transition du labour au semis direct que les émissions de N_2O seraient augmentées. D'après Six *et al.* (2004), elles redeviendraient semblables au bout de quelques années.

Rochette et Janzen (2005) et Jeuffroy *et al.* (2013) ont montré le faible niveau, voire la quasi-absence d'émission, pour les légumineuses lors de la phase de croissance de la culture. Néanmoins, les émissions liées à la décomposition des résidus des légumineuses lors de leur enfouissement peuvent être importantes en raison de leur forte teneur en azote. La présence de légumineuses dans une grande partie des prairies pourrait également être une opportunité pour réduire les

émissions de N_2O en limitant les apports d'engrais. Au-delà du fait que la fixation symbiotique ne s'accompagne pas d'émissions de N_2O (Rochette et Janzen, 2005), il a été montré que certaines bactéries fixatrices symbiotes de légumineuses cultivées ont la capacité enzymatique de réduire N_2O en N_2 (Sameshima-Saito *et al.*, 2006 ; Hénault et Revellin, 2011), ce qui pourrait constituer un levier pour réduire les émissions de N_2O à partir des sols portant ces cultures. Ici aussi, la démonstration au champ reste à faire.

Les inhibiteurs de nitrification, qui visent à ralentir la production d'azote nitrique issu de la transformation de l'azote ammoniacal, sont réputés pouvoir réduire à la fois les pertes par lixiviation et les émissions de N_2O . Merino *et al.* (2002) ont observé une baisse importante des émissions de N_2O après application de lisier au champ mais l'effet réducteur de l'inhibiteur peut être fortement diminué dans certains cas, notamment lorsque le pH du sol est faible ou pour des lisiers très dilués. Leur potentiel d'utilisation sur les pâturages apparaît meilleur que sur cultures.

Quantification des flux d'azote réactif gazeux à différentes échelles

Mesurer les émissions, voire les dépôts, de polluants atmosphériques et gaz à effet de serre est essentiel pour quantifier les pertes d'azote des systèmes agricoles, évaluer leur impact environnemental, ou évaluer l'efficacité de méthodes de réduction des émissions. Cependant ces mesures sont souvent difficiles et empreintes de fortes incertitudes en raison : 1) de la nature diffuse de ces émissions, avec des valeurs par unité de surface faibles ; 2) de leur forte dépendance aux conditions de l'environnement (sol, climat) et aux pratiques agronomiques qui induisent notamment une forte variabilité temporelle ; 3) de la configuration parfois complexe des sources (en particulier depuis les bâtiments d'élevage bovin).

Les méthodes d'évaluation peuvent se classer en deux grandes catégories : les méthodes expérimentales, qui permettent de mesurer directement des émissions et dépôts de composés azotés gazeux, et les modèles dont le champ d'application est souvent de permettre des évaluations intégrées sur de longues périodes de temps, des zones plus larges ou d'analyser des scénarios d'évolution.

Méthodes expérimentales

On ne s'intéressera ici qu'aux méthodes de mesure directe des émissions, faisant par exemple abstraction des méthodes de défaut de bilan. Deux grands types de méthodes peuvent être distingués :

- les méthodes en enceinte close ou à flux contrôlé, où les mesures sont faites au niveau de la source avec un écoulement d'air nul, contrôlé ou mesuré. Ce sont typiquement les méthodes de chambres au sol ou de mesure dans les bâtiments d'élevage ;
- les méthodes qui mesurent directement le transfert depuis la surface ou le bâtiment vers l'atmosphère, à partir de mesures de concentration, de vent et de température/humidité dans la basse atmosphère.

Méthodes de chambres statiques ou dynamiques

Ces méthodes consistent à mesurer dans une enceinte close l'augmentation de la concentration à partir de la fermeture de la chambre (chambres statiques) ou la concentration à l'équilibre dans ou en sortie de la chambre (chambre dynamique).

Les chambres statiques sont les plus couramment utilisées pour des mesures d'émission de N_2O par les sols. Le flux d'émission est calculé à partir de l'augmentation de concentration dans le temps, connaissant la géométrie de la chambre (Parkin et Venterea, 2010). La mesure est répétée périodiquement, avec des intervalles de temps de quelques jours à quelques semaines, en augmentant souvent la fréquence après les apports d'engrais. Plus récemment, des systèmes de chambres automatiques ont été développés (Laville *et al.*, 2011), permettant de faire un suivi fin et continu des émissions sur

toute l'année. Deux exemples de suivis des émissions de N_2O à l'aide de chambres statiques mettent en évidence la forte variabilité spatiale et temporelle des émissions (figure 4).

Dans les chambres dynamiques, la surface est balayée par un écoulement d'air et l'émission est calculée par différence entre la concentration de l'air entrant et de l'air sortant ou à l'équilibre dans la chambre. Un cas typique de chambre dynamique utilisé en agronomie est celui des tunnels de ventilation (Lockyer, 1984), systèmes à partir desquels de nombreuses références ont été obtenues sur les émissions d'ammoniac (Sinterman *et al.*, 2012).

Le domaine d'application de prédilection des chambres est la comparaison

de traitements agronomiques (modalités de fertilisation, de travail du sol...) en raison de leur adaptation à de petites parcelles (quelques dizaines à centaines de mètres carrés), de leur coût modéré et des exigences en technicité limitées, conditions qui permettent de multiplier les systèmes de mesure. En outre les chambres statiques sont, en raison de leur « légèreté » d'utilisation (prélèvements manuels) adaptées à des essais multiloceaux, permettant d'investiguer la variabilité spatiale des émissions liée par exemple aux sols et climat.

