



HAL
open science

Emission d'ammoniac après épandage de lisier : le problème

J.F. Moal, José Martinez

► **To cite this version:**

J.F. Moal, José Martinez. Emission d'ammoniac après épandage de lisier : le problème. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 1995, 1, p. 53 - p. 60. hal-00467423

HAL Id: hal-00467423

<https://hal.science/hal-00467423>

Submitted on 26 Mar 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Émission d'ammoniac après épandage de lisier : le problème

Jean-François Moal et José Martinez

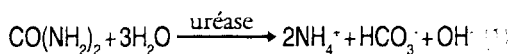
Aux États-Unis et en Australie, à l'issue de la seconde guerre mondiale, les enjeux économiques liés à l'utilisation de plus en plus intensive des engrais et fertilisants chimiques (urée, ammoniac, sels d'ammonium) amènent les producteurs, les utilisateurs et les chercheurs à se pencher sur l'importance des émissions d'ammoniac (NH_3) après l'apport d'engrais azotés. La mesure de la volatilisation de l'ammoniac a toujours présenté des difficultés du fait de la nature diffuse de ce type d'émission, des propriétés chimiques de ce gaz, et donc des problèmes techniques rencontrés pour son analyse. Ce n'est que depuis le début des années 1980 que ces techniques sont utilisées pour la mesure des émissions de NH_3 , une fois les déjections animales épandues.

Dans les régions où la production animale est intensive, la connaissance et la maîtrise des émissions gazeuses polluantes, issues de la gestion et du devenir des déjections animales, est un enjeu important pour l'avenir de ces élevages. Parmi ces émissions gazeuses, le dégagement d'ammoniac contribue à accroître la charge polluante de l'air (des normes de rejet d'ammoniac pourraient être imposées à l'avenir). La perte d'azote par volatilisation de l'ammoniac diminue le potentiel nutritif des déjections pour la fertilisation minérale des cultures.

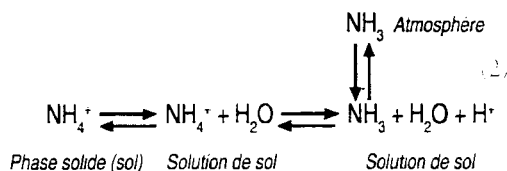
Après une description du processus de volatilisation et de ses implications sur l'environnement, on présente les principes et techniques utilisés à ce jour pour quantifier les émissions ammoniacales sur le terrain.

Le processus de volatilisation

Les lisiers sont les sous-produits de l'élevage constitués en grande partie des urines et des fèces auxquelles il convient d'ajouter la présence de résidus pailleux et de résidus d'aliments. Ces lisiers sont la forme liquide de recueil et de stockage des déjections animales. En production porcine hors-sol, 90 % de l'ensemble des déjections produites par l'élevage sont liquides. L'azote contenu dans les lisiers est présent sous la forme organique et minérale. Après quelques semaines de stockage, l'azote minéral représente environ 70 % de l'azote total. L'azote ammoniacal provient en grande partie de l'hydrolyse de l'urée en présence d'*uréase*, enzyme produite dans le milieu. Cette réaction conduit également à la production d'ions bicarbonates dans le milieu (1).



Le processus de volatilisation de l'ammoniac peut être considéré comme un transfert d'ammoniac gazeux (NH_3) dans l'atmosphère immédiate à partir de l'ammoniac présent dans les phases liquides et gazeuses du sol et du lisier (2).



Ce dégagement d'ammoniac est la conséquence d'un gradient de NH_3 qui s'établit à l'interface lisier-atmosphère. Le taux de volatilisation de NH_3 , à partir de l'azote ammoniacal du lisier, est

**Jean-François Moal
et José Martinez**
Cemagref
Division Production et
économie agricoles
17, av. de Cucillé
35044 Rennes

donc contrôlé par une succession d'équilibres chimiques (2). Pour que le processus de volatilisation s'entretienne, l'azote ammoniacal soluble ou gazeux doit diffuser vers la surface du sol ou du lisier. Les protons (H^+) émis dans le milieu lors de la formation de l'ammoniac à partir de l'ammonium (2) sont en grande partie neutralisés par les ions bicarbonate (HCO_3^-) présents dans le milieu (1). Ceci s'accompagne d'un dégagement de dioxyde de carbone (CO_2) :



