



HAL
open science

L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel

S. Portejoie, José Martinez, G. Landmann

► **To cite this version:**

S. Portejoie, José Martinez, G. Landmann. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *Productions Animales*, 2002, 15 (3), pp.151-160. hal-02679482

HAL Id: hal-02679482

<https://hal.inrae.fr/hal-02679482v1>

Submitted on 31 May 2020

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.

L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel

Les émissions d'ammoniac issues de l'activité humaine sont pour l'essentiel d'origine agricole et une grande partie provient des déjections des animaux d'élevage. Les effets irritants, voire toxiques, de l'ammoniac se manifestent localement dans les élevages. Ses effets polluants sur l'environnement peuvent s'étendre sur une zone géographique beaucoup plus vaste.

La population mondiale, qui s'élevait à 4,4 milliards d'habitants en 1980, devrait atteindre un chiffre de l'ordre de 7 milliards en 2020 ; même si on enregistre une certaine décélération de l'évolution démographique mondiale. Cette évolution nécessitera une augmentation des ressources alimentaires, qui entraînera inévitablement des changements importants dans le cycle global de l'azote, élément essentiel à la production agricole (Galloway 1998). L'évolution récente de l'agriculture s'est traduite par l'utilisation de méthodes de production plus intensives, une forte augmentation des rendements agricoles et une spécialisation des exploitations. Cette évolution a conduit à une concentration

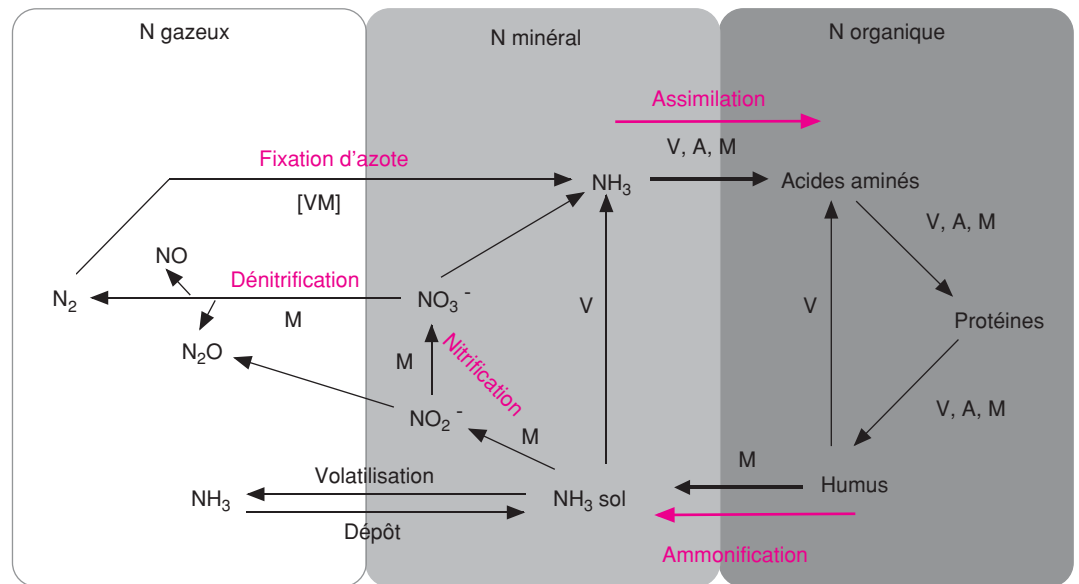
importante des animaux dans quelques régions d'élevage et à une augmentation de la quantité de déjections qui devient difficile à gérer (Martinez et Le Bozec 2000). Pour l'essentiel, ces déjections animales font l'objet d'épandages sur les terres agricoles. Ce recyclage traditionnel par le sol et la plante constitue le premier traitement naturel et un outil de résorption en même temps que de valorisation de ces effluents.

La pollution azotée d'origine agricole prend principalement la forme de nitrates, de protoxyde d'azote (gaz à effet de serre) et d'ammoniac, les nitrates étant véhiculés par les eaux et les deux autres par l'air. La volatilisation de l'ammoniac (NH₃) contribue à un transfert de l'azote contenu dans les effluents d'élevage vers l'atmosphère. Ce processus se produit dans les bâtiments d'élevage, dans les lieux de stockage et au moment de l'épandage au champ. Outre la réduction de la valeur fertilisante des effluents épandus qu'elles entraînent, ces pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac ont des conséquences potentielles variées sur la santé humaine et animale (asthme, bronchites chroniques, diminution des performances zootechniques) et sur les écosystèmes naturels (eutrophisation, ici utilisée au sens des conséquences d'un enrichissement du milieu en azote, et acidification). Récemment, la France a souscrit aux premiers engagements internationaux (proto-

Résumé

Les émissions d'ammoniac sont à 95% d'origine agricole, dont 80% proviennent de l'élevage. L'ammoniac est un gaz irritant pouvant être incriminé dans l'apparition de certaines maladies (asthme, bronchites chroniques) chez les éleveurs et chez les animaux et également dans la diminution des performances zootechniques. Les retours de l'ammoniac à la biosphère se font sous forme sèche ou humide, soit à proximité du lieu d'émission, soit après avoir parcouru de longues distances notamment pour l'ammonium dont le temps de résidence dans l'air est plus long que celui de l'ammoniac. Ces retombées ont diverses conséquences : (1) sur les plantes, cela entraîne un déséquilibre dans leur alimentation et augmente leur fragilité vis-à-vis d'autres facteurs secondaires de stress ; (2) suivant les caractéristiques physico-chimiques des sols et des eaux cela débouchera, soit sur un enrichissement en azote, soit sur une acidification avec disparition de la faune et de la flore dans les cas extrêmes.

Figure 1. Le cycle de l'azote.



A : animaux, M : microorganismes, V : végétaux, [VM] : symbioses végétal/microorganisme

cole ONU en 1999 à Göteborg, Directive européenne sur les plafonds nationaux d'émission en 2001), qui visent à réduire (de façon modeste dans un premier temps) les émissions d'ammoniac ; l'agriculture est donc concernée en première ligne.

Après un rappel sur l'importance des émissions d'ammoniac, cet article décrit dans leurs grandes lignes les incidences sur la santé et les principaux impacts des retombées ammoniacales sur les écosystèmes terrestres et aquatiques.