Méthodes micrométéorologiques

Les méthodes micrométéorologiques mesurent directement le transfert

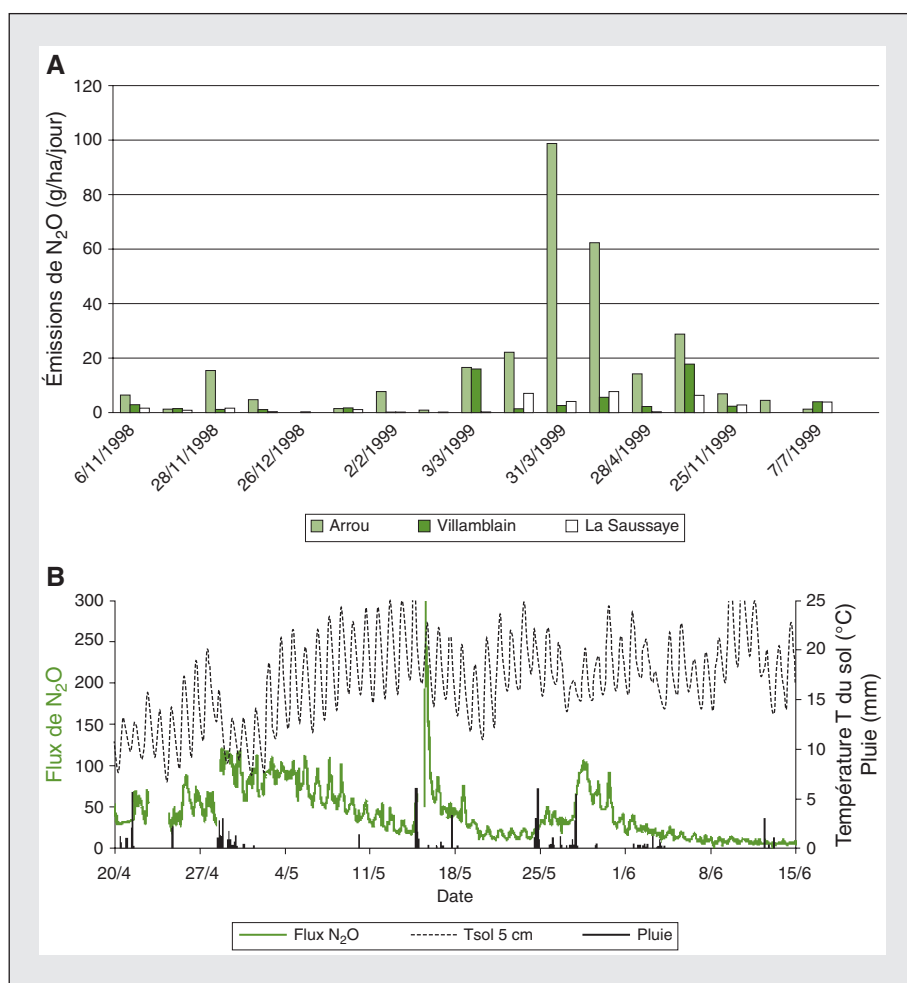


Figure 4. Exemple de mesures d'émission de N_2O .

Figure 4. N_2O emission measurements.

A) sur un cycle complet d'une culture de blé en trois sites dans la Beauce à l'aide de chambres statiques manuelles (Hénault *et al.* [2005]) ; B) sur une période de deux mois au printemps 2009 sur une culture de maïs à l'aide de chambres automatiques (Laville *et al.* [2011]).

vertical du composé d'intérêt entre la surface et l'atmosphère à partir de mesures de concentration, de vitesse du vent et de température de l'air, pour certaines d'humidité de l'air.

Dans la *méthode du gradient aérodynamique*, l'émission est considérée comme proportionnelle au gradient vertical de concentration du gaz étudié, le coefficient de proportionnalité étant un coefficient de transfert vertical (diffusivité turbulente) (Foken, 2008). L'application de la méthode suppose de mesurer un profil de concentrations à au moins deux hauteurs au-dessus de la surface étudiée, sur une base de temps de 15 à 60 minutes. Cette méthode a permis de montrer la dynamique des émissions pilotée par la disponibilité en azote à la surface et les variations horaires de température (Génermont *et al.*, 1998).

La *méthode des covariances turbulentes* est fondée sur le fait que les composés émis sont transportés par les tourbillons de vent au-dessus de la surface (Foken, 2008). L'application de cette méthode demande de disposer de capteurs de vent et de concentration capables de mesurer avec une fréquence de plusieurs Hz, voire dizaines de Hz. Cette méthode, devenue la méthode de référence pour les mesures de flux de CO₂, commence à être utilisée pour la mesure des flux de N₂O (Laville *et al.*, 1997 ; Jones *et al.*, 2011) et de NH₃ (Whitehead *et al.*, 2008).

Méthodes basées sur la dispersion depuis la source

Ces méthodes évaluent l'émission à partir de la dispersion du composé émis dans l'atmosphère (Loubet *et al.*, 2009).

La *méthode du bilan de masse* consiste à estimer l'émission d'une zone délimitée (par exemple, parcelle après application de lisier) en faisant un bilan des entrées et sorties dans les basses couches de l'atmosphère. Cette méthode a été employée sur des sources surfaciques en mesurant sur toute l'épaisseur de la couche limite se développant sur le champ (Génermont *et al.*, 1998) ou sur des sources ponctuelles en mesurant dans le panache transporté par le vent.

La *modélisation inverse* calcule l'émission qui permet de reconstituer les

concentrations mesurées à un niveau au-dessus de la parcelle émettrice et leur dynamique, connaissant les conditions de dispersion atmosphérique dans la couche limite de surface. Des premiers essais ont été conduits récemment pour évaluer l'applicabilité de cette méthode à des essais agronomiques sur des parcelles de quelques centaines de mètres carrés (Cohan *et al.*, 2012).

Le *traçage atmosphérique* consiste à injecter au niveau de la source considérée (parcelle, bâtiment, fosse) un traceur inerte et à mesurer à une certaine distance, dans le panache de cette source, le rapport des concentrations entre le traceur et les composés d'intérêt, qui est supposé être le même que celui des émissions. On suppose que les deux composés sont transportés de la même manière par la turbulence atmosphérique, ce qui est généralement le cas en situation naturelle. Un avantage important de cette méthode est qu'elle peut s'appliquer à des sources de configurations très différentes, éventuellement complexes (bâtiments).