Impact de l'ammoniac sur l'environnement

L'ammoniac est le composé alcalin le plus abondant dans l'atmosphère. Après son émission, une partie de l'ammoniac est rapidement transformée en ammonium sous l'action conjointe ou séparée de l'humidité de l'air et d'oxydes précurseurs d'acides (SO_2 , NO_x). Le caractère acide/base de ce couple (NH_4^+/NH_3) fait que l'azote ammoniacal émis dans l'atmosphère peut, soit neutraliser en partie l'acidité créée par d'autres espèces chimiques, soit contribuer à l'acidification des retombées (« pluies acides »). L'ammoniac est susceptible de neutraliser jusqu'à 70 % de l'acidité contenue dans certaines précipitations acides en Europe (Buijsman *et al.*, 1987).

L'ammoniac émis vers l'atmosphère retombe en partie (50 %) à proximité du lieu d'émission (Allemand, 1991), retenu par les feuillages, les sols ou les eaux de surface. L'autre partie peut parcourir de longues distances, selon les conditions climatiques, avant de retourner à la biosphère sous forme de précipitations ; les océans sont considérés comme un « réceptacle » important de l'ammoniac terrestre. L'ammoniac réagit avec les acides sulfurique (H_2SO_4) ou nitrique (HNO_3) pour former des sels de sulfate ou nitrate d'ammonium qui interviennent dans la formation d'aérosols dont le devenir peut être complexe.

Dans certaines conditions (pH acide, sécheresse, températures très basses), l'azote ammoniacal absorbé par les racines ou directement assimilé par les feuilles peut avoir des effets toxiques. Plusieurs conséquences néfastes sont ainsi observables sur les arbres et forêts (Roelofs & Houdijk, 1991) :

- à proximité des sources d'émissions (bâtiments,

surfaces d'épandage), la combinaison de faibles températures (gel) et de fortes concentrations en ammoniac dans l'air peut entraîner une diminution importante de la capacité de détoxification de l'ammoniac par les arbres.

- le jaunissement des aiguilles (pins) est dû à des carences en potassium et/ou magnésium qui sont directement corrélées à des perturbations des équilibres azotés dans l'air ou dans le sol.

D'autres conséquences sur les cycles biochimiques des plantes sont connues : perturbation du métabolisme glucidique, augmentation de la formation de composés solubles dans la plante entraînant une sensibilité accrue aux attaques d'insectes ou aux maladies fongiques... (Roelofs & Houdijk, 1991).

Les retombées d'azote ammoniacal atmosphérique, non assimilées par les parties aériennes des végétaux, atteignent les sols. La nitrification de cette forme azotée peut entraîner une acidification locale non négligeable.

Techniques de mesure de la volatilisation de l'ammoniac

L'évolution des connaissances sur les processus de volatilisation de l'ammoniac s'est faite parallèlement à l'évolution des techniques et méthodes de mesure. On présente ci-dessous les principales techniques permettant de quantifier la volatilisation de l'ammoniac après épandage de déjections animales sur le sol. Ces méthodes sont classées en trois groupes selon l'échelle expérimentale considérée (de quelques cm^2 à plusieurs m^2).

■ Méthodes à échelle réduite avec enceinte : « Chambres de volatilisation »

Le principe de ces techniques est de renfermer un volume d'air au-dessus du sol en l'aspirant rapidement sous une enceinte, pour que cet air vienne barboter dans une solution acide qui piège l'ammoniac (NH_3). Dans ce cas, la totalité de l'air circulant en surface du sol est analysée : il n'y a pas d'échantillonnage.

L'inconvénient majeur de cette méthodologie est que l'appareillage utilisé crée un environnement artificiel au-dessus et dans les environs de la surface expérimentale (McCarthy & Rajaratnam, 1973 ;

Sherlock & Goh, 1984). Ce type d'approche ne permet pas l'étude de l'influence de certains paramètres sur la volatilisation de NH_3 (hygrométrie et température de l'air, humidité du sol).

La quantité de NH_3 volatilisé peut être influencée par le taux de renouvellement d'air au sein de tels systèmes. Le renouvellement d'air est fonction du débit imposé par la pompe (l/min.) et du volume de l'enceinte. Kissel *et al.* (1977) ont toutefois montré que les pertes d'ammoniac n'étaient plus influencées par ce paramètre au-delà de 15 renouvellements d'air par minute.

