



Conseil économique et social

Distr. générale
7 février 2014
Français
Original: anglais

Commission économique pour l'Europe

Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance

Document d'orientation pour la prévention et la réduction des émissions d'ammoniac provenant des sources agricoles

Résumé

À sa trente et unième session (Genève, 11-13 décembre 2012), l'Organe exécutif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance a adopté un document d'orientation pour la prévention et la réduction des émissions d'ammoniac provenant des sources agricoles, et il a décidé que ce texte constituerait le document d'orientation visé à l'article 3, paragraphe 8 b) du Protocole de 1999 relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique (Protocole de Göteborg) tel qu'il a été modifié, et au paragraphe 6 de l'annexe IX au Protocole (ECE/EB.AIR/113/Add.1, décision 2012/11).

Le document d'orientation reproduit ci-après a été élaboré afin d'aider les Parties à appliquer, le cas échéant, les meilleures techniques disponibles pour prévenir et réduire les émissions d'ammoniac, en particulier pour réduire les émissions provenant de grosses sources d'ammoniac. Il présente les techniques peu polluantes à utiliser pour l'application du lisier, selon qu'il conviendra, en fonction des conditions pédologiques et géomorphologiques locales, du type de lisier et de la structure des exploitations.



Table des matières

	<i>Paragraphes</i>	<i>Page</i>
Liste d'abréviations et d'acronymes		4
Résumé.....	1–14	6
I. Introduction.....	15–25	14
II. Élevage du bétail et faits nouveaux.....	26–34	18
III. Gestion de l'azote, compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote	35–46	20
IV. Stratégies d'alimentation du bétail.....	47–59	25
V. Logement du bétail	60–117	29
A. Systèmes de logement pour les vaches laitières et les bovins de boucherie ...	60–72	29
B. Systèmes de logement pour porcins	73–95	32
C. Systèmes de logement pour les volailles	96–117	37
VI. Techniques de stockage du fumier.....	118–129	43
VII. Techniques d'application du fumier.....	130–177	47
VIII. Application d'engrais.....	178–195	62
A. Engrais à base d'urée.....	178–192	62
B. Engrais à base de sulfate, de phosphate et de nitrate d'ammonium.....	193–195	66
IX. Autres mesures liées à l'azote d'origine agricole.....	196–200	66
A. Pâturage.....	196–197	66
B. Traitement du fumier et du lisier	198–199	67
C. Utilisation du fumier et du lisier à des fins non agricoles.....	200	67
X. Sources fixes et mobiles non agricoles	201–220	68
A. Techniques générales.....	203–207	68
B. Techniques adaptées à certains secteurs	208–214	69
C. Production d'engrais azotés inorganiques, d'urée et d'ammoniac	215–220	70
 Annexes		
I. Gestion de l'azote, compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote		71
II. Stratégies d'alimentation des animaux d'élevage.....		87
Bibliographie.....		99
 Tableaux		
S1. Fourchettes indicatives de l'objectif à atteindre concernant le surplus d'azote et l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) en fonction du système d'exploitation, des espèces cultivées et des catégories d'animaux		7
S2. Niveaux protéiques cibles à titre indicatif (en pourcentage) pour les aliments secs, la norme étant une teneur en matière sèche de 88 %, destinés aux animaux gardés à l'intérieur, en fonction de la catégorie de l'animal et pour différents niveaux d'ambition.....		9

S3. Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour le logement des animaux, niveaux de cette réduction des émissions et coûts associés	10
S4. Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour le stockage du fumier, niveaux de cette réduction et coûts associés	11
S5. Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour l'application du fumier, niveaux de cette réduction et coûts associés	12
S6. Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour l'application d'engrais à base d'urée et d'ammonium, niveaux de cette réduction et coûts associés.....	13
1. a) Dépenses d'équipement (dépenses en capital – CAPEX).	16
1. b) Dépenses annuelles (dépenses de fonctionnement – OPEX): dépenses annuelles liées à la mise en œuvre d'une technique	17
2. Niveaux indicatif à atteindre concernant le surplus d'azote (excédent N) et l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) en fonction du système d'exploitation, des espèces cultivées et des catégories d'animaux.....	23
3. Niveaux indicatifs de teneur en protéines brutes (PB) à atteindre (en pourcentage de la masse sèche de la ration alimentaire) et efficacité qui en résulte de l'utilisation de l'azote par le bétail (NUE), par tranche de masse (kg/kg) du bétail	26
4. Niveaux indicatifs de protéines brutes à atteindre dans les rations pour porcins.....	28
5. Niveaux indicatifs de protéines brutes à atteindre dans les rations pour volailles.....	28
6. Émissions d'ammoniac des différents systèmes de logement des bovins (systèmes de référence et techniques des catégories 1 et 2)	31
7. Techniques des catégories 1 et 2: réduction des émissions et coût des systèmes de logement à faible taux d'émission pour les porcins	36
8. Systèmes de logement en cage pour les poules pondeuses (système de référence): techniques et potentiel de réduction des émissions de NH ₃	40
9. Systèmes de logement en cage aménagée pour les poules pondeuses: techniques et potentiel de réduction des émissions de NH ₃	40
10. Systèmes de logement hors cage pour les poules pondeuses: techniques et potentiel de réduction des émissions de NH ₃	41
11. Systèmes de logement pour les poulets de chair: techniques et potentiel de réduction des émissions de NH ₃	42
12. Mesures de réduction des émissions d'ammoniac provenant du stockage du lisier de bovins et de porcins	45
13. Techniques de réduction de la catégorie 1 concernant l'épandage de lisier	48
14. Techniques de réduction de la catégorie 1 concernant l'épandage de fumier.....	50
15. Options en matière d'atténuation (catégorie 1) pour réduire les émissions d'ammoniac dégagé par les engrais à base d'urée	64
Figure	
1. Rapport entre le pourcentage d'azote ammoniacal total émis sous forme de NH ₃ pendant l'application du lisier et la teneur en matière sèche (en pourcentage en poids) du lisier, d'après six estimations	54

Liste d'abréviations et d'acronymes

ATMS	Système de gestion temporelle de l'application
AU	Unités animales
BAT	Meilleures techniques disponibles
BMPs	Méthodes de gestion optimale
BNF	Fixation biologique de l'azote
BREF	Document de référence sur les meilleures techniques disponibles
CEE	Commission économique pour l'Europe
°C	Degré Celsius