Comparabilité des méthodes

Historiquement, à la fois pour des raisons liées aux capacités météorologiques (sensibilité, seuils de détection, constantes de temps) et de communautés scientifiques concernées, les mesures d'émissions de composés ont d'abord été faites à l'aide de chambres au sol et de tunnels de ventilation (années 1970-1980), pour aller vers des méthodes de bilan de masse (années 1980-1990) puis vers les méthodes micrométéorologiques telles que la méthode des gradients, puis des covariances (années 2000) (Sinterman *et al.*, 2012). À l'apparition de nouvelles méthodes, des comparaisons ont régulièrement été faites en prenant pour référence les méthodes plus anciennes, mieux établies (Smith *et al.*, 1994 ; Laville *et al.*, 1997 ; Jones *et al.*, 2011), montrant généralement un accord satisfaisant.

Cependant des effets spécifiques peuvent être attendus dans certaines situations. Dans une synthèse des données d'émissions d'ammoniac depuis 1989, Sinterman *et al.* (2012) ont mis en évidence une évolution liée aux méthodes employées, avec une

décroissance des émissions estimées à mesure qu'on a travaillé sur des surfaces plus grandes (méthodes micrométéorologiques à l'échelle de la parcelle). Cette constatation, liée à des effets d'advection qui sont fonction de la taille du dispositif (Loubet *et al.*, 2009), peut donc amener à corriger certains résultats obtenus sur de petites parcelles (quelques mètres carrés à quelques ares).

Conclusions sur les méthodes expérimentales

On dispose donc aujourd'hui de tout un panel de méthodes permettant de mesurer les émissions de composés azotés gazeux dans des conditions diverses et à différentes échelles, avec une résolution temporelle plus ou moins bonne, allant de l'heure (méthodes micrométéorologiques) à la journée, voire plus (méthodes de chambres manuelles). Les applications pratiques et opérationnelles sont souvent contraintes par la disponibilité d'analyseurs adaptés (sensibilité, constante de temps, adaptation aux conditions d'environnement) pour la mesure de gaz en traces. De nombreux développements analytiques ont été conduits au cours des dernières décennies et il s'agit toujours d'un domaine en forte évolution. Le *tableau 4* rappelle les principales caractéristiques des méthodes utilisées, ainsi que leurs domaines et conditions d'application.

Les enjeux se trouvent aujourd'hui souvent aux échelles plus larges de l'exploitation, du paysage ou du territoire. À ces échelles, deux types d'approches ont été utilisés jusqu'ici :

- mise en place de réseaux de mesures multisites avec des chambres au sol, couplées avec des modèles d'émission permettant de réaliser l'interpolation spatiale et temporelle (Gabrielle *et al.*, 2006) ;

- utilisation de méthodes micrométéorologiques : l'empreinte de la mesure par une méthode telle que celle des covariances dépend de la hauteur de mesure. C'est ainsi qu'en plaçant les capteurs à quelques dizaines de mètres de hauteur, la zone investiguée est de plusieurs kilomètres carrés. On se heurte toutefois à l'hétérogénéité des émissions, qui peut demander d'appliquer des méthodologies particulières de traitement du signal et des données (Foken, 2008).

Tableau 4. Domaine d'application, avantages et inconvénients des méthodes de mesure des émissions de composés azotés gazeux.

Table 4. Fields of application, advantage and drawbacks of gaseous emission measurement methods.

Méthode	Domaine d'application	Avantages	Inconvénients
Chambres statiques	Flux faibles Variabilité spatiale Comparaison de traitements	Facile à mettre en œuvre Sensibilité Essais multiloaux (chambres manuelles)	Modification du milieu Mesure discontinue Petite surface (<math>< m^2</math>)
Tunnels de ventilation	Flux forts (ammoniac) Comparaison de traitements	Modifie assez peu le milieu Suivi continu possible	Infrastructure lourde (puissance électrique)
Méthodes micrométéorologiques (gradient)	Suivis continus Conditions naturelles Mesures de dépôts possibles	Intègre sur de grandes surfaces (hectares) Ne modifie pas le milieu	Technicité Coût Nécessite une grande (ha) parcelle homogène et plane
Méthodes micrométéorologiques (covariance)			Idem à ci-dessus + capteur rapide
Méthode inverse	Suivis continus Conditions naturelles Comparaison de traitements	Mesure en un seul point	S'applique plutôt à une source isolée
Traçage atmosphérique	Émissions localisées (bâtiments, fosses, ...)	S'applique à des milieux variés et complexes	Mesure ponctuelle Technicité

Enfin, la nécessité d'acquérir des références représentatives des émissions sur une large gamme de pratiques et de systèmes de productions végétales ou animales a fait émerger un besoin de méthodes simplifiées de mesure applicables sur un grand nombre de sites. Elles sont fondées sur les méthodologies précédemment détaillées, mais dans des configurations utilisant des capteurs moins chers et demandant moins de compétences spécifiques ou sur des bases de temps plus longues (plurihoraires à plurihebdomadaires). On peut trouver dans cette catégorie des chambres cumulant les concentrations sur plusieurs semaines, des méthodes micrométéorologiques simplifiées ou l'utilisation de modèles inverses sur des dispositifs expérimentaux (Loubet *et al.*, 2010).