1 / Les émissions d'ammoniac

Le cycle de l'azote est caractérisé par trois réservoirs : azote organique (acides aminés, protéines...), azote minéral (NO_3^- ...) et composés gazeux (N_2 , NH_3 , N_2O ...) et est régi par des processus chimiques et biologiques permettant le passage d'une forme azotée à l'autre (figure 1). Dans les milieux naturels, on n'observe pas d'accumulation d'azote dans l'un ou l'autre compartiment car un équilibre s'instaure entre ces trois réservoirs. L'azote est un constituant essentiel pour toutes les

formes de vie, aussi bien dans les écosystèmes aquatiques que terrestres (l'Homme prenant part à ces processus). De façon générale, l'azote est un facteur limitant de la croissance pour les règnes animal et végétal dans les écosystèmes naturels.

Par son expansion démographique et géographique, l'Homme a transformé les écosystèmes naturels et a modifié le cycle de l'azote : dans les zones densément peuplées où les activités humaines et particulièrement agricoles sont importantes, on observe une accumulation de l'azote. Cette accumulation résulte de deux processus : le transport d'azote d'une région géographique à une autre par le biais de la nourriture des animaux notamment et la fixation d'azote atmosphérique.

En évaluant à l'échelle mondiale les entrées et sorties d'azote dans le système Sol - Plante - Animal, Van der Hoek (1998) arrive à la conclusion que l'efficacité d'utilisation de l'azote est de 60% pour la production végétale mondiale et de 10,5% pour la production animale mondiale (figure 2 ; année de référence : 1994). Pour cela, il se base sur un régime ali-

Figure 2. Bilan azoté mondial (millions de tonnes) pour la production végétale et la production animale (Van der Hoek 1998).

	Production végétale		Production animale	
Entrées	Engrais	73,6	Aliments pour animaux	20,5
	Fixation biologique	45,0	Pâturages	83,1
	Déjections	102,4	Divers (déchets de cuisine ...)	10,8
	Total	221,0	Total	114,4
Système sol - plante - animal				
Sorties	Cultures (alimentation-industrie)	49,1	Production animale (viande, lait, œufs, laine)	12,0
	Pâturages	83,1	Déjections	102,4
	Surplus (sols, air, eau)	88,8		
	Total	221,0	Total	114,4

mentaire avec le taux protéique minimal n'entraînant aucune incidence sur les performances zootechniques. Si l'on restreint ces données au secteur agricole mondial, l'efficacité d'utilisation de l'azote est de 37%. Le surplus d'azote introduit dans ce secteur s'accumule dans les sols ou, selon les cas, est redistribué sous différentes formes dans l'eau et dans l'air. C'est ainsi que les pollutions d'origine agricole s'ajoutent aux émissions des autres secteurs d'activité, tels que l'industrie ou le transport pour ne citer que les plus importants. Des pertes sous forme de N_2 (78% de la composition de l'atmosphère) rééquilibreraient les transferts entre chaque compartiment, mais ce scénario idéal ne se produit pas, l'essentiel des pertes se faisant sous la forme d'émissions de NO_x , de NH_3 et de N_2O (figure 3), qui ajoutent de nouveaux composés azotés réactifs dans la nature.

Les émissions d'ammoniac provenant de l'activité humaine seraient estimées à 43 millions de tonnes par an soit 80% des émissions totales de NH_3 (année 1990), dont 50% proviendraient des déjections animales et 25% des engrais azotés. Cette répartition entre les déjections et les engrais varie suivant les pays (Olivier *et al* 1998). En France, 97% des émissions d'ammoniac seraient d'origine agricole (Citepa 2001). Un exemple de flux d'azote agricole est présenté dans la figure 4. Pour produire un porc de 105 kg, la quantité d'azote apportée par l'aliment s'élèverait à environ 8,7 kg. Un tiers serait retenu par l'animal. Un tiers serait perdu dans l'air sous forme d'ammoniac correspondant au cumul des pertes dans les bâtiments d'élevage, au cours du stockage et lors de la période d'épandage (pendant et après épandage). Le dernier tiers retournerait au sol après l'épandage et serait disponible pour les plantes (Dourmad *et al* 1999). La plupart des systèmes d'élevage intensifs ont une répartition relativement voisine des flux d'azote. L'importance de ce flux peut être réduite par une meilleure maîtrise de l'alimentation (Portejoie *et al* 2002), du bâtiment, du stockage et de l'épandage, la méthode la plus efficace dépendant de certaines conditions directement liées à l'exploitation (quantité de déjections excédentaires, taille du troupeau, situation économique et main-d'œuvre).

Les émissions d'ammoniac sont donc une perte pour l'agriculture ; elles suscitent en outre un intérêt croissant en raison de l'influence possible de ce gaz incolore et irritant sur la santé humaine et animale, et des conséquences en cascade sur les milieux naturels.

2 / Impacts sur la santé humaine et animale

La mauvaise qualité de l'air (odeurs piquantes, atmosphère chargée en gaz, poussières, bactéries et endotoxines) des bâtiments d'élevage rend non seulement les conditions de travail difficiles, mais peut aussi avoir un impact important sur la santé du personnel (Wiegand *et al* 1994). Des études épidémiologiques ont ainsi mis en évi-

Figure 3. Les émissions azotées mondiales en 1990 (Olivier *et al* 1998).

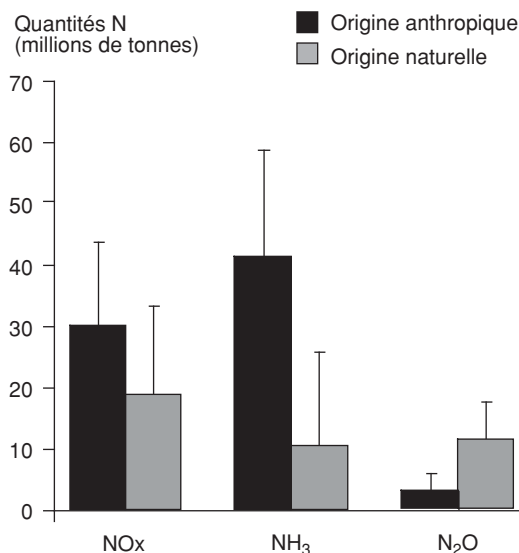
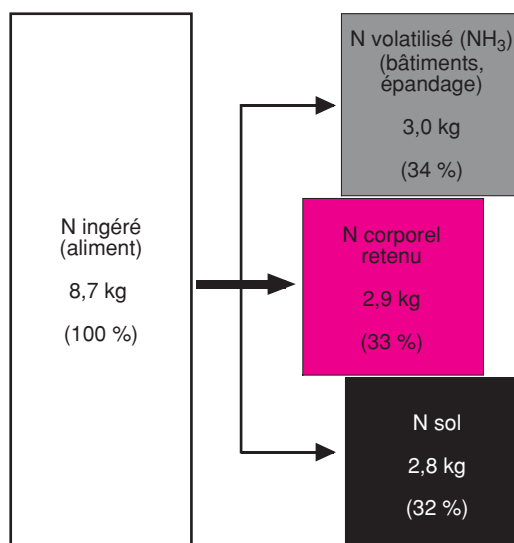


Figure 4. Flux d'azote pour produire un porc de 105 kg (Dourmad *et al* 1999).



dence des corrélations entre le taux de contamination de l'air et la fréquence des pneumopathies chez les travailleurs. Les bronchites chroniques, l'asthme, la fibrose pulmonaire, les affections des voies aériennes supérieures constituent la majorité des maladies respiratoires professionnelles des éleveurs. Au Danemark, une étude épidémiologique montre qu'en dehors de l'influence de l'âge et du fait que l'éleveur fume ou non, les éleveurs de porcs sont les plus touchés par l'asthme et les bronchites chroniques (Iversen *et al* 1988). Parmi les facteurs responsables, des gaz tels que l'ammoniac ont été incriminés (Gustin *et al* 1991).