■ Méthodes à échelle moyenne : le tunnel de ventilation

Le tunnel de ventilation proposé par Lockyer (1984) est un appareil permettant la mesure des émissions d'ammoniac issues de surfaces de l'ordre de 1 m^2 . Ce système représente un concept intermédiaire entre les enceintes de volatilisation (surface réduite et facilité de mise en œuvre, mais création de conditions artificielles) et les méthodes micrométéorologiques nécessitant de grandes parcelles, mais respectant les conditions réelles (technique d'épandage, conditions environnementales). Le but recherché, avec ce type d'appareil, est de pouvoir appliquer des vitesses d'air réalistes en surface de la microparcelle expérimentale. Ceci nécessite une circulation d'air de plusieurs m^3/min rendant impossible l'analyse (par barbotage) de la totalité du volume d'air passé à travers le système. La seule possibilité de connaître la concentration de NH_3 dans l'air est d'échantillonner celui-ci en vue de son analyse.

Les pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac sont mesurées en continu. La connaissance des quantités volatilisées sur une période donnée nécessite donc la connaissance des trois paramètres suivants sur cette même période :

- le volume total d'air passé à travers le tunnel,
- le volume d'air échantillonné en entrée et en sortie de tunnel,
- la quantité d'ammoniac piégé dans la solution acide.

■ Méthodes à grandes échelles : techniques micrométéorologiques

Bien que les techniques précédemment décrites apportent des informations sur l'évolution des émissions de NH_3 après épandage de déjections

Encadré 1

Technique du tunnel de ventilation

L'appareil représenté sur la fig. 1 est constitué de deux parties :

1. le tunnel proprement dit (2 m (L), $0,5 \text{ m}$ (l), $0,45 \text{ m}$ (h)), constitué d'une plaque transparente en polycarbonate (Makrolon®) formant un U inversé posé sur le sol (= placette expérimentale) et dont la surface à la base est de 1 m^2 .
2. la conduite cylindrique en acier située dans le prolongement du tunnel. Cette partie renferme un motoventilateur chargé de faire circuler l'air à travers le tunnel. La conduite est également équipée d'un système d'échantillonnage de l'air. Celui-ci est prélevé en continu au moyen d'une pompe extérieure au tunnel (débit : 5 l/min). L'analyse de l'ammoniac est réalisée par barbotage de l'air dans une solution acide.

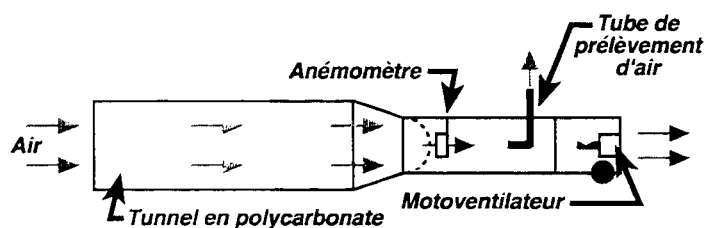


Figure 1 : schéma simplifié du tunnel de ventilation (d'après Lockyer, 1984).

Le taux de volatilisation de NH_3 de la placette expérimentale (1 m^2) est donné par l'expression suivante :

$$F = (\bar{c}_s - \bar{c}_e) \cdot \bar{u} \cdot 3600$$

où, pour une période donnée de 1 heure :

F : flux de NH_3 volatilisé ($\text{mg NH}_3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$)

\bar{c}_s et \bar{c}_e : concentration moyenne de l'air en sortie et en entrée du tunnel ($\text{mg NH}_3 \cdot \text{m}^{-3}$)

\bar{u} : vitesse moyenne de l'air sous le tunnel ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

L'ensemble des données nécessaires au calcul des pertes de NH_3 est enregistré :

1. La vitesse d'air sous le tunnel ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) permet de connaître le flux d'air à travers l'appareil ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Ainsi, pour le « wind tunnel » de Lockyer (1984), $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} = 720 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Ces données sont enregistrées sur une centrale de mesure à partir des signaux transmis par le capteur de vitesse (anémomètre).

