

MISE EN ÉVIDENCE DES ÉMISSIONS AMMONIACALES ISSUES DES ÉPANDAGES DE LISIER EN BRETAGNE.

J. F. MOAL

C.E.M.A.G.R.E.F. - 17, avenue de Cucillé, 35044 Rennes Cédex

Cet article expose les résultats de mesures d'émissions ammoniacales liées aux épandages de lisiers obtenus lors de 4 essais au champ réalisés en Bretagne en 1993. Après épandage de lisier de porc, les pertes d'ammoniac par volatilisation ont été mise en évidence et quantifiées au moyen de tunnels de ventilation. Cet appareil couvre une surface expérimentale de 1m² (2m x 0.5m) sur laquelle est épandu le lisier. Les émissions d'ammoniac ont été mesurées sur des durées allant de 45 à 96 h après épandage. Trois lisiers de porc ont été utilisés lors de ces essais. Des pourcentages cumulés de volatilisation de 50.5, 41.0 et 29.4 % par rapport à l'azote ammoniacal apporté (kgN/ha) sont observés respectivement 45, 96 et 46 h après application du lisier sur le sol à des doses de 163, 319 et 534 kgN/ha. L'analyse des courbes de volatilisation souligne l'importance du processus durant les premières heures qui suivent l'épandage. Les trois-quart (75%) des pertes totales mesurées ont eu lieu 21 h, 28 h et 17 h après application du lisier lors des essais n°1, 2 et 3. L'analyse des résultats a également montré que les pertes mesurées lors des 6 premières heures étaient étroitement corrélées à la dose d'azote apportée. La courbe des pertes cumulées pour l'essai n°2 (96h) a permis de représenter l'intensité moyenne horaire de volatilisation (kgN/h/ha) en fonction du temps. Les pics d'intensité maximale de volatilisation obtenus sont observés lors des maximum de température (air). Le processus de volatilisation mis en évidence lors de cet essai suit des variations nyctémérales identiques aux fluctuations de température de l'air. Enfin, la comparaison des essais n°3 et 4 a permis de montrer le rôle joué par un rinçage à l'eau 3 h après l'épandage initial de lisier. L'apport d'eau supplémentaire, à hauteur de 60% de l'apport de lisier, a entraîné une diminution de 32% des pertes d'ammoniac par volatilisation.

Assessment of ammonia losses from slurry landspreading in Brittany

This paper presents results obtained during four field experiments carried out in Brittany in 1993. Ammonia losses through volatilization following pig slurry spreading were measured using the wind tunnel method. This apparatus covers an experimental plot of 1m² (2 x 0.5m). Ammonia losses following pig slurry application were measured within 45 to 96 h after spreading. Three pig slurries were tested and cumulative ammonia losses of 50.5, 41.0 and 29.4 percents of total ammoniacal nitrogen applied were obtained respectively after application of 163, 319 and 534 kgN/ha. Volatilization curves analysis showed the importance of losses during the few first hours following spreading. Seventy five percents of total losses were obtained 21 h, 28 h and 17 h after slurry application respectively in experiments n°1 (45h), n°2(96h) and n°3(46h). Cumulative ammonia losses within the first 6 hours were well correlated to the rates of ammoniacal-N applied. During the experiment n°2, ammonia volatilization expressed in kgN/h/ha were estimated from corresponding cumulative losses curve. It appeared that ammonia flux densities were adjusted to the day-night fluctuations of air temperature. The comparison of experiments n°3 and n°4 showed the effect of water application on slurry, 3 hours following slurry application. Water applied (equivalent to 60% in volume of the slurry applied) reduced ammonia emission by 32% .