L'ammoniac est un gaz incolore avec une odeur piquante, dont la volatilisation est favorisée dans les bâtiments d'élevage par de nombreux facteurs comme la ventilation, la température ambiante et la quantité de déjections présentes. Le seuil de perception olfactive de ce gaz est très variable - de quelques dixièmes de ppm à plus de 100 ppm -

Un tiers de l'azote utilisé pour produire un porc de 100 kg se volatilise en ammoniac.

selon la sensibilité olfactive des individus. L'exposition prolongée et répétée à l'ammoniac entraîne une tolérance ; l'odeur et les effets irritants du gaz ne sont alors perçus qu'à des concentrations plus élevées qu'initialement (INRS 1997). Il est admis que ce gaz, du fait de sa grande solubilité dans l'eau, est piégé par les sécrétions nasales où sa toxicité se manifeste rapidement. Les effets directs de l'ammoniac sur le tractus respiratoire ne se manifestent la plupart du temps que chez des sujets soumis à des teneurs atmosphériques élevées ; les lésions pulmonaires n'apparaissent qu'au cours de séjours prolongés dans une ambiance riche en ammoniac alors que les irritations nasale et oculaire sont les premiers symptômes observés. Au total, les poumons semblent relativement protégés du fait de l'efficacité des voies aériennes supérieures à piéger une grande partie du toxique inhalé. Néanmoins, ce captage n'est pas absolu et, en outre, les poussières ainsi que les particules d'eau peuvent servir de vecteurs pour atteindre la profondeur des voies respiratoires (Gustin *et al* 1991), d'où le danger encouru par les animaux et le personnel dans les bâtiments d'élevage. A titre d'exemple, en Allemagne, les valeurs les plus fréquentes rencontrées dans les bâtiments d'élevage sont inférieures ou égales à 7 ppm dans 82% des bâtiments pour bovins et dans 44% des bâtiments pour volailles et comprises entre 10 et 15 ppm dans 41% des bâtiments pour porcins. Cependant des valeurs supérieures à 20 ppm sont mesurées dans 25% des bâtiments pour volailles et dans 16% des bâtiments pour porcins (Seedorf et Hartung 1999).

L'ammoniac a été mis en cause dans l'augmentation des affections pulmonaires chez les éleveurs de porcs. Il l'est également dans la diminution des performances animales.

L'ammoniac est également incriminé dans la diminution des performances zootechniques observées dans certains cas lors d'expositions à des teneurs en NH_3 de 50 ppm et plus. Chez des porcelets, Drummond *et al* (1980) ont observé une réduction du gain moyen quotidien (GMQ). Même à faible concentration, l'ammoniac semble influencer les performances de reproduction des truies et plus particulièrement l'apparition de la puberté chez les cochettes (Malayer *et al* 1988, Cole *et al* 1996).

Qu'ils soient chimiques (gaz), biologiques (agents pathogènes) ou physiques (poussières), différents polluants et agents infectieux pourraient ajouter leurs effets nocifs à ceux de l'ammoniac (Marquis et Marchal 1998). On peut citer par exemple les larves d'*Ascaris suum* (ascaris), dont les effets négatifs s'additionnent à ceux de l'ammoniac dans les élevages porcins. Drummond *et al* (1981b) ont ainsi observé une réduction du GMQ de 61% lorsque les porcs sont à la fois exposés à NH_3 , à une teneur de 100 ppm, et infectés par ces larves. Dans les cas où ils sont soit exposés à NH_3 , soit infectés, la diminution du GMQ est de respectivement 32 et 28%. Cependant, les effets de *Bordetella bronchiseptica* (bactérie) et ceux de NH_3 à des

teneurs de 50 et de 100 ppm ne sont pas cumulatifs sur la réduction du GMQ. Néanmoins, les lésions des voies aériennes supérieures induites par cette bactérie sont plus graves chez les porcs vivant en atmosphère polluée que chez ceux respirant un air sain (Drummond *et al* 1981a). L'ammoniac peut également réduire la résistance des porcs vis-à-vis de *Pasteurella multocida* et accroître l'incidence de la rhinite atrophique dans les porcheries (Gustin *et al* 1991). Ce phénomène pourrait être expliqué par une réduction de l'activité antibactérienne des macrophages dans les poumons qui serait induite par l'ammoniac (Cole *et al* 1996).

L'ensemble de ces problèmes et risques exposés ici dans les élevages porcins sont aussi mis en cause en aviculture avec des effets similaires à ceux cités pour le porc. Tout ceci a conduit à l'installation de dispositifs de ventilation, à la vidange plus fréquente des pré-fosses et, plus généralement, à des normes d'élevage (ventilation, densité, valeur d'exposition). En France, la valeur limite d'exposition (ou VLE⁽¹⁾) et la valeur limite moyenne d'exposition (ou VME⁽²⁾) sont, pour l'ammoniac, de respectivement 50 ppm ou 36 mg/m³ et 25 ppm ou 18 mg/m³ (INRS 1997). Dans des conditions normales de production, la VLE n'est jamais atteinte. Au vu des risques liés à l'ammoniac, on pourrait cependant s'interroger sur l'opportunité de fixer des normes de VME plus sévères pour des animaux séjournant 24h/24h dans les bâtiments.

A l'évidence, une meilleure ventilation des bâtiments permet, par dilution, de réduire la teneur en ammoniac de l'air extrait, mais elle favorise la volatilisation totale de l'ammoniac et augmente donc les quantités émises vers l'extérieur. On déplace donc les problèmes engendrés par l'ammoniac du bâtiment vers l'environnement extérieur.

3 / Influence des retombées ammoniacales sur l'environnement

3.1 / Volatilisation de NH_3 , impacts dans l'atmosphère et retombées

La volatilisation de NH_3 se fait selon un gradient de concentration, de la plus forte vers la plus faible. L'atmosphère jouera donc le rôle, soit de source, soit de puits.