2. Le volume d'air échantillonné en entrée et en sortie de tunnel est directement comptabilisé à l'aide d'un compteur à gaz mécanique.

animales, ainsi que sur certains facteurs impliqués, on ne peut mesurer ces pertes à l'échelle de plus grandes parcelles. Les techniques micrométéorologiques ont été développées depuis une vingtaine d'années (Denmead *et al.*, 1974) pour mesurer les flux d'ammoniac au champ. L'utilisation de ces techniques en Europe est plus récente (Ryden & McNeill, 1984).

Le concept de base de ces techniques est que le transport des molécules de gaz (ici NH_3) est réalisé par les mouvements turbulents de l'atmosphère. Les méthodes micrométéorologiques sont classées en trois catégories :

1. méthodes directes ou méthodes des corrélations turbulentes (« Eddy Correlations »),
2. méthodes indirectes ou méthodes par gradient (« Flux-gradient » ou « Gradient diffusion »),
3. méthodes par bilan de masse (« Mass balance »).

Les deux premiers types de méthodes micrométéorologiques nécessitent une grande surface homogène (*fetch*⁽¹⁾ allant de 100 à 1000 m) afin d'être en présence d'un flux conservatif. Une mesure du flux vertical est alors possible, celui-ci étant constant avec la hauteur. Cependant, l'épandage sur ces surfaces peut s'avérer coûteux en matériel et en temps, limitant ainsi le nombre des essais à titre expérimental.

Pour pallier à cet inconvénient, Beauchamp et ses collaborateurs (1978) proposent d'utiliser une méthode micrométéorologique alternative basée sur la conservation de masse. Ces techniques nécessitent une surface réduite (*fetch*⁽¹⁾ allant de 20 à 50 m). Cette méthode par bilan de masse est aujourd'hui la plus utilisée parmi les méthodes disponibles à grande échelle.

Les méthodes micrométéorologiques par bilan de masse (voir Encadré 2) sont basées sur la détermination du flux horizontal dans la zone où celui-ci est qualifié de non conservatif. Cette technique est majoritairement utilisée parmi les méthodes micrométéorologiques appliquées à l'étude des émissions de NH_3 consécutives aux épandages de déjections animales. Dans la plupart des cas, la détermination de la concentration en ammoniac dans l'air est obtenue par échantillonnage de cet air, à différentes hauteurs, à l'aide de pompes (système actif). Actuellement, d'autres approches expérimentales sont développées. Elles

consistent à s'affranchir de cet échantillonnage actif en utilisant des systèmes passifs pour l'analyse des concentrations d'ammoniac dans l'air.

Nous discuterons ici, très brièvement, de trois techniques adaptées aux méthodes micrométéorologiques par bilan de masse ; seul le procédé d'analyse de l'air est modifié :

1. le « Badge » de Willems
2. le « Tube » de Ferm
3. le « Shuttle »

1. Le badge à diffusion de Willems (Willems & Hofschreder, sous presse) est une petite capsule plate (Δ 3 cm, h 2 cm) contenant deux filtres. Le premier est un filtre d'absorption en fibre de verre imbibé d'acide tartrique. Le second, en Téflon, non imbibé, a pour rôle de réduire les turbulences de l'air. Le principe de ces badges repose sur la diffusion (1^{re} loi de Fick). Ces badges sont disposés sur le mât à la place des flacons d'acide. Cet outil a l'avantage d'être bon marché et facile d'utilisation sur le terrain. L'inconvénient majeur demeure son utilisation en laboratoire (imprégnation de l'acide, récupération après utilisation).

2. Le tube de Ferm. Cette technique (Ferm *et al.*, 1991) utilise des tubes en verre (Δ int. 7 mm, long. 100 mm). Chaque unité est constituée de deux tubes mis bout à bout, dont l'un est fermé par un disque en acier percé d'un petit orifice (Δ 1 mm) à l'une de ses extrémités. Le rôle de cette pièce métallique est de diminuer la vitesse (*u*) de l'air à l'entrée du tube afin d'améliorer l'efficacité de piégeage de NH_3 .