Utilisation de modèles

L'utilisation de modèles d'évaluation des émissions de composés azotés est rendue nécessaire pour deux ensembles de raisons principales. Tout d'abord, des modèles décrivant les

processus permettent d'analyser les émissions, voire d'évaluer par simulation les effets *a priori* des mesures de réduction des émissions ou les évolutions, liées au changement climatique ou à des inflexions dans les pratiques. Ensuite des modèles sont souvent utiles, voire nécessaires pour faire des évaluations à différentes échelles (territoire ou pays) ou à différents niveaux d'organisation (exploitations, filières), c'est-à-dire dans des cas où il n'est pas possible de mesurer directement les émissions. Ces modèles peuvent être de niveaux de complexité très différents, allant d'une simple relation linéaire entre intrants et émissions de N_2O ou NH_3 (facteurs d'émission), à des modèles mécanistes décrivant explicitement les émissions et leurs variations en fonction des variables pédoclimatiques et des pratiques agronomiques. Les modèles ne se substituent toutefois pas aux mesures directes, ne serait-ce que parce que celles-ci sont nécessaires pour mettre au point et valider ces modèles. Une grande variété de modèles existe à l'heure actuelle. Nous en présentons deux grandes familles, qui nous semblent les plus emblématiques

des développements et applications actuels.

Méthodologies fondées sur des facteurs d'émission

Les facteurs d'émission (FE) sont la méthodologie la plus utilisée pour la réalisation des inventaires d'émissions (IPCC, 2007 ; Citepa, 2012). Les émissions d'une espèce i (E_i) sont estimées comme le produit d'une activité (A) par un facteur d'émission (FE_i) :

$$E_i = FE_i \times A$$

Dans notre cas, A est en général la quantité d'azote apportée sur une parcelle cultivée, sur une prairie lors du pâturage ou dans un bâtiment d'élevage par excréation. Dans sa version la plus basique, FE_i est une constante, mais il existe des facteurs d'émission variables selon les conditions pédoclimatiques, la forme de l'engrais, etc. On peut également leur appliquer des facteurs de réduction liés à certaines pratiques agricoles, par exemple l'enfouissement de lisier pour ce qui concerne l'ammoniac

(Emep/EEA, 2009). Ces facteurs d'émissions et leurs gammes de variations ont en général été déterminés à partir de résultats expérimentaux. Il s'agit donc d'estimations empiriques dont la validité n'est établie que pour la gamme de conditions dans lesquelles les données ont été obtenues.

L'évaluation des émissions doit être exhaustive et éviter des doubles comptages. Dans notre cas, l'activité **A** prend en compte l'ensemble des sources d'azote pour la culture ou la situation donnée : apport d'engrais industriels, apport d'engrais organiques, dépôts atmosphériques, décomposition des résidus et décomposition de la matière organique des sols lors des changements d'usage des sols conduisant à une baisse du stock de matière organique dans le sol.

Pour le N_2O , l'inventaire des émissions de N_2O de l'agriculture française est réalisé tous les ans dans le cadre de la convention UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change* [Citepa, 2012]). Le FE servant à l'inventaire national français et dont l'utilisation est la plus répandue est celui de niveau 1 du GIEC³ (IPCC, 2007). Sa détermination est basée en grande partie sur l'étude de Bouwman *et al.* (2002) qui estiment qu'environ 1 % de l'azote apporté au sol sera émis sous forme de N_2O . Bien que sa valeur ait été confirmée dans plusieurs études, il a été démontré que son utilisation peut entraîner d'importants biais dans plusieurs situations (Rochette *et al.*, 2008). En effet, la grande majorité des études utilisées par Bouwman *et al.* (2002) a été réalisée sous des conditions relativement fraîches et humides (Est canadien, Royaume-Uni, Centre-Ouest de l'Europe) et il est probable que le FE de rang 1 du GIEC surestime les émissions lorsqu'il est utilisé dans

des situations plus sèches. Plusieurs expérimentations, ou certaines analyses impliquant un ensemble d'expérimentations, ont montré que la réponse des émissions de N_2O à la fertilisation n'était pas forcément linéaire, avec en particulier des émissions croissant rapidement aux fortes doses d'engrais. Cela pose la question de la pertinence d'une relation linéaire. Philibert *et al.* (2012) ont notamment montré, sur le jeu de données de Stehfest et Bouwman (2006) que des formes non linéaires représentaient mieux les données, malgré leur grande variabilité. Une alternative à l'utilisation du FE de niveau 1 du GIEC est la détermination de FE spécifiques à la région ou au pays. Rochette *et al.* (2008) ont ainsi montré que les valeurs de FE peuvent varier de 0,16 à 1,7 % au Canada en fonction de l'aridité du climat et de la texture des sols. Ces FE, dits de niveau 2, sont considérés plus précis que ceux de niveau 1 car exprimant plus fidèlement l'effet des pratiques agricoles et des conditions locales de sol et de climat sur les émissions de N_2O . Ils permettent, dans une certaine mesure, d'améliorer les inventaires en adaptant les estimations d'émissions aux conditions pédoclimatiques et aux pratiques agricoles. En raison de la grande variabilité spatiale et temporelle des émissions, cette option nécessite cependant de disposer de nombreux résultats expérimentaux couvrant un large spectre d'émissions afin d'obtenir un FE robuste. À partir d'une synthèse des données publiées dans les conditions françaises ou proches, Gac *et al.* (2007) ont produit des facteurs d'émission spécifiques aux conditions françaises à partir des effluents d'élevage.

Pour l'ammoniac, l'inventaire des émissions de NH_3 de l'agriculture française est réalisé tous les ans dans le cadre de la convention UNECE/CLRTAP⁴ (Citepa, 2012). Le principe est le même que pour le N_2O , mais on a ici un degré de raffinement plus important, avec notamment une distinction claire entre les engrais minéraux et les effluents d'élevage, entre application sur parcelles cultivées ou prairies et bâtiments d'élevage ou fosses de stockage et enfin une prise

en compte des méthodes de réduction des émissions. Le *tableau 2* a montré que les FE des engrais minéraux présentaient une grande variabilité. Les synthèses faites par Ecetoc (1994), Harrison et Webb (2001) et Sommer *et al.* (2003) ont conclu que les émissions dépendent fortement du type de sol, des conditions météorologiques, des doses et de l'heure d'application.