INTRODUCTION

L'intensification de l'élevage porcin en France et plus particulièrement en Bretagne a entraîné l'apparition importante d'un nouveau sous-produit : le lisier. La production de viande porcine en Bretagne représente 52% de la production nationale (LAMPERIERE, 1993). Le lisier, produit annuellement par l'élevage porcin, renferme environ 50 000 tonnes d'azote essentiellement sous forme ammoniacale ($N-NH_4^+$) (ABRASSART et al., 1993) et est en général valorisé comme fertilisant sur les terres d'exploitations. Les pertes d'ammoniac par volatilisation (NH_3) à partir des lisiers contribuent à augmenter la charge polluante atmosphérique (pluies acides) et diminuent la qualité fertilisante après épandage. D'après BUIJSMAN (1987), les émissions d'ammoniac issues des lisiers et fumiers représentent la plus grande source d'ammoniac atmosphérique en Europe (80%). Les pertes d'azote par volatilisation d'ammoniac ont lieu (i) dans les bâtiments d'élevage, (ii) au stockage et (iii) après épandage. Plusieurs pays européens ont engagé des recherches sur ce sujet depuis quelques années. On peut ainsi citer brièvement les travaux de SOMMER (1992) (Danemark), VAN DER MOLEN et al. (1989) (Pays-Bas), DOBBELAERE (1992) (Belgique) et BLESS et al. (1991) (Allemagne). Au Royaume-Uni, de nombreux travaux ont été réalisés depuis le début des années 1980. JARVIS et PAIN (1990) estiment que dans ce pays, environ 36% des émissions d'ammoniac issues de l'agriculture proviennent des épandages de déjections animales. L'ensemble de ces travaux ont mis en évidence des pourcentages de volatilisation d' NH_3 allant de quelques pourcents (5-10%) à plus de 80 et même 90% de l'azote ammoniacal apporté, 2 à 5 jours après épandage. L'importance de ces pertes est fonction de plusieurs paramètres : caractéristiques propres au lisier épandu, paramètres pédo-climatiques et techniques d'épandage. En France, malgré les études de FAURIE et BARDIN (1979) appliquées aux engrais azotés, le processus de volatilisation d' NH_3 liée aux épandages de lisier n'a jamais été identifié expérimentalement. L'objet de cet article est (i) de mettre en évidence et de quantifier ces émissions dans le contexte régional breton, (ii) de préciser l'influence de la dose apportée et l'effet de la température de l'air sur l'importance du processus et (iii) d'envisager un essai de réduction des pertes par rinçage à l'eau après épandage.

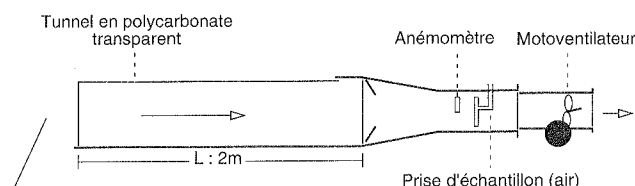
1. MATÉRIELS ET MÉTHODES

1.1. Appareillage

La mesure des émissions d'ammoniac est réalisée au moyen d'un tunnel de ventilation («wind tunnel») mis au point et décrit en détail par D.R. LOCKYER (1984). Ce type d'appareil a pour but de faire circuler l'air en surface du lisier épandu au sol et d'échantillonner l'air en vue de l'analyse de l'ammoniac qu'il renferme. Le tunnel de ventilation (figure 1) est constitué d'un tunnel transparent en plastique (polycarbonate type Makrolon) en forme de U et couvrant la surface expérimentale (2m de long sur 0.5m de large, soit $1m^2$). Cette partie est reliée à une conduite cylindrique métallique au sein de laquelle est disposé un motoventilateur électrique dont le rôle est d'assurer la circulation de l'air en surface de la partie expérimentale. Il s'agit donc d'un système ouvert. Un anémomètre à moulinet situé à l'intérieur de la partie métallique permet de connaître à tout moment la vitesse de l'air (V en m/s) et donc son débit (Q en m^3/s) par la relation $Q = V \times S$ où S représente la section (m^2) à l'emplacement correspondant.