L'ammoniac est, en effet, absorbé sur les parois internes du tube préalablement imbibées d'acide oxalique. Ces unités sont disposées par paires, à quatre hauteurs différentes, sur chacun des quatre mâts disposés sur le périmètre de la parcelle. Cette méthode ne nécessite pas la mesure des vitesses et direction des vents. Cette technique présente l'avantage d'être facile à mettre en œuvre sur le terrain, notamment, car elle ne nécessite pas d'électricité sur le site. Par contre, certaines conditions météorologiques (forte humidité ou pluie) peuvent affecter l'efficacité du piégeage de l'ammoniac à l'intérieur du tube.

3. Le « shuttle » ou fusée. Le fonctionnement du *shuttle* (Leuning *et al.*, 1985) repose sur le même principe que le tube de Ferm : l'air chargé

1. *fetch* = distance parcourue par le vent au-dessus de la surface épandue, du bord de cette surface jusqu'à l'endroit où est effectuée la mesure.

en ammoniac circule librement à travers le *shuttle* avec une vitesse proportionnelle à celle de l'air extérieur. L'intérieur du *shuttle* renferme une fine feuille d'acier enroulée en spirale et enduite d'acide oxalique. Ce système offre une surface d'échange importante. Le flux d'ammoniac est donné par l'équation suivante :

$$F = \overline{uc} = \frac{M}{At} \quad (7)$$

où M est la masse d'ammoniac piégée lors de la période expérimentale t ; A représente la surface effective intérieure.

On rencontre avec ce système les mêmes limites qu'avec les tubes de Ferm (problèmes dus à une humidité excessive). Il présente globalement les mêmes avantages et inconvénients que les tubes de Ferm sur le plan de son utilisation.

Comparaison des méthodes de mesure des émissions d'ammoniac au champ

Très peu de travaux présentent des essais de comparaison de différentes méthodes de mesure des émissions de NH₃ au champ. Dans la plupart des cas, il s'agit de comparer les techniques avec enceinte (chambre de volatilisation, colonne, tunnel de ventilation) avec une méthode micrométéorologique (généralement par bilan de masse). Malgré ces travaux, il est difficile de conclure définitivement sur la validité d'une approche méthodologique par rapport à une autre. L'ordre de grandeur des émissions mesurées est cependant constant d'une méthode à l'autre. Les tunnels de ventilation permettent d'obtenir des résultats proches des valeurs mesurées par bilan de masse en ajustant la vitesse d'air sous le tunnel à celle extérieure (Ryden & Lockyer, 1985). A vitesse constante, ces mêmes auteurs ont obtenu une valeur bien inférieure à l'aide du tunnel. Par contre, très récemment, Klarenbeek *et al.* (1993) ont trouvé des pourcentages similaires de volatilisation, à partir de lisier, à l'aide des deux mêmes techniques. Le nombre réduit d'essais et de répétitions expérimentales ne nous autorise pas de conclusion définitive pour exprimer la validité d'une technique par rapport à une autre.

L'ensemble de ces essais indique que des expérimentations menées sur des microplacettes

Encadré 2

Techniques micrométéorologiques par bilan de masse

Le calcul des émissions repose ici sur la mesure des flux horizontaux de NH₃ à travers un plan vertical hypothétique. Le flux instantané f, à une hauteur Z donnée est égal au produit de la vitesse de vent horizontale u(Z) et de la concentration en ammoniac c(Z) :

$$f = u(Z) c(Z) \quad (5)$$

La mise en place du système de mesure sur le terrain nécessite l'emploi de mâts sur lesquels sont fixés, à différentes hauteurs, le double système : anémomètre (mesure de u) et échantillonnage d'air (mesure de c). Le nombre de mâts, leur emplacement et le protocole de mesure varient selon la forme de la parcelle : rectangulaire ou circulaire (Fig. 2).

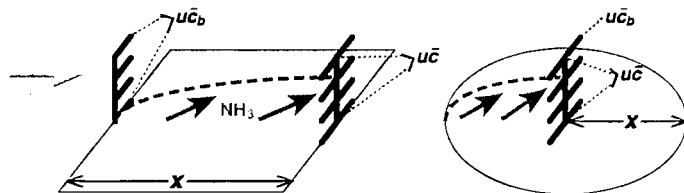


Figure 2 : Représentation schématique de la mesure des flux par Bilan de Masse sur une parcelle rectangulaire (a) ou circulaire (b).