L'ammoniac émis n'aura pas le même devenir selon la distance entre les zones d'émission et les sites industriels sources de H_2SO_4 , SO_2 , HCl , HNO_3 et NO_x (tableau 1). Loin des sites industriels, l'ammoniac excède en quantité les espèces chimiques acides de l'atmosphère avec lesquelles il réagit. Une grande proportion de l'azote ammoniacal reste donc

⁽¹⁾ Compte tenu des moyens de prélèvements et de mesures, la VLE (valeur limite d'exposition) n'est pas obligatoirement la valeur maximale d'une concentration instantanée, mais la durée sur laquelle cette concentration est mesurée ne saurait dépasser 15 minutes.

⁽²⁾ La VME (valeur limite moyenne d'exposition) est la valeur admise pour la moyenne dans le temps des concentrations auxquelles un travailleur est effectivement exposé au cours d'un poste de 8 heures.

Tableau 1. Devenir de l'ammoniac émis dans l'atmosphère (Möller et Schieferdecker 1985, Dentener et Crutzen 1994, Fahey et al 1999).

Emission éloignée des sites industriels	Emission proche des sites industriels
Forme dominante : $[\text{NH}_3] > [\text{NH}_4^+]$ Le temps de résidence dans l'atmosphère de NH_3 est court.	Forme dominante : $[\text{NH}_3] < [\text{NH}_4^+]$ Le temps de résidence dans l'atmosphère de NH_4^+ est long et sa dispersion est plus grande.
Réaction	Réaction Affinité de NH_3 pour $\text{H}_2\text{SO}_4 >$ autres gaz acides ou aérosols. - si $[\text{NH}_3] < [\text{H}_2\text{SO}_4]$: réaction entre ces 2 éléments (uniquement) - si $[\text{NH}_3] > [\text{H}_2\text{SO}_4]$: réaction de NH_3 avec H_2SO_4 puis avec HCl ou HNO_3 ⁽¹⁾ NH_3 augmente la disparition de SO_2 atmosphérique et joue un rôle important dans l'oxydation de SO_2 dans la phase aqueuse.
Autres Oxydation de NH_3 en présence de OH , où N_2O peut-être produit (gaz à effet de serre) ⁽²⁾ . Réactions avec des radicaux hydroxydes formant NO ...	

⁽¹⁾ Les formations de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) sont de faible importance, les zones industrielles où les émissions de NH_3 dominent celles de SO_2 étant rares et les concentrations de HNO_3 dans les zones rurales étant faibles.

⁽²⁾ La part de NH_3 impliquée dans cette réaction est faible.

sous la forme gazeuse NH_3 qui se dépose sous forme de gaz ou de particules dans ou à proximité des zones d'émission. Dans des atmosphères plus chargées en acides sous forme humide ou particulaire (H_2SO_4 , HNO_3), NH_3 est rapidement converti sous la forme de particules d'ammonium (NH_4^+). Le couplage de NH_3 avec H_2SO_4 tend à augmenter leur piégeage dans l'humidité de l'air et donc dans des gouttelettes d'eau.

L'ammoniac émis vers l'atmosphère retombe en partie à proximité du lieu d'émission. L'autre partie peut parcourir de longues distances, selon les conditions climatiques, avant de retourner à la biosphère sous forme de précipitations. La réalité de ces transports a pu être confirmée in situ. Ainsi, il y a une dizaine d'années, un avion instrumenté de Météo France a pu suivre une masse d'air partie de Bretagne et qui a traversé la France pour atteindre les Vosges, où (comme dans toutes les régions montagneuses) les précipitations et donc les dépôts de NH_4^+ sont importants relativement aux sources régionales d'ammoniac.

L'azote ammoniacal retombe, soit sous forme NH_3 (dépôt sec), soit sous forme d'aérosols de NH_4^+ ou de gouttelettes de NH_4^+ (dépôt sec et/ou humide) (Moal 1995). Le modèle présenté par Asman et Janssen (1987) montre que les dépôts secs de NH_3 dans un pays donné, sont principalement issus de ce même pays, alors que les dépôts secs et humides de NH_4^+ sont pour une partie importants causés par des sources venant de pays voisins. L'ammoniac émis se dépose donc à sec près de la source, et plus loin de celle-ci, sous forme sèche ou humide (Sommer et al 1996).

Les dépôts secs ammoniacaux sont extrêmement difficiles à estimer compte tenu de la réactivité de l'ammoniac. On sait cependant qu'ils diminuent en fonction de la distance au lieu d'émission et qu'ils varient en fonction de la conduite des sols, du niveau de fertilisation azotée et du point de compensation des plantes (Sutton et al 1998), celui-ci étant la concentration de NH_3 pour laquelle il n'y a aucun échange entre la plante et l'atmosphère (l'absorption et l'émission s'annulent).

Les dépôts d'azote ammoniacal constituent une partie variable des apports azotés dans les écosystèmes naturels et semi-naturels comme les forêts, les landes, les tourbières ou les alpages. A l'opposé, les pâturages intensifs et les sols fertilisés présentent une émission nette de NH_3 . Les échanges d'azote ammoniacal entre l'atmosphère et les plantes au niveau des feuilles, et plus particulièrement au niveau des stomates, vont dans les deux sens, soit absorption, soit émission, et dépendent de la forme de l'azote introduite dans l'écosystème, des conditions environnementales (température, humidité) et du stade de croissance des plantes (Apsimon et al 1987, Sutton et al 1994). Les plantes sont une réelle source de NH_3 lorsque la concentration de NH_3 dans l'atmosphère est inférieure au point de compensation (Fahey et al 1999) et de véritables puits lorsque la concentration de NH_3 dans l'atmosphère est supérieure au point de compensation. Dans le cas des couverts forestiers, leur rugosité entraîne de fortes turbulences qui augmentent de façon importante les dépôts secs et les dépôts véhiculés par les gouttelettes (parfois appelés dépôts occultes) en forêt relativement à des couverts bas (cultures agricoles).

L'ammoniac émis dans l'atmosphère réagit avec des gaz acides et se transforme en ammonium qui peut se déposer très loin du lieu d'émission.

Les informations disponibles sur les échanges de NH_3 au-dessus des écosystèmes aquatiques suggèrent l'existence des phénomènes d'émission et de dépôts qui dépendent de la concentration de NH_3 dans l'air et de la concentration d'azote ammoniacal dans l'eau pour ces différents milieux (Sutton *et al* 1994).