En sortie de la partie cylindrique, l'échantillonnage de l'air est effectué au moyen d'une pompe à membrane, extérieure au tunnel, et aspirant l'air à un débit de 4 l/min. Le prélèvement est effectué tangentiellement au flux d'air grâce à un croisillon disposé verticalement et dont chacune des 3 branches est percée de petits orifices (2,5 et 1.5 mm de diamètre) permettant l'entrée d'air. Cet échantillonnage est réalisé en continu durant la totalité de l'essai. Après prélèvement, l'air vient barboter dans un flacon laveur contenant 50 ml d'une solution d'acide borique à 4%. Ces solutions acides, dont le rôle est de piéger l'ammoniac, sont renouvelées à intervalles de temps variables. On mesure ainsi des pertes cumulées en fonction du temps. Les quantités d'azote ammoniacal contenues dans les solutions d'acide borique sont déterminées par simple titration à l'aide d'une solution standard d'acide sulfurique (H_2SO_4 0.1N ou 0.02N). Parallèlement à la mesure d' NH_3 un ensemble de capteurs permet de mesurer en continu certains paramètres pédo-climatiques : température et humidité relative de l'air et température du sol à 3-5 cm de profondeur. Les données sont recueillies et stockées sur une centrale de mesure (SAM70-AOIP) et sont directement accessibles par un PC portable. La circulation d'air en permanence sous le tunnel évite un réchauffement de l'air sous celui-ci (effet de serre). Les travaux de RYDEN et LOCKYER (1985) ont en effet montré que la différence de température de l'air sous le tunnel et à l'extérieur était peu importante (1 à 2 °C). Nous disposons actuellement de trois appareils de ce type permettant ainsi d'obtenir 3 répétitions expérimentales de chaque traitement.

Figure 1 - Schéma du tunnel de ventilation (d'après D.R. Lockyer)



1.2. Calcul des quantités d'ammoniac volatilisé.

Les émissions d'ammoniac issues de la surface expérimentale sur laquelle est épandu le lisier sont obtenues en multipliant la différence entre les quantités de $N-NH_3$ mesurées en sortie et en entrée (blanc) du tunnel par le rapport entre le volume total d'air passé au travers du tunnel sur le volume d'air échantillonné :

$$Q_{N-NH_3} = [(N-NH_3)_s - (N-NH_3)_e] \times RA$$

QN-NH₃ : quantité d'azote ammoniacal volatilisé (mgN) de la surface expérimentale pendant la période d'analyse considérée.

($N-NH_3$)_s : mg $N-NH_3$ piégés en sortie de tunnel

($N-NH_3$)_e : mg $N-NH_3$ piégés en entrée de tunnel (blanc)

$$RA : \text{Rapport d'Air} = \frac{[\text{Volume total d'air passé dans le tunnel}(1)]}{[\text{Volume total d'air échantillonné}]}$$

(1) Des études de calibration en laboratoire (calculs théoriques et mesures réelles) ont conduit à estimer qu'une vitesse d'air de 1 m/s sous le tunnel correspond à un débit d'air de 720 m³/h.

1.3. Mise en place de l'essai

Le lisier de porc, prélevé en préfosse ou en fosse de stockage, est soigneusement homogénéisé par agitation manuelle avant d'être appliqué sur le sol. Parallèlement, des échantillons de 500 ml sont réalisés en vue de leur analyse au laboratoire. L'azote ammoniacal total constitué essentiellement de la fraction ionique (NH_4^+) et aussi de la fraction gazeuse dissoute en solution (NH_3), est déterminé par distillation en présence de magnésium (MgO) (d'après BREMNER

et KEENEY, 1965). L'ammoniac contenu dans le distillat est piégé dans une solution d'acide borique à 4% et déterminé par titration directe (H_2SO_4 0.2N) à l'aide d'une électrode pH standard (Tacussel). Le taux de matières sèches est déterminé par séchage à l'étuve (24h, 105°C). Enfin, l'analyse du pH est effectuée directement sur le lisier brut sous agitation modérée, au moyen d'une électrode pH standard (Tacussel). Après application du lisier sur les 3 micro-placettes expérimentales ($3 \times 1 \text{ m}^2$), la partie plastique du tunnel est immédiatement mise en place.