Le flux net de NH₃ (F) provenant de la parcelle expérimentale est obtenu après soustraction du flux résiduel u_c (« background »). La relation (5) devient :

$$F = \frac{1}{x} \int_{Z_p}^{Z_t} (\overline{uc} - \overline{uc_b}) dz \quad (6)$$

La mesure du flux résiduel est effectuée, soit en amont (côté vent) de la surface épandue à l'aide d'un mât supplémentaire prévu à cet effet (a), soit en haut du mât central (b). Dans ce dernier cas, au-delà d'une certaine hauteur (Z_p), le flux provenant de la surface épandue devient nul et le flux mesuré est équivalent au flux résiduel de l'ammoniac contenu dans l'air ambiant. En général, il est reconnu que Z_p = 0,1x ; ceci signifie que dans le cas d'une parcelle circulaire de 30 m de rayon (=x) la mesure des concentrations résiduelles peut être effectuée à une hauteur minimale de 3 m.

L'avantage de la parcelle circulaire (b) est que, quelle que soit la direction du vent, x garde toujours la même valeur. Dans le cas d'une parcelle rectangulaire (a) équipée de deux mâts, il est nécessaire que la direction du vent soit constante au cours de l'essai afin d'éviter des variations de x. Cependant l'utilisation d'un mât central équipé d'une girouette analogique, sur une parcelle rectangulaire, peut être envisagée. En effet, la connaissance de la direction des vents permet, sur des périodes données, de connaître la valeur de x et donc d'estimer les flux de NH₃ volatilisés. L'utilisation d'une surface expérimentale rectangulaire est donc souhaitable compte tenu du fait que l'épandage sur une parcelle circulaire est plus difficile à mettre en œuvre.

(échelle réduite) permettent d'estimer la volatilisation de NH_3 de façon réaliste et cohérente.

Le choix d'une méthode de mesure au champ est avant tout dépendant de l'échelle spatiale souhaitée par l'expérimentateur. Les techniques mises en place à petite échelle sont peu intéressantes. Elles nécessitent un suivi et des équipements aussi importants que les méthodes de mesure développées à plus grande échelle. La réduction de la surface expérimentale à quelques cm^2 conduit, en plus, à des problèmes de représentativité des

résultats obtenus.

Les méthodes micrométéorologiques par bilan de masse permettent la mesure des émissions de NH_3 provenant de très grandes surfaces expérimentales (de l'ordre de l'hectare), sans que la technique employée n'ait d'incidence sur le processus étudié. Ces méthodes sont, de ce fait, représentatives des conditions réelles d'épandage. Cependant l'usage de grandes surfaces réservées à l'expérimentation et la nécessité de disposer du matériel d'épandage adapté (tracteur et tonne à liser ou épandeur) ne facilitent guère la multiplication des essais et la comparaison simultanée de deux ou plusieurs types de traitements.

Le tunnel de ventilation représente un compromis entre des méthodologies ayant chacune leurs avantages et leurs inconvénients. Le tunnel de ventilation permet la mise en évidence des émissions de NH_3 issues d'une microparcelle. La parcelle expérimentale (1 m^2) est suffisante pour s'affranchir des irrégularités du terrain (sol) et recevoir un épandage de lisier homogène. Cette technique influe très peu sur les conditions environnementales (Ryden & Lockyer, 1985). Cependant, la surface expérimentale est soumise à des vitesses d'air constantes qui ne sont pas toujours représentatives des conditions extérieures.

Type de lisier	Lieu et date des essais	Couvert végétal	Apport azoté $\text{kg N-NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$	Volatilisation NH_3 % du N-NH_3 apporté	Durée (j)
Bovin	Gde-Bretagne, 1984-85	Prairie	104-110	48-78	15
Bovin	Gde-Bretagne, 1986	Prairie et sol nu	81 à 118	36 à 56	7
Bovin	Danemark, 1986-89	np*	78 à 90	33 à 83	6
Bovin	Gde-Bretagne, 1987	Prairie	28 à 166	40 à 60	6
Porc-Bovin	Pays-Bas, 1987	Prairie	24-25 63 à 387	41 33 à 55	3-5
Porc	Belgique, 1987	Sol nu cultivé	200-271	25 - 60	4
Bovin	Danemark, 1989	Sol nu cultivé	48 à 90	19 à 86	6
Porc-Bovin	Allemagne, np*	Sol nu et prairie	60 à 100	20 à 80	5-10

– Tableau 1 : Etudes récentes des émissions de NH_3 issues des épandages de lisier au champ obtenues à l'aide de la technique du tunnel de ventilation (np = non précisé).