3.2 / Impacts sur les écosystèmes terrestres

Les activités humaines modifient plus ou moins profondément les écosystèmes terrestres et entraînent divers déséquilibres. Les retombées d'ammoniac représentent une des composantes de ces déséquilibres en agissant à la fois sur les plantes et sur les sols.

a / Les plantes

Comme nous l'avons vu, les plantes constituent, selon les circonstances, une source ou un puits de NH_3 . Elles ont une forte affinité pour NH_3 pendant la journée lorsque les stomates des feuilles sont ouverts (Denmead *et al* 1976). L'ammoniac est ensuite transformé en acides aminés et en protéines. L'humidité et la rosée augmentent le dépôt de NH_3 (Denmead *et al* 1976, Fangmeier *et al* 1994). L'impact des dépôts d'azote ammoniacal sur les cultures agricoles n'est pas considéré comme un problème, les effets indésirables de NH_3 n'apparaissant que dans les écosystèmes fragiles. Les études de l'impact des dépôts de l'azote ammoniacal ont donc porté sur les milieux naturels (landes, marais, tourbières, prairies naturelles et écosystèmes forestiers) où les dépôts d'azote atmosphérique accroissent la productivité dans certaines conditions, ce qui peut entraîner un déséquilibre nutritionnel lorsque la demande pour les autres nutriments est insuffisamment pourvue (Skellington et Wilson 1988). En France, les travaux ont porté à peu près exclusivement sur les différents compartiments des écosystèmes forestiers - arbres, flore herbacée, sol - principalement dans certaines régions comme les Vosges ou les Ardennes où les conditions de nutrition minérale des arbres forestiers sont particulièrement détériorées (Landmann 1995).

Une absorption de l'azote ammoniacal d'importance variable s'opère au niveau du feuillage ; c'est ainsi qu'un couvert forestier absorbe couramment environ 5 à 10 kg/ha/an d'azote ammoniacal par le feuillage. Cette absorption s'accompagne de l'excrétion de cations, surtout de potassium, magnésium et calcium, qui concourent à l'apparition de carences que l'on attribue cependant plus clairement encore à l'évolution de l'état des sols (voir plus loin).

L'absorption importante d'azote ammoniacal se traduit par des teneurs foliaires élevées en azote et divers dérèglements physiologiques. Dans ces conditions, les arbres sont réputés devenir plus sensibles aux facteurs de stress comme le gel, la sécheresse, l'ozone, les insectes ravageurs et les champignons

pathogènes (Roelofs 1986, Skellington et Wilson 1988, Fangmeier *et al* 1994). Cependant, bien que les résultats expérimentaux soient nombreux et souvent probants, la démonstration des effets en milieu naturel est plus problématique. En particulier, la relation entre les dépôts ammoniacaux et la santé des forêts est loin d'être simple, même dans les régions plus polluées comme aux Pays-Bas. Mais au-delà des effets nutritionnels et de leurs conséquences, c'est un ensemble de modifications plus ou moins profondes, mais le plus souvent insidieuses, qui affecte les écosystèmes sensibles.

Parmi les effets les mieux établis dans le contexte français, on peut citer la carence magnésienne, qui sévit plus largement, dans de nombreuses régions européennes à roche-mère acide (Landmann *et al* 1997) et entraîne dans les cas aigus une perturbation sérieuse de la santé des arbres (Landmann *et al* 1995). Bien que la pauvreté en magnésium puisse être considérée comme la cause directe de cette carence, les résultats expérimentaux confirmant l'effet déstabilisateur d'apports même modérés d'ammonium sur la nutrition minérale abondent (Bonneau *et al* 1990-91). Par ailleurs, une modification significative de la composition de la flore forestière au cours des 20 dernières années est également bien établie (Thimonier *et al* 1992).

En France, on ne dispose pas de données sur les impacts des dépôts de l'azote ammoniacal sur les autres écosystèmes naturels, ce qui ne signifie pas qu'ils n'existent pas.

b / Le sol

Les pluies acides constituent un phénomène régional (ou continental : Europe, Amérique du Nord, Chine du Sud...), par opposition aux phénomènes globaux (effet de serre). Leur présence est typique de la phase, en principe transitoire, d'un développement économique qui n'est pas encore « propre ». Si la composition des pluies a été modifiée par l'Homme dans de vastes zones, ses effets épousent étroitement certaines propriétés du sol (tableau 2) : les sols sensibles aux dépôts acidifiants sont les sols pauvres en éléments nutritifs, déjà acides et mal tamponnés. Les effets, dont l'expression la plus simple est la baisse de cations échangeables, se produisent dans les zones où les sols ne peuvent tamponner les apports atmosphériques acides (H_2SO_4 , HNO_3) et acidifiants (NH_4^+ qui se nitrifie et libère des protons) (Bonneau *et al* 1987). Potentiellement, cela concerne tout particulièrement les écosystèmes forestiers montagnards dont le substratum est une roche pauvre en minéraux (en France, cela concerne les Vosges, les Ardennes, le Massif central et le Massif armoricain) mais aussi quelques zones de plaine (sables du sud du bassin parisien, Landes de Gascogne) (Badeau *et al* 1999) mais c'est dans le Nord-Est, et à un degré sans doute moindre dans le Nord-Ouest et le Massif central, que l'acidification des sols forestiers se produit de façon plus marquée (Dambrine *et al* 1998, Ranger *et al* 2000).

L'impact des retombées d'ammoniac a surtout été étudié sur les forêts : acidification du sol et nutrition végétale déséquilibrée.

Tableau 2. Bilan des modes d'action, des conséquences et des modifications entraînées par les dépôts (secs ou humides) d'azote ammoniacal (Bonneau 1989, Van Dijk et al 1989, Probst et al 1990, Egli et Fitze 1995, Duchaufour 1997).