Tableau 1 - Conditions expérimentales : caractéristiques et taux d'application des lisiers utilisés (1).

Expé- rience	Site (dép')	Couvert	Durée de l'essai (h)	N-NH ₄ (%)	Matières sèches (%)	pH	Volume épandu (m ³ /ha)	N-NH ₄ apporté (kg N/ha)	Rinçage à l'eau (m ³ /ha)
1	Pacé (35)	Prairie (RG)	45	0,38	6,15	7,65	40	163	-
2	Caulnes (22)	Chaumes (blé)	96	0,67	19,10	7,55	40	319	-
3	Plouvorn (29)	Prairie (RG)	46	0,33	6,60	7,70	150	534	-
4	Plouvorn (29)	Prairie (RG)	46	0,33	6,60	7,70	150	534	90

(1) Les essais n°3 et 4 ont été réalisés simultanément.

La mise en fonctionnement des trois motoventilateurs, du système de pompage et d'enregistrement des données pédo-climatiques constitue le temps t_0 de l'expérience. La vitesse d'air sous chaque tunnel est fixée à 1 m/s pour l'ensemble des essais présentés ici. Parmi les quatre essais présentés ci-après, trois d'entre-eux ont été réalisés sur prairie (Ray Grass) en Mai et Septembre 1993. Le quatrième essai a eu lieu sur chaumes de blé après la moisson en Août 1993. Le tableau 1 présente certaines caractéristiques des lisiers épanchés ainsi que les doses apportées.

2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.1. Volatilisation de l'ammoniac

Les pertes cumulées d'azote ammoniacal (N-NH_3) par volatilisation durant la totalité de chaque essai sont figurées dans le tableau 2. Les quantités sont mentionnées en kg d'azote par hectare (kgN/ha) ainsi qu'en pourcentage de volatilisation par rapport à l'azote ammoniacal total apporté. Cette représentation permet de comparer les pertes azotées d'un essai à l'autre. Ces quatre séries de mesures indiquent bien l'importance du processus de volatilisation de l'ammoniac. Dans le cas de l'expérimentation n°1, 50% de l'azote ammoniacal apporté est volatilisé 45 h après l'épandage du lisier. En utilisant la même méthodologie, LOCKYER et al. (1989) rapportent des pertes allant de 36.1 à 77.6% de l'azote ammoniacal apporté après 96 h. Sur la figure 2 sont représentées les courbes de volatilisation pour les essais 1 à 3. Cette représentation du processus montre combien le phénomène de volatilisation est important dans les heures qui suivent l'épandage. Les émissions les plus importantes, représentées par la pente de la courbe, ont lieu durant les 6-12 premières heures puis elles diminuent rapidement jusqu'à des valeurs beaucoup plus faibles. Soixante quinze pourcents des pertes maximales ont eu lieu après 21h, 28h et 17h respectivement pour les essais n°1, 2 et 3. La plupart des travaux présentés dans ce domaine et ce quelque soit la méthode de mesure employée (tunnels, méthodes micrométéorologiques) s'accordent sur l'importance des pertes au cours des premières heures (BLESS et al., 1991 ; AMBERGER, 1991 ; DOHLER, 1991).

Figure 2 - Évolution du processus de volatilisation d'ammoniac en fonction du temps