En pratique, à part pour les légumineuses, on n'attend pas d'émissions significatives à partir des cultures non fertilisées. Ces émissions se produisent essentiellement lors de la destruction des parties aériennes mais elles ne sont en général pas significatives à l'échelle d'un pays (de Ruijter *et al.*, 2010). Par contre, même non fertilisées, les prairies pâturées sont considérées comme une source d'émissions, les animaux transformant l'azote stable de la matière organique des plantes en azote labile dans les déjections (urine, fèces).

Comme on l'a vu, la source principale d'ammoniac est l'élevage. L'azote excrété par les animaux étant en grande partie sous forme ammoniacale (urée) et en phase liquide, il a un potentiel de volatilisation plus élevé que les engrais industriels. Ecetoc (1994) et le guide de référence Emep/EEA (2009) fournissent une liste assez exhaustive de facteurs d'émission pour les différents types d'effluents, incluant leur origine (bovins, porcins, ovins, volailles), les différents postes (bâtiments, zones de stockage, épandage, pâturage), ainsi que des facteurs de réduction des émissions par différentes pratiques. La synthèse de Gac *et al.* (2007) a permis de déterminer des facteurs d'émission adaptés aux conditions françaises et a confirmé que l'élevage bovin était de loin la première source d'ammoniac en France (plus de 70 % pour Gac *et al.* [2007], 76 % pour le Citepa [2012]) et que les principaux postes de pertes étaient les bâtiments (42 %) et l'épandage au champ (30 %). Outre la dose d'azote, les facteurs d'émissions peuvent être affinés en prenant en compte la température et le pH du sol, faisant ainsi référence au climat et au type de sol dans les inventaires (Emep/EEA, 2009). Cependant, les relations croissantes avec la température, établies pour les conditions d'Europe du Nord, peuvent ne pas être valables dans le Sud de la France, en raison des conditions plus

³ Les normes guides du GIEC proposent trois niveaux de modes d'évaluation des émissions de gaz à effet de serre : le niveau 1 repose sur l'application de coefficients d'émission tirés de la littérature internationale et applicables partout en absence de données locales plus précises. Le niveau 2 propose l'application de coefficients d'émission définis à partir d'expérimentations locales dont les résultats ont été validés ; le niveau 3 repose sur l'utilisation de modèles et d'outils d'évaluation plus complexes permettant de prendre en compte la variabilité des conditions d'émissions : ces modèles ou ces outils doivent avoir été validés par une expertise reconnue.

⁴ Convention on long range transport of air pollution (<http://www.unece.org/env/lrtap/>).

sèches qui diminuent la volatilisation (Rochette *et al.*, 2008).

Modèles simulant les processus de transformation de l'azote dans les sols

Plusieurs modèles mathématiques ont été développés pour l'estimation des émissions de N₂O, NO et NH₃ à partir des sols agricoles. Ces modèles, qu'ils proviennent de la famille des modèles biogéochimiques (Daycent, DNDC) ou de celle des modèles de culture (Stics, Ceres-EGC, Pasim), simulent tous les transformations de l'azote et du carbone dans le sol et la plante et les émissions vers les eaux (nitrate) et l'atmosphère (N₂O, NH₃, NO) qui en résultent. Les modèles les plus utilisés sont DayCent (Del Grosso *et al.*, 2005) et DNDC (Li *et al.*, 2001) dont une version a été adaptée aux conditions européennes. En France, plusieurs modèles ont été développés pour les systèmes de grandes cultures (Ceres-EGC [Gabrielle *et al.*, 2006], Stics [Brisson *et al.*, 2003] et NOE [Hénault *et al.*, 2005]) et de pâturage (PaSiM [Saletes *et al.*, 2004]). Ces modèles utilisent comme entrées des données sur le sol, le climat, la culture et les pratiques agricoles, à des niveaux de détail plus ou moins sophistiqués selon les modèles. L'approche mécaniste de ces modèles leur permet de simuler les émissions des différents composés azotés sur toute une gamme de conditions pédoclimatiques et de pratiques agricoles. À ce titre, ils permettent d'analyser, dans une certaine mesure, les différences entre sites expérimentaux, ou entre pratiques ou cultures sur un même site, ainsi que d'arbitrer entre les différentes émissions d'azote réactif et donc d'impacts. Ce type de modèle a notamment été utilisé pour établir des cartographies des émissions à l'échelle européenne (Leip *et al.*, 2011) ou analyser les composantes de la contribution de rotations à l'effet de serre (Lehuger *et al.*, 2009).

Prise en compte dans des modèles d'exploitation et des outils d'aide à la décision

Compte tenu de leur importance agronomique et environnementale,

les pertes atmosphériques d'azote sont de plus en plus prises en compte dans des modèles intégratifs à l'échelle de l'exploitation agricole de grande culture ou d'élevage (Schils *et al.*, 2007), mais aussi d'outils d'aide à la décision et d'indicateurs dans le domaine de la fertilisation (Parnaudeau *et al.*, 2010 ; Bockstaller *et al.*, 2012). Des modèles dits « de ferme », tels que FarmSim (Saletes *et al.*, 2004), FarmGHG (Olesen *et al.*, 2006) ou Mélodie (Faverdin *et al.*, 2011) permettent de prendre en compte toute la complexité des transferts d'azote au niveau des différents postes de l'exploitation (Schils *et al.*, 2007). Ils vont d'une simple description des flux de matière et d'énergie au sein d'une exploitation vue comme un système cohérent à des modèles qui prennent en compte les processus de décision et l'évolution de l'exploitation sous l'influence de contraintes externes. Ils présentent donc le grand intérêt de permettre de raisonner les pertes d'azote à l'échelle de l'exploitation et d'examiner l'impact de différentes options sur les pertes à différents niveaux dans la gestion de l'azote par l'agriculteur ou l'éleveur.

Conclusions : Quelles conséquences pour l'agronomie ?