Type de lisier	Lieu et date des essais	Couvert végétal	Apport azoté $\text{kg N-NH}_4 \cdot \text{ha}^{-1}$	Volatilisation NH_3 % du N-NH_4 apporté	Durée (j)
Bovin	Pays-Bas, 1986-87	Sol nu cultivé	65 à 200	20 à 70	4-5
Bovin	Gde-Bretagne Pays-Bas, 1987	Prairie	57 à 380 4 2	7 à 62 3 9	3 3
Porc-Bovin	Pays-Bas, 1988	Sol nu cultivé	287-368	23-58	4
Porc	Allemagne, 1989	Chaumes de blé et colza	76-81 41	42-67 6 8	4
Porc-Bovin	Allemagne, np*	Sol nu cultivé	np*	42 à 67	4
Porc-Bovin	Pays-Bas, 1990	Prairie	18 à 30	33 à 55	4
Bovin	Belgique, 1990-91	Sol nu cultivé	47 à 307 36 à 60	11 à 47 18 à 35	1-4

– Tableau 2 : Etudes récentes des émissions de NH_3 issues des épandages de lisier au champ obtenues à l'aide de techniques micrométéorologiques (np = non précisé).

Quelques données récentes

S'il est bien admis (Buijmans *et al.*, 1987), que les émissions d'ammoniac issues des lisiers et fumiers représentent la plus grande source d'ammoniac atmosphérique en Europe (80 %), ces pertes d'azote ont lieu à la fois dans les bâtiments d'élevage, au cours du stockage en fosse et à la suite des épandages sur les terres agricoles. De nombreux pays en Europe ont développé, depuis une quinzaine d'années, des travaux destinés à quantifier précisément ces flux d'azote gazeux, notamment lors de l'épandage qui représenterait la principale source d'émission (30 à 40 % des émissions totales). Les travaux sur les émissions d'ammoniac vers l'atmosphère issues des épandages de lisier ont pour la plupart été réalisés à l'aide des deux techniques présentées précédemment (tableau 1 : tunnel de ventilation ; tableau 2 : méthodes micrométéorologiques par bilan de masse). Ces tableaux rassemblent les travaux réalisés en Europe depuis le milieu des

années 1980. Il n'est pas envisageable de comparer les résultats obtenus à l'aide des deux techniques de mesure, compte tenu de la diversité des conditions expérimentales (contexte pédoclimatique, nature du couvert végétal et caractéristiques des lisiers apportés). Une grande variabilité des pourcentages d'ammoniac volatilisé est cependant observable dans les deux cas. Ainsi, l'ensemble de ces travaux a mis en évidence des pourcentages de volatilisation de NH_3 allant de quelques pourcents (10-20 %) à plus de 80 et même 90 % de l'azote ammoniacal apporté, 2 à 5 jours après épandage. La plupart des auteurs rapportent des pertes d'ammoniac très importantes dans les 8-12 premières heures qui suivent l'épandage des lisiers. Compte tenu de l'impor-

rance des quantités d'azote ammoniacal apportées sur les sols, la volatilisation de NH_3 constitue donc une source majeure d'émissions azotées.

En France, ce n'est que très récemment que ce phénomène a été identifié et quantifié expérimentalement (Moal, 1994), en particulier dans le contexte régional breton particulièrement concerné par les problèmes de pollutions diffuses liées aux activités d'élevage. Les résultats obtenus à l'issue de ces recherches feront l'objet d'un article complémentaire, abordant notamment l'étude des voies de réduction envisageables (à paraître dans *Ingénieries EAT* du Cemagref).

Résumé

Le processus de volatilisation de NH_3 est présenté comme une succession d'équilibres physico-chimiques en solution et à l'interface sol/lisier/atmosphère. Ces réactions conduisent au transfert et à la dispersion de NH_3 dans l'atmosphère sous l'action conjointe d'un gradient de concentration (diffusion) et du vent (convection). Les principales approches méthodologiques utilisées pour quantifier la volatilisation de l'ammoniac sur le terrain sont décrites, et en particulier la technique du tunnel de ventilation et les méthodes micrométéorologiques. Des résultats récents, obtenus principalement à l'aide de ces deux techniques et issus de travaux réalisés dans différents centres de recherche en Europe, témoignent de pertes ammoniacales par volatilisation à l'épandage qui varient entre 10 et 80 % de l'azote ammoniacal apporté.