Sur le sol	Fixé par l'arbre
<p>Mode d'action</p> <p>Adsorption par les racines libérant des H⁺.</p> <p>Nitrification libérant des H⁺.</p> <p>Acidité des pluies.</p>	<p>Mode d'action</p> <p>Fixation efficace par les forêts de résineux, due à leur feuillage persistant et à l'altitude.</p>
<p>Conséquences : développement de processus tampon</p> <p>Altération de minéraux libérant des cations basiques (Ca, Mg, K) avec consommation de H⁺.</p> <p>Passages de cations échangeables du complexe absorbant à la solution du sol et augmentation de la charge des colloïdes en protons ou en aluminium.</p> <p>Mise en solution d'aluminium ionique à partir de molécules argileuses détruites ou à partir d'hydroxydes d'aluminium.</p>	<p>Conséquences</p> <p>Excrétion de cations basiques.</p> <p>Augmentation des prélèvements par les racines du sol.</p> <p>Si apport > besoin, l'excédent est entraîné d'abord sous forme de nitrate de calcium puis de nitrate d'aluminium</p>
<p>Modifications</p> <p><u>Sol fortement tamponné</u> : il s'enrichit en azote. Cela se traduira par une lixiviation des nitrates et par la prolifération d'espèces grasses.</p> <p><u>Sol riche en minéraux altérables</u> : le pH ne variera pas beaucoup. La fertilité ne sera pas diminuée.</p> <p><u>Sol moins riche en minéraux altérables et complexe absorbant encore bien saturé</u> : il va s'appauvrir progressivement, mais les cations échangeables dominant encore largement sur les H⁺ et Al³⁺.</p> <p><u>Sol déjà très désaturé (roche pauvre en minéraux, acide)</u> : des quantités élevées d'Al, de Mg et de Zn sont libérées. Les racines peuvent subir des dommages.</p>	<p>Modifications</p> <p>Acidification.</p> <p>Toxicité du milieu.</p> <p>Carences en cations basiques.</p> <p>Autres :</p> <p>Pollutions des lacs et des ruisseaux.</p> <p>Nutrition des arbres compromise (remplacement de Ca²⁺ et Mg²⁺ par Al³⁺ dans le complexe absorbant).</p> <p>Carences en Mg et K.</p> <p>Atteinte des espèces acidophiles résistantes à la toxicité alumineuse (épicéa).</p>

Dans une forêt non polluée, le cycle de l'azote est fermé : l'absorption par les racines équilibre sensiblement l'azote minéralisé et il n'y a pratiquement pas de pertes d'azote sous forme de nitrates, hormis une quantité très limitée en hiver, sous climat océanique, perte qui est compensée par les apports atmosphériques naturels. Dans les forêts soumises à un apport atmosphérique d'azote sous forme de dépôts secs et humides, ces derniers renforcent l'effet des apports acides et contribuent à l'eutrophisation du milieu, qui se traduit notamment par une accumulation d'azote dans les sols forestiers (Thimonier *et al* 1994) et diverses influences, directes et indirectes (tableau 2).

Les modifications (acidification et eutrophisation) qui affectent les sols des écosystèmes naturels peuvent, dans certaines conditions, se répercuter sur la qualité des cours d'eau du bassin versant, les sols étant le siège de transferts d'eau et de solutés.

3.3 / Impacts sur les écosystèmes aquatiques

De nombreux pays de l'hémisphère Nord ont souffert de l'acidification des eaux de surface sous l'influence des retombées atmosphériques acides, en particulier dans les zones où le substratum géologique drainé est

pauvre (granites, grès) et neutralise mal ces apports acides. L'acidification des eaux est caractérisée par une transparence accrue et la présence de l'ammonium comme la forme dominante de l'azote. Ce phénomène est plus marqué dans les lacs et les rivières situés en zone forestière. En France, l'existence de pluies acides sur le massif vosgien a été révélée en 1978 et celle de ruisseaux acides sans truites a été mise en évidence dans la même région en 1987 (Probst *et al* 1990). Les travaux récents montrent qu'environ 20% des cours d'eau amont (non influencés par d'autres formes de pollution) sont acides. Des problèmes similaires mais moins prononcés existent dans les Ardennes alors qu'ils semblent absents du Massif central.

Trois facteurs de l'environnement ont une influence sur l'acidification des eaux :

- deux facteurs indirects : les forêts de résineux qui captent en toutes saisons les polluants atmosphériques et la fonte des neiges qui provoque un véritable 'choc acide' dans les lacs et les cours d'eau. La neige contient des polluants qui sont tout d'un coup libérés et l'eau de la fonte est plus acide que la normale, ce qui entraîne un abaissement brutal du pH ;
- un facteur direct : les roches mères silicatées pauvres en bases ou en minéraux altérables (grès et granites à biotites) qui neutralisent mal les solutions acides (Probst *et al* 1990).

La conversion de l'ammonium en nitrates dans les eaux s'accompagne d'une forte réduction de la quantité de bicarbonates. La production de nitrates est équivalente à la perte en ammonium et à la perte en bicarbonates multipliée par 2, entraînant une augmentation de la teneur en CO_2 de l'eau, affectant ainsi le pH de l'eau. L'effet de la production d'acide sur la diminution du pH dépend de la présence de substances ayant un pouvoir tampon comme les bicarbonates. La diminution du pH dépend donc à la fois de la concentration d'ammonium et de celle des bicarbonates (tableau 3).

Les dépôts atmosphériques azotés participent donc, quoique de façon généralement mineure (l'essentiel des apports étant, comme nous l'avons signalé plus haut, piégés dans les sols), à l'acidification des eaux qui se traduit par une expansion des macrophytes⁽³⁾ (Schuurkes 1986) et, de façon générale, un appauvrissement en plantes et en animaux aquatiques. En ce qui concerne la flore, les espèces initialement présentes sont remplacées par des espèces mieux adaptées aux conditions comme le jonc (*Juncus bulbosus* L.) et/ou la sphaigne (*Sphagnum* spp.). Ces plantes utilisent de manière efficace le CO_2 et le NH_4^+ .

Dans les cas extrêmes où l'apport en azote ammoniacal est plus important que la teneur en bicarbonates, cela débouche sur une réduction de la production de CO_2 et donc sur l'appauvrissement de l'eau en CO_2 , amenant à la réduction des activités biologiques et à la disparition des plantes aquatiques immergées (Roelofs 1986). Pour ce qui est de la faune, on observe une disparition progressive, voire complète des poissons (des truites et des saumons en particulier), une réduction ou la disparition des amphibiens (grenouilles, crapauds et salamandres) et une modification du phytoplancton et du zooplancton ainsi que des communautés benthiques⁽⁴⁾. Ceci est dû aux basses valeurs de pH et aux concentrations élevées d'aluminium dissous. Deux seuils de toxicité vis-à-vis des truites ont été fixés : 5,4-5,6 pour le pH et 200 ppb/l pour l'aluminium dissous (Probst *et al* 1990). Les effets de l'acidification sur les invertébrés dans les Vosges ont été décrits (Guérol *et al* 1993).

Même si les phénomènes d'enrichissement en azote (nitrates et azote ammoniacal sans diminution du pH) des eaux en région forestière sont peu marqués, des teneurs parfois relativement significatives de NH_4^+ ont été notées dans les Ardennes et en Bretagne, en dehors de toute influence humaine directe, donc sous la seule influence des dépôts atmosphériques relayés par des sols saturés en azote (nitrates et azote ammoniacal). Bien entendu, dans le cas d'enrichissement marqué de l'eau en azote, les apports azotés proviennent essentiellement des sols saturés en azote (lixiviation des nitrates).