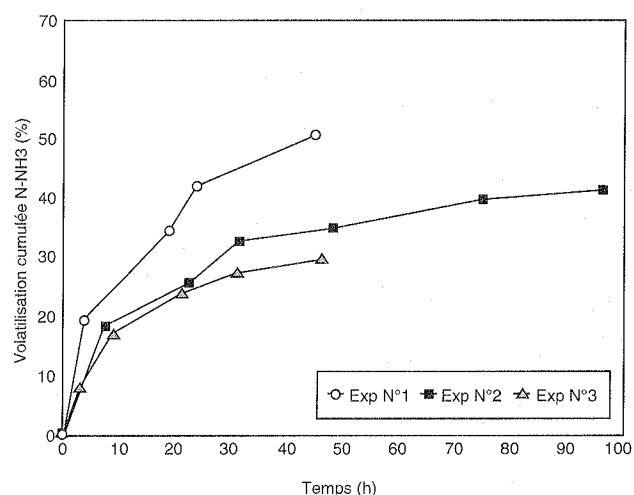


Tableau 2 - Pertes cumulées d'ammoniac en fin d'essai (1)

Expé- rience	N-NH ₃ volatilisé			
	kg N/ha (2)		% du N-NH ₄ apporté(2)	
1	82,3	(11,0)	50,5	(6,7)
2	130,8	(21,2)	41,0	(6,6)
3	157,0		29,4	
4	106,8	(6,4)	20,0	(1,2)

(1) exprimées en quantités d'azote (kg N/ha) et en pourcentages de l'azote ammoniacal de départ apporté par le lisier.

(2) () = écart-type.

2.2. Influence de la dose d'azote ammoniacale apportée par le lisier

Étant donnée l'allure des courbes (fig. 2), nous nous sommes intéressés à l'importance du phénomène sur les 6 premières

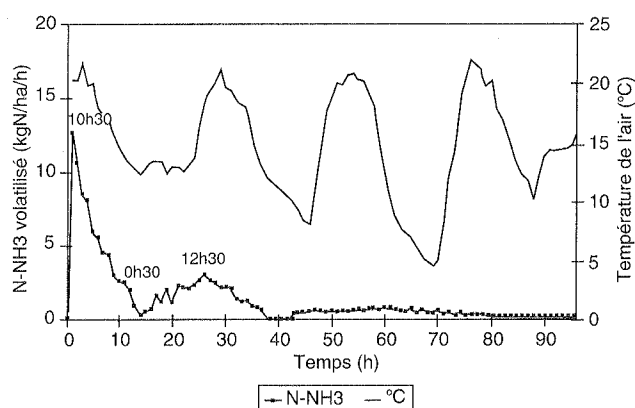
heures en fonction de la dose d'azote ammoniacal apportée au départ. Ainsi, pour des doses d'apport de 163, 319 et 534 kgN/ha les quantités de N-NH₃ volatilisé durant les 6 premières heures étaient respectivement de 37.1, 52.6, et 72.1 kgN/ha. Ceci signifie que sur ces trois essais, réalisés dans des conditions différentes (lieu, climat et lisier), les pertes durant les 6 premières heures sont étroitement corrélées à la dose d'azote apporté ($r^2 = 0.999$). Des résultats similaires ont été décrits dans la littérature (DOBBELAERE, 1992 ; BRUNKE et al., 1988). Si en terme de quantité d'azote volatilisé, l'augmentation de la dose apportée entraîne une augmentation de la volatilisation d'NH₃, ceci n'est plus vrai lorsqu'on raisonne en terme de pourcentage de volatilisation. En effet, les pourcentages de volatilisation correspondant aux doses d'apport mentionnées ci-dessus sont respectivement de 22.7, 16.5 et 13.5%. On obtient une diminution du pourcentage de volatilisation durant les 6 premières heures lorsque la dose d'apport est accrue. Le tableau 2 montre que tout ceci reste valable sur la durée totale de l'essai mais avec une corrélation moindre ($r^2 = 0.932$).