Abstract

The processes and mechanisms involved in the production and transfert of ammonia (NH_3) to the atmosphere from livestock wastes applied to land and their environmental implications are described and discussed. Animal production systems are recognised as the major source of NH_3 . The more suitable techniques for the measurement of losses are briefly reviewed. In particular two important approaches are described: firstly, those based on enclosure methods and, secondly, a range of methods based on micrometeorological techniques. Whilst it is not the objective of the present paper to discuss in detail the quantification of NH_3 fluxes and sources, some recent figures from literature data are also mentioned.

Bibliographie

- ALLEMAND N. (1991). Inventaire des émissions de NH_3 en France en 1985. *Etudes Documentaires du CITEPA*, 99, 28 pages
- BEAUCHAMP E.G., KIDD G.E. & THURTELL G. (1978). Ammonia volatilization from sewage sludge applied in the field. *J. Environ. Qual.*, 7, 141-146
- BUIJSMAN E., MAAS H.F.M. & ASMAN W.A.H. (1987). Anthropogenic NH_3 emissions in Europe. *Atmospheric Environment*, 21, 1009-1022
- DENMEAD O.T., SIMPSON J.R. & FRENEY J.R. (1974). Ammonia flux into the atmosphere from a grazed pasture. *Science*, 185, 609-610

Bibliographie (suite)

- FERM M., SCHJØRRING J.K., SOMMER S.G. & NIELSEN S.B. (1991). Field investigation of methods to measure ammonia volatilization. In *Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming* (Ed. V.C. Nielsen, J.H. Voorburg & P. L'Hermite) pp.148-155. Elsevier Applied Science, London and New York.
- KISSEL D.E., BREWER H.L. & ARKIN G.F. (1977). Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **41**, 1133-1138
- KLARENBEEK J.V., PAIN B.F., PHILLIPS V.R. & LOCKYER D.R. (1993). A comparison of methods for use in the measurement of ammonia emissions following the application of livestock wastes to land. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, **53**, 205-218
- LEUNING R., FRENEY J.R., DENMEAD O.T. & SIMPSON J.R. (1985). A sampler for measuring atmospheric ammonia flux. *Atmos. Environ.*, **19**, 1117-1124
- LOCKYER D.R. (1984). A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilisation. *J. Sci. Food Agric.*, **35**, 837-848
- McGARITY J.W. & RAJARATNAM J.A. (1973). Apparatus for the measurement of losses of nitrogen as gas from the field and simulated field environments. *Soil Biol. Biochem.*, **5**, 121-131
- MOAL J.-F. (1995). *Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage : quantification et étude des facteurs d'influence*. Thèse de Doctorat de l'université de Perpignan, Cemagref, col. Études, 234 pages, sous presse.
- ROELOFS J.G.M. & HOUDIJK A.L.F.H. (1991). Ecological effects of ammonia. In *EEC Workshop on Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming* (Ed. V.C. Nielsen, J.H. Voorburg & P. L'Hermite), pp 10-16. Elsevier Applied Science, London & New-York.
- RYDEN J.C. & LOCKYER D.R. (1985). Evaluation of a system of wind tunnels for field studies of ammonia loss from grassland through volatilisation. *J. Sci. Food Agric.*, **36**, 781-788
- RYDEN J.C. & McNEILL J.E. (1984). Application of the micrometeorological mass balance method to the determination of ammonia loss from a grazed sward. *J. Sci. Food Agric.*, **35**, 1297-1310
- SHERLOCK R.R. & GOH K.M. (1984). Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture I. Fields experiments. *Fert. Res.*, **5**, 181-197
- WILLEMS J.J.H. & HOFSCHEUDER. In *Field Intercomparison Exercise on Ammonia and Ammonia Measurement* (Ed. I. Allegrini, A. Febo & C. Perrino). Air Pollution Research Report No 37, CEC Brussels, B, 1992) sous presse.