L'importance des pertes gazeuses d'azote dans les systèmes agricoles souligne la nécessité de les prendre en compte dans la gestion de la fertilisation. Cela est particulièrement vrai dans le cas des systèmes de productions animales où ces pertes ne concernent pas que l'application d'engrais minéraux ou organiques, mais toutes les étapes de gestion des effluents, depuis la production des déjections jusqu'à leur éventuelle utilisation agronomique, avec une contribution particulièrement importante des émissions d'ammoniac. C'est d'ailleurs l'une des caractéristiques des pertes gazeuses de nécessiter de dépasser l'échelle de la parcelle, puisqu'il peut y avoir des pertes gazeuses d'une part à d'autres postes de l'exploitation (bâtiment, stockage des effluents), d'autre part en d'autres lieux (émissions indi-

rectes de N₂O par exemple). Il faut donc adopter une démarche plus générale de gestion de l'azote, en complément du pilotage de la fertilisation à la parcelle, prenant en compte des échelles plus englobantes.

Un autre point qui doit être considéré est celui de la diversité des impacts liés aux pertes gazeuses. Cela amène tout d'abord à resituer ces émissions dans un contexte spatial puisque ces impacts touchent toute une gamme d'échelles depuis le local (impact sur les zones riveraines des épandages ou bâtiments d'élevage, particulièrement dans le cas d'écosystèmes sensibles) jusqu'au global (changement climatique, couche d'ozone, pour le N₂O) en passant par les échelles de la petite région et du continent. Mais surtout, cette diversité d'impacts nécessite de considérer les politiques environnementales afférentes, avec les mesures qui peuvent ou pourront s'appliquer aux activités agricoles : baisse des plafonds nationaux d'émission pour l'ammoniac dans le cadre de la directive NEC 2001/81/EC (*National Emission Ceilings*, qui concerne les politiques sur la qualité de l'air), directive 2010/75 relative aux émissions industrielles concernant les Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) dont certaines exploitations d'élevage, plan particules (juillet 2010) qui comprend des mesures sur les émissions d'ammoniac, objectifs de réduction des émissions de gaz à effet de serre qui concernent le N₂O. Le contexte risque d'évoluer fortement à court terme, d'une part par un renforcement des exigences, d'autre part par l'établissement possible de liens entre ces politiques relatives à la qualité de l'air et de l'eau, voire avec celle qui concerne le changement climatique (Oenema *et al.*, 2011).

Les questions posées par les pertes gazeuses amènent donc à revoir les pratiques de gestion de l'azote de différents points de vue :

– en ne s'intéressant pas à une seule forme de l'azote mais, dans la mesure du possible aux principales formes d'azote réactif d'origine agricole. Cela suppose d'utiliser des indicateurs et/ou des modèles qui prennent en compte de manière équilibrée ces différentes formes et permettent à l'agriculteur ou l'éleveur, le cas échéant, d'arbitrer entre différents risques ;

- en resituant l'activité agricole dans son environnement, car les impacts des fuites d'azote peuvent être très différents selon la sensibilité et la proximité des milieux récepteurs ;
- en prenant en compte les spécificités des systèmes de production et en faisant des bilans à l'échelle de l'exploitation et pas seulement à celle des parcelles, surtout dans le cas des systèmes de productions animales ;
- en s'inscrivant dans une démarche résolument pluridisciplinaire associant aux sciences agronomiques (incluant les sciences animales), les sciences de l'environnement (eaux, atmosphère, sols, écosystèmes) et les sciences économiques et sociales. ■