2.3. Influence de la température de l'air

Il apparaît intéressant de tenter d'estimer, pour l'un des essais, les intensités de volatilisation à partir de la courbe de volatilisation cumulée (fig. 2). Ceci a été réalisé pour l'essai de 96 h. La figure 3 représente les intensités des taux de volatilisation horaires, exprimés en kgN/ha/h, en fonction du temps. Sur un second axe Y figurent les températures de l'air (°C) enregistrées au cours de l'essai. Ce graphique confirme l'importance du processus de volatilisation lors des premières heures qui suivent l'épandage. L'intensité horaire maximum notée est de 12.8 kgN-NH₃/ha/h. Un rapide calcul nous indique que la concentration moyenne d'azote ammoniacal durant cette première heure est d'environ 1.8 µgN-NH₃/l d'air. Ce chiffre, dont l'ordre de grandeur est le ppm explique le fait que les capteurs de gaz ne soient pas encore utilisés dans ce domaine tant les concentrations instantanées dans l'air sont faibles. L'analyse de la figure 3 nous montre par ailleurs, l'influence de la température de l'air sur le processus de volatilisation. Les pics d'intensité maximum de volatilisation horaire coïncident avec les pics de température. Dans des conditions météorologiques qualifiées de « normales » de nos climats tempérés, le processus de volatilisation suit les variations nycthémerales. Ceci a également été observé par d'autres auteurs dans des conditions diverses et avec des lisiers de natures différentes (PAIN et al., 1989 ; BEAUCHAMP et al., 1982). Dans notre cas (fig. 3), le taux de volatilisation horaire atteint son maximum immédiatement après épandage vers 11h30 ($t_0 = 10h30$) puis décroît de façon importante jusqu'à devenir nul à 0h30. Le phénomène s'inverse à nouveau avec l'augmentation de la température de l'air. C'est à 12h30 ($j+1$) que le taux de volatilisation est à nouveau atteint mais sa valeur est 4 fois inférieure au maximum de la veille. Après le deuxième jour les pertes deviennent négligeables. Nous venons donc de mettre en évidence au cours de ces quelques essais qu'au moins 2 paramètres sont susceptibles d'influencer le processus de volatilisation de l'ammoniac : la dose d'azote ammoniacal de départ et la température de l'air. Cependant les travaux en cours (MOAL et al., 1993) et les résultats d'autres chercheurs montrent que de nombreux autres facteurs interviennent également sur la volatilisation (teneur en matières sèches et en azote ammoniacal du lisier, hygrométrie de l'air, type de sol et couvert végétal...). Il est donc encore difficile d'envisager des corrélations ou des modélisations du processus tant les facteurs d'influence sont

nombreux et les interférences complexes.

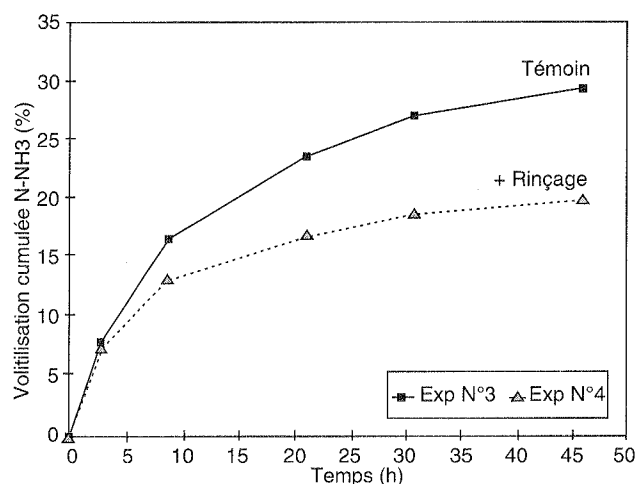
Figure 3 - évolution des intensités de volatilisation et de la température de l'air au cours du temps (expérience n° 2)