On parle d'eutrophisation lorsque les eaux s'enrichissent à la fois en azote et en phos-

Tableau 3. Conséquences des dépôts de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ dans l'eau sur ses propriétés chimiques, en fonction de la teneur de l'eau en bicarbonates (Schuurkes 1986, Probst *et al* 1990).

$[\text{NH}_4^+] > [\text{H}_2\text{CO}_3]$
Diminution du pH
pH < 5,6 : mise en solution de Al
pH = 4,5 : nitrification inhibée
Augmentation de $[\text{NH}_4^+]$
→ Acidification
$[\text{NH}_4^+] < [\text{H}_2\text{CO}_3]$
Pas de diminution du pH
Enrichissement de l'eau en azote
Si [P] est importante
→ Eutrophisation

phore. Cela peut aboutir, dans des cas extrêmes, à la prolifération d'algues et à la mort des poissons.

Conclusion

Les émissions d'ammoniac représentent une part importante des pertes d'azote à l'échelle de l'exploitation agricole et entraînent une diminution de la valeur fertilisante des effluents d'élevage. La mise en évidence, depuis une quinzaine d'années, d'une palette d'effets plus ou moins insidieux, mais parfois marqués sur les écosystèmes naturels terrestres et aquatiques, a fait prendre conscience de l'impact de l'ammoniac sur l'environnement. Ce polluant ajoute et combine ses effets à ceux d'autres polluants atmosphériques. De nombreux travaux scientifiques ont servi de base aux négociations qui ont récemment abouti à des accords par lesquels les gouvernements européens s'engagent à respecter des plafonds d'émission et à rechercher des mesures de réduction des émissions d'ammoniac (dans les bâtiments d'élevage, sur les lieux de stockage des effluents, au champ) pour que le rapport coût / efficacité soit le meilleur possible. Cela suppose une meilleure compréhension des processus d'émission d'ammoniac afin de mettre en place des techniques de réduction adaptées au contexte agricole. Ces techniques, allant de l'alimentation des animaux, de l'utilisation de couvertures de fosse jusqu'au choix de la technique d'épandage ou encore au traitement des effluents, laissent une grande marge de manœuvre pour réduire ces émissions d'ammoniac.

Remerciements

Ce projet est soutenu financièrement par le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (DERF).

⁽³⁾ Macrophytes : ensemble des plantes aquatiques visibles à l'œil nu.

⁽⁴⁾ Benthique : qualifie l'organisme d'un écosystème aquatique vivant au contact du sol ou à sa proximité immédiate.

Une concentration élevée d'ammonium, excédant celle des bicarbonates, acidifie l'eau des rivières et conduit à la disparition progressive des plantes aquatiques et des poissons, truite et saumon en particulier.