Références

- Ademe, 2012. *Les émissions agricoles de particules dans l'air : état des lieux et leviers d'actions*. Réf 7416. Paris ; Angers : Ademe. www.ademe.fr.
- Asman WAH, Sutton MA, Schjoerring JK, 1998. Ammonia : emission, atmospheric transport and deposition. *New phytologist* 139 : 27-48.
- Bobbink R, Hettelingh JP, 2011. *Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships*. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. (n° 680359002). Bilthoven : RIVM.
- Bockstaller C, Vertès F, Aarts F, Fiorelli JL, Peyraud JL, Rochette P, 2012. Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs. In : Peyraud JL *et al.*, eds. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, rapport Inra. Paris : Inra. <https://www5.paris.inra.fr/depe/Publications/Rapports-et-syntheses>.
- Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH, 2002. Modelling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles* 16 : 1080.
- Brink, C, van Grinsven H, Jacobsen BH, Rabl A, Gren IM, Holland M, *et al.*, 2011. Costs and benefits of nitrogen in the environment. In : Sutton, MA, Howard CM, Erismann JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, *et al.*, eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge : Cambridge University Press.
- Brisson N, Gary C, Justes E, Roche R, Mary B, Ripoche D, *et al.*, 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18 : 309-32.
- Cellier P, Durand P, Hutchings N, Dragosits U, Theobald M, Drouet JL, *et al.*, 2011. Nitrogen flows and fate in rural landscapes. In : Sutton MA, Howard CM, Erismann JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, *et al.*, eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge : Cambridge University Press.
- Citepa, 2012. *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France. Séries sectorielles et analyses étendues. Format Secten*. Paris : Citepa. <http://www.citepa.org/fr/>
- inventaires-etudes-et-formations/inventaires-des-emissions/secten.
- Cohan JP, Charpiot A, Morvan T, Eveillard P, Trochard R, Champolivier L, *et al.*, 2012. A new approach for measuring ammonia volatilization in the field : First results of the French research project "VOLAT'NH3". In : Richards KG, Fenton O, Watson CJ, eds. *Proceedings, 17th International Nitrogen Workshop "Innovations for sustainable use of nitrogen resources"*, Wexford (Ireland), 26-29/06/2012.
- Del Grosso SJ, Mosier AR, Parton WJ, Ojima DS, 2005. DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N₂O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. *Soil Tillage and Research* 83 : 9-24. doi: 10.1016/j.still.2005.02.007.
- De Ruijter FJ, Huijsmans JFM, Rutgers B, 2010. Ammonia volatilization from crop residues and frozen green manure crops. *Atmospheric Environment* 44 : 3362-8.
- ECETOC, 1994. *Ammonia emissions to air in Western Europe*. Technical report no. 62. Brussels : European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC).
- EMEP/EEA, 2009. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook*. Copenhagen : European Environment Agency. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/#>.
- EPA, 2011. *Reactive Nitrogen in the United States : an analysis of inputs, flows, consequences and management options*. Rapport EPA-SAB-11-013. Washington (DC) : EPA. [http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebReportsLastMonthBOARD/67057225CC780623852578F10059533D/\\$File/EPA-SAB-11-013-unsigned.pdf](http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebReportsLastMonthBOARD/67057225CC780623852578F10059533D/$File/EPA-SAB-11-013-unsigned.pdf).
- Faverdin P, Chardon X, Rigolot C, Baratte C, Raison C, Piquemal B, *et al.*, 2011. Mélodie, un simulateur d'une exploitation d'élevage pour étudier les relations entre conduites des systèmes et risques pour l'environnement. *Innovations Agronomiques* 12 : 109-19.
- Flechard CR, Ambus P, Skiba U, Rees RM, Hensen A, van Amstel A, *et al.*, 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* 121 : 135-52.
- Foken T, 2008. *Micrometeorology*. Berlin ; Heidelberg : Springer-Verlag.
- Freibauer A, Kaltschmitt M, 2003. Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochemistry* 63 : 93-115.
- Frenay JR, Simpson JR, Denmaed OT, 1983. Volatilization of ammonia. In : Frenay JR *et al.*, eds. *Gaseous losses of nitrogen from plant-soil systems*. The Hague : Martinus Nijhoff.
- Gabrielle B, Laville P, Duval O, Nicoulaud B, Germon JC, Hénault C, 2006. Process-based modeling of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils at the sub-regional scale. *Global Biogeochemical Cycles* 20 : GB4018. doi: 10.1029/2006GB002686.
- Gac A, Beline F, Bioteau T, Maguet K, 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science* 112 : 252-60.
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, *et al.*, 2004. Nitrogen cycles : past, present, and future. *Biogeochemistry* 70 : 153-226.
- Garrido F, Hénault C, Gaillard H, Perez S, Germon JC, 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry* 34 : 559-75.
- Génermont S, Cellier P, Flura D, Morvan T, Laville P, 1998. Measuring ammonia fluxes after slurry spreading under actual field conditions. *Atmospheric Environment* 32 : 279-84.
- Giles J, 2005. Nitrogen study fertilizes fears of pollution. *Nature* 433 : 791. doi: 10.1038/433791a.
- Harrison R, Webb J, 2001. A Review of the effect of N fertilizer form on gaseous N emissions. *Advances in Agronomy* 73 : 65-108.
- Hénault C, Bizouard F, Laville P, *et al.*, 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology* 11 : 115-27.
- Hénault C, Chêneby D, Heurlier K, Garrido F, Perez S, Germon JC, 2001. Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale. *Agronomie* 21 : 713-23.
- Hénault C, Revellin C, 2011. Inoculants of leguminous crops for mitigating soil emissions of greenhouse gas nitrous oxide. *Plant and Soil* 346 : 289-96.
- Hicks WK, Whitfield CP, Bealey WJ, Sutton MA, eds., 2011. *Nitrogen Deposition and Natura 2000 : Science & practice in determining environmental impacts*. COST 729/Nine/ESF/CCW/JNCC/SEI Workshop Proceedings publié par COST. <http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop>.
- Huijsman JFM, Hol JMG, Vermeulen GD, 2003. Effect of application method, manure characteristics, atmosphere and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmospheric Environment* 37 : 3669-80.
- Huijsman JFM, Schils RLM, 2009. *Ammonia and nitrous oxide emissions following field-application of manure: state of the art measurements in The Netherlands*. Proceedings 655. York (United Kingdom) : International Fertilize Society.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007. The physical science basis*. Cambridge (UK) : Cambridge University Press.
- Janzen HH, Beauchemin KA, Bruinsma Y, Campbell CA, Desjardins RL, Ellert BH, *et al.*, 2003. The fate of nitrogen in agroecosystems : An illustration using Canadian estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67 : 85-102.
- Jarvis S, Hutchings N, Brentrup F, Olesen JE, van de Hoek KW, 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In : Sutton MA, Howard CM, Erismann JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, *et al.*, eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge : Cambridge University Press.
- Jeuffroy MH, Baranger E, Carrouée B, de Chezelles E, Gosme M, Hénault C, *et al.*, 2013. Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, rapeseed and dry pea. *Biogeosciences* 10 : 1787-97.
- Jones SK, Famulari D, Di Marco CF, Nemitz E, Skiba UM, Rees RM, Sutton MA, 2011. Nitrous oxide emissions from managed grassland : a comparison

of eddy covariance and static chamber measurements. *Atmospheric Measurement Techniques* 4 : 2179-94.

Laville P, Hénault C, Renault P, Cellier P, Oriol A, Devis X, Flura D, Germon JC, 1997. Field comparison of nitrous oxide emission measurements using micrometeorological and chamber methods. *Agronomie* 17 : 375-88.

Laville P, Lehuger S, Loubet B, Chaumartin F, Cellier P, 2011. Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 151 : 228-40. doi: 10.1016/j.agrformet.2010.10.008

Lehuger S, Gabrielle B, Van Oijen M, Makowski D, Germon JC, Morvan T, Hénault C, 2009. Bayesian calibration of the nitrous oxide emission module of an agro-ecosystem model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133 : 208-22.

Leip A, Achermann B, Billen G, Bleeker A, Bouwman AF, de Vries A, et al., 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In : Sutton MA, Howard CM, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, et al., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge : Cambridge University Press.

Li C, Zhuang Y, Cao M, Crill P, Dai Z, Frolking S, 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. *Nutrient Cycling Agroecosystems* 60 : 159-75.

Lockyer DR, 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilization. *Journal of Science of Food and Agriculture* 35 : 837-48.