2.4. Réduction des émissions : influence d'un rinçage à l'eau.

La figure 4 représente un exemple de réduction des pertes azotées. Cette figure montre les courbes de volatilisation cumulée d'ammoniac lors des essais n°3 et 4. Ces deux essais ont été réalisés simultanément. Deux des trois tunnels ont reçu un rinçage à l'eau 3 heures après application du lisier (Exp n°4). Le premier tunnel a reçu seulement l'apport de lisier (Exp n°3) et sert de témoin dans le but d'étudier l'influence du rinçage à l'eau. La comparaison des deux courbes indique clairement l'influence du rinçage : le pourcentage de volatilisation cumulée après 46 h passe de 29.4% (témoin sans eau) à 20% (avec rinçage) le l'azote apporté. Dans ce cas, le rinçage supplémentaire entraîne une réduction de 32% de la volatilisation à $t_0 + 46h$. Il est probable que l'addition d'eau supplémentaire diminuant le taux de matières sèches, très élevé au départ (tableau 1) a pu favoriser une meilleure infiltration du lisier dans la solution de sol et donc faciliter l'adsorption de l'azote ammoniacal (NH₄⁺) au niveau du complexe argilo humique du sol. L'autre hypothèse serait une diminution de la concentration en azote ammoniacal venant modifier le gradient de transfert à l'interface sol-lisier/atmosphère. Ces mécanismes, bien qu'expliqués pour des solutions aqueuses testées sous atmosphère contrôlée (température et pression) sont encore mal connus au sein de produits complexes que sont les lisiers.

Figure 4 - Influence du rinçage à l'eau



REMERCIEMENTS

Ce travail est réalisé en relation et avec le soutien financier du Conseil Régional de Bretagne, notamment dans le cadre du

programme «Bretagne Eau Pure».

Je remercie également Messieurs LOUAZON (Pacé 35), POISSON (LPA Caulnes 22) et CUEFF (Plouvorn 29) pour leur contribution aux essais.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABRASSART J., BERTRAND M., HERVE A.M., 1993. Info. Techn. CEMAGREF, 91, note 1, 1-8
- AMBERGER A., 1991. Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier Applied Science, London and New York, 222 p.
- BEAUCHAMP E.G., KIDD G.E., THURTELL G., 1982. Can. J. Soil Sci., 62, 11-19.
- BLESS H.G., BEINHAUER R., SATTELMACHER B., 1991. J. Agric. Sci., Cambridge, 117, 225-231
- BREMNER J.M., KEENEY D.R., 1965. Anal. Chim. Acta, 32, 485-495.
- BRUNKE R., ALVO P., SCHUEPP P., GORDON R., 1988. J. Environ. Qual., 17(3), 431-436.
- BUIJSMAN E., MAAS H.F.M., ASMAN A.H., 1987. Atmos. Environ., 21, 1009-1022.
- DOBBELAERE A., 1992. Landbouwtijdschrift - Revue de l'agriculture, 45(2), 276-288.
- DÖHLER H., 1991. Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier Applied Science, London and New York, 222 p.
- FAURIE G., BARDIN R., 1979. Ann. agron., 30(4), 363-385.
- JARVIS S.C., PAIN B.F., 1990. Proc. Fert. Soc. n°298, Greenhill House Peterborough, England, 35 p.
- LAMPERIERE B., 1993. Cahier du S.G.A.R. n°6. Préfecture de la Bretagne éd., Rennes, 123p.
- LOCKYER D.R., 1984. J. Sci. Food Agric., 35, 837-848.
- LOCKYER D.R., PAIN B.F., KLARENBECK J.V., 1989. Environ. Pollution, 56, 19-30.
- MOAL J.F., MARTINEZ J., GUIZIOU F., BERTRAND M., COSTE C.M., 1993. J. Agri. Sci., Cambridge. (en préparation).
- PAIN B.F., PHILLIPS V.R., CLARKSON C.R., KLARENBECK J.V., 1989. J. Sci. Food Agric., 47, 1-12.
- RYDEN J.C., LOCKYER D.R., 1985. J. Sci. Food Agric., 36, 781-788.
- SOMMER S.G., 1992. Ph D Thesis, Department of Plant Nutrition and Physiology, Research Center for Agriculture, Tjele, Denmark, 37p.
- VAN DER MOLEN J., BUSSINK D.W., VERTREGT N., VAN FASSEN H.G., DEN BOER D.J., 1988. Nitrogen in organic wastes applied to soils. Hansen J. Aa. and Henriksen K. Ed., Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich Publishers, 379 p.