Références

- Apsimon H.M., Kruse M., Bell N.B., 1987. Ammonia emissions and their role in acid deposition. *Atmospheric Environment*, 21, 1939-1946.
- Asman W.A., Janssen A.J., 1987. A long-range transport model for ammonia and ammonium for Europe. *Atmospheric Environment*, 21, 2099-2119.
- Badeau V., Dambrine E., Walter C., 1999. Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique. *Etude et Gestion des Sols*, 6, 165-180.
- Bonneau M., 1989. Le dépérissement des forêts : rôle des apports acides et des polluants gazeux en interaction avec les contraintes naturelles. *CR Ac. Agr. Fr.*, 75, 125-136.
- Bonneau M., Dambrine E., Nys C., Ranger J., 1987. L'acidification des sols. *Bull. Ecol.*, 18, 127-136.
- Bonneau M., Landmann G., Nys C., 1990-91. Fertilization of declining conifer stands in the Vosges and in the French Ardennes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 54, 577-594.
- CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), 2001. Emissions dans l'air en France. Site web : <http://www.citepa.org> [27/08/01].
- Cole D.J.A., Schuerink G., Koning W.J., 1996. Ammonia in pig buildings in the Netherlands. *Pig News and Information*, 17, 53N-56N.
- Dambrine E., Thomas A.L., Party J.P., Probst A., Boudot J.P., Duc M., Dupouey J.L., Gégout J.C., King D., Landmann G., Maitat O., Nicolai M., Pollier B., Thimonier A., 1998. Acidité des écosystèmes forestiers dans les Vosges gréseuses : distribution, évolution, rôle des dépôts atmosphériques et conséquences biologiques. *CR Ac. Agr. Fr.*, 84, 75-94.
- Denmead O.T., Freney J.R., Simpson J.R., 1976. A closed ammonia cycle within a plant canopy. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 161-164.
- Dentener F.J., Crutzen P.J., 1994. A three-dimensional model of the global ammonia cycle. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 19, 331-369.
- Dourmad J.Y., Guingand N., Latimier P., Sève B., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livestock Production Science*, 58, 199-211.
- Drummond J.G., Curtis S.E., Simon J., Norton H.W., 1980. Effects of aerial ammonia on growth and health of young pigs. *Journal of Animal Science*, 50, 1085-1091.
- Drummond J.G., Curtis S.E., Meyer R.C., Simon J., Norton H.W., 1981a. Effects of atmospheric ammonia on young pigs experimentally infected with *Bordetella bronchiseptica*. *Am. J. Vet. Res.*, 42, 963-968.
- Drummond J.G., Curtis S.E., Simon J., Norton H.W., 1981b. Effects of atmospheric ammonia on young pigs experimentally infected with *Ascaris suum*. *Am. J. Vet. Res.*, 42, 969-974.
- Duchauffour P., 1997. Abrégé de pédologie - Sol, végétation, environnement, 5^e ed. Editions Masson, Paris, 291 p.
- Egli M., Fitze P., 1995. The influence of increased NH_4^+ deposition rates on aluminium chemistry in the percolate of acid soils. *European Journal of Soil Science*, 46, 439-447.
- Fahey T.J., Williams C.J., Rooney-Varga J.N., Cleveland C.C., Postek K.M., Smith S.D., Bouldin D.R., 1999. Nitrogen deposition in and around an intensive agricultural district in central New York. *J. Environ. Qual.*, 28, 1585-1600.
- Fangmeier A., Hadwiger-Fangmeier A., Van der Eerden L., Jäger H.-J., 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation. A review. *Environmental Pollution*, 86, 43-82.
- Galloway J.N., 1998. The global nitrogen cycle : changes and consequences. *Environmental Pollution*, 102, 15-24.
- Guérolf F., Vein D., Jacquemin G., Moreteau J.C., 1993. Impact de l'acidification des ruisseaux vosgiens sur la biodiversité de la macrofaune benthique. *C.R. Acad. Sci. Série III - Sciences de La Vie*, 316, 1388-1392.
- Gustin P., Urbain B., Ansay M., Nicks B., 1991. Impact de la pollution atmosphérique sur le système respiratoire I. *Lammoniac. Ann. Méd. Vét.*, 135, 417-422.
- INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité), 1997. Ammoniac et solutions aqueuses. Fiche toxicologique n°16, 6 p. Site web : <http://www.inrs.fr>
- Iversen M., Dahl R., Korsgaard J., Hallas T., Jensen E.J., 1988. Respiratory symptoms in Danish farmers: an epidemiological study of risk factors. *Thorax*, 43, 872-877.
- Landmann G., 1995. Forest decline and air pollution effects in the French mountains: a synthesis. In: G. Landmann, M. Bonneau (eds), *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains*, 407-452. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Landmann G., Bonneau M., Bouhot-Delduc L., Fromard F., Chéret V., Dagnac J., Souchier B., 1995. Crown damage in Norway spruce and silver fir: relation to nutritional status and soil chemical characteristics in the French mountains. In: G. Landmann, M. Bonneau (eds), *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains*, 41-81. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Landmann G., Hunter I.R., Hendershot, W., 1997. Temporal and spatial development of magnesium deficiency in forest stands in Europe, North America and New Zealand. In: R.F. Huttli, W. Schaaf (eds), *Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems*, 23-64. Kluwer Academic Publishers, Great Britain.
- Malayer J.R., Brandt K.E., Green M.L., Kelly D.T., Sutton A.L., Diekman M.A., 1988. Influence of manure gases on the onset on puberty in replacements gilts. *Animal Production*, 46, 211-282.
- Marquis A., Marchal P., 1998. Qualité de l'atmosphère à proximité des bâtiments d'élevage. *Cahiers Agricultures*, 7, 377-385.
- Martinez J., Le Bozec G., 2000. Déjections porcines et problèmes environnementaux en Europe. *Cahiers Agricultures*, 9, 181-190.
- Moal J.F., 1995. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage : quantification et étude des facteurs d'influence. Thèse d'agrochimie, Université de Perpignan. Équipement pour l'eau et l'environnement 20, Cemagref, 230 p.
- Möller D., Schieferdecker H., 1985. A relationship between agricultural NH_3 emissions and the atmospheric SO_2 content over industrial areas. *Atmospheric Environment*, 19, 695-700.
- Olivier J.G.J., Bouwman A.F., Van der Hoek K.W., Berdowski J.J.M., 1998. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x , NH_3 and N_2O in 1990. *Environmental Pollution*, 102, 135-148.
- Portejoie S., Dourmad J.Y., Martinez J., Lebreton Y., 2002. Effet de la réduction du taux protéique de l'aliment sur la volatilisation ammoniacale des effluents porcins. *Journ. Rech. Porcine en France*, 34, 167-174.
- Probst A., Massabuau J.-C., Probst J.-L., Fritz B., 1990. Acidification des eaux de surface sous l'influence des précipitations acides : rôle de la végétation et du substratum, conséquences pour les populations de truites. Le cas des ruisseaux des Vosges. *C. R. Acad. Sci. Paris*, t. 311 (série II), 405-411.
- Ranger J., Badeau V., Dambrine E., Dupouey J.L., Nys C., Party J.P., Turpault M.P., Ulrich E., 2000. Evolution constatée des sols forestiers au cours des dernières décennies. *Rev. For. Fr.*, 52 (numéro spécial), 49-70.
- Roelofs J.G.M., 1986. The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. *Experientia*, 42, 372-377.
- Schuurkes J.A.A.R., 1986. Atmospheric ammonium sulphate deposition and its role in the acidification and nitrogen enrichment of poorly buffered aquatic systems. *Experientia*, 42, 351-357.
- Seedorf J., Hartung J., 1999. Survey of ammonia concentrations in livestock buildings. *J. Agricultural Science, Cambridge*, 133, 433-437.
- Skellington R.A., Wilson E.J., 1988. Excess nitrogen deposition: Issues for consideration. *Environmental Pollution*, 54, 159-184.
- Sommer S.G., Hutchings N.J., Kyllingsbaek A., Thomsen I., 1996. Gestion de l'azote dans les exploitations d'élevage au Danemark, évolution des pratiques et législation. *Ingénieries EAT, Numéro spécial*, 23-29.
- Sutton M.A., Asman W.A.H., Schjorring J.K., 1994. Dry deposition of reduced nitrogen. *Tellus*, 46B, 255-273.
- Sutton M.A., Milford C., Dragosits U., Place C.J., Singles R.J., Smith R.I., Pitcairn C.E.R., Fowler D., Hill J., Apsimon H.M., Ross C., Hill R., Jarvis S.C., Pain B.F., Phillips V.C., Harrison R., Moss D., Webb J., Espenhahn S.E., Lee D.S., Hornung M., Ulyett J., Bull K.R., Emmett B.A., Lowe J., Wyers G.P., 1998. Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: quantifying local budgets and spatial variability. *Environmental Pollution*, 102 (S1), 349-361.

Thimonier A., Dupouey J.L., Timbal J., 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. *For. Ecol. Manage.*, 55, 149-167.

Thimonier A., Dupouey J.L., Bost F., Becker M., 1994. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytol.*, 126, 533-539.

Van der Hoek K.W., 1998. Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental Pollution*, 102, 127-132.

Van Dijk H.F.G., Creemers R.C.M., Rijniers J.P.L.W.M., Roelofs J.G.M., 1989. Impact of artificial ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. Part I- Effect on the soils. *Environmental Pollution*, 62, 317-336.

Wiegand B., Hartung J., Hinz T., 1994. Bacteria and endotoxins in the air of a naturally ventilated broiler barn. *Animal Waste Management, REUR Technical Series 34*, FAO Regional Office for Europe, 283-287.

Abstract

Ammonia of farm origin: impact on human and animal health and on the natural habitat.

Most of the gaseous ammonia emissions are from agricultural origin : the livestock sector contributes to 80% of this total. Ammonia is a harmful gas which can injure the respiratory tract of animals and humans (asthma, chronic bronchitis) and can affect animal performances. The return of ammonia compounds to the biosphere occurs through dry and wet deposition, either near the emitting source or following long transport distances (particularly with the ammonia species). Such deposition has several consequences: (1)

the availability of both essential and toxic nutrients to plant growth is affected causing nutrient imbalances and increasing the sensibility to secondary factors; (2) the effects on soil and water ecosystems lead to eutrophication (nitrogen enrichment) and/or acidification with the disappearance of fauna and flora in the extreme situation.

PORTEJOIE S., MARTINEZ J., LANDMANN G., 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Prod. Anim.*, 15, 151-160.