Loubet B, Asman WA, Theobald MR, Hertel O, Tang SY, Daemmgen U, et al., 2009. Ammonia deposition near hot spots : processes, models and monitoring methods. In : Sutton MA, Reis S, Baker S, eds. *Atmospheric ammonia : Detecting emission changes and environmental impacts. Results of an expert workshop under the convention on long-range transboundary air pollution*. Springer. <http://www.springer.com/environment/pollution+and+remediation/book/978-1-4020-9120-9>

Loubet B, Générumont S, Ferrara R, Bedos C, Decuq C, Personne E, et al., 2010. An inverse model to estimate ammonia emissions from fields. *European Journal of Soil Science* 61 : 793-805.

Massad R, Tuzet A, Loubet B, Perrier A, Cellier P, 2010. Model of stomatal ammonia compensation point (STAMP) in relation to the plant nitrogen and carbon metabolisms and environmental conditions. *Ecological Modelling* 221 : 479-94.

Merino P, Estavillo JM, Gracioli LA, Pinto M, Lacuesta M, Muñoz-Rueda A, Gonzalez-Murua C, 2002. Mitigation of N₂O emissions from grassland by nitrification inhibitor and Actilith F2 applied with fertilizer and cattle slurry. *Soil Use and Management* 18 : 135-41.

Mosier AR, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S, van Cleemput O, 1998. Closing the global N₂O budget : nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodo-

logy. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52 : 225-48.

Nicolardot B, Germon JC, 2008. 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. *Etude et Gestion des Sols* 15 : 171-82.

Oenema O, Witzke HP, Klimont Z, Lesschen JP, Velthof GL, 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133 : 280-8.

Oenema O, Bleeker A, Braathen NA, Budnakova M, Bull K, Cermak P, et al., 2011. Nitrogen in current European policies. In : Sutton MA, Howard CM, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, et al., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge : Cambridge University Press.

Olesen JE, Schelde K, Weiske A, Weisbjerg MR, Asman WAH, Djurhuus J, 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112 : 207-20.

Ominea, 2012. *Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France*. 9^e édition. Paris : Citepa. <http://citepa.org/publications/inventaires.htm>.

Pain BF, Misselbrook TH, 1997. Sources of variation in ammonia emission factors for manure applications to grassland. In : Jarvis SC, Pain BF, eds. *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, Wallingford (UK) : CAB International.

Parkin TB, Venterea RT, 2010. Sampling Protocols. Chapter 3. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements. In : Follett RF, ed. *Sampling Protocols*. Available at: www.ars.usda.gov/research/GRACEnet.

Parnaudeau V, Reau R, Dubrulle P, Aubert C, Baillet A, Butler F, et al., 2010. Designing a decision support system to develop the diagnosis and assessment of nitrogen losses in cropping systems. In : Wery J, ed. *AGRO2010*. Montpellier : ESA.

Peyraud JL, Cellier P, Aarts F, Béline F, Bockstaller C, Bourblanc M, et al., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages : réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, rapport Inra.(France). Paris : Inra. <http://www6.paris.inra.fr/depe/Projets/Elevage-et-Azote>.

Philibert A, Loyce C, Makowski D, 2012. Quantifying uncertainties in N₂O emission due to N fertilizer application in cultivated areas. *PLoS ONE* 7 : e50950.

Rochette P, Janzen HH, 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73 : 171-9.

Rochette P, Worth DE, Huffman EC, Brierley A, McConkey BG, Yang J, et al., 2008. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. II. 1990-2005 inventory. *Canadian Journal of Soil Science* 88 : 655-69.

Saletes S, Fiorelli JL, Vuichard N, Cambou J, Olesen JE, Hacala S, et al., 2004. Greenhouse gas balance of cattle breeding farms and assessment of mitigation options. In : M. Kaltschmitt, A. Weiske, eds. *Greenhouse Gas Emissions from Agriculture*.

Mitigation Options and Strategies. Leipzig : Institute for Energy and Environment.

Sameshima-Saito R, Chiba K, Hiraya J, Itakura M, Mitsui H, Eda S, Minamisawa K, 2006. Symbiotic Bradyrhizobium japonicum reduces N₂O surrounding the soybean root system via nitrous oxide reductase. *Applied and Environmental Microbiology* 72 : 2526-32.

Schils RLM, Olesen JE, del Prado A, Soussana JF, 2007. A review of farm level modelling approach for mitigations greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science* 112 : 240-51.

Sintermann J, Neftel A, Ammann C, Häni C, Hensen A, Loubet B, Flécharde CR, 2012. Are ammonia emissions from field-applied slurry substantially over-estimated in European emission inventories? *Biogeosciences* 9 : 1611-32.

Six J, Ogle SM, Breidt FJ, Conant RT, Mosier AR, 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 : 155-60.

Smith KA, Clayton H, Arah JRM, Christensen S, Ambus P, Fowler D, et al., 1994. Micrometeorological and chamber methods for measurement of nitrous oxide fluxes between soils and the atmosphere : Overview and conclusion. *Journal of Geophysical Research* 99 : 16541-8.

Smith KA, Ball T, Conen F, 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere : interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54 : 779-91.

Sommer SG, Générumont S, Cellier P, Hutchings NJ, Olesen JE, Morvan T, 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy* 19 : 465-86.

Stehfest E, Bouwman A, 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation : summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74 : 207-88.

Sutton MA, Howard CM, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, et al., 2011. *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge : Cambridge University Press.

Velthof GL, Oudendag D, Witzke HP, Asman WA, Klimont Z, Oenema O, 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *Journal Environmental Quality* 38 : 402-17.

de Vries W, Leip A, Reinds GJ, Kros J, Lesschen JP, Bouwman AF, 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environmental Pollution* 159 : 3254-68.

Whitehead JD, Twigg M, Famulari D, Nemitz E, Sutton MA, Gallagher MW, et al., 2008. Evaluation of laser absorption spectroscopic techniques for eddy covariance flux measurements of ammonia. *Environmental Science & Technology* 42 : 2041-6.

Wrage N, Velthof GL, van Beusichem ML, Oenema O, 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry* 33 : 1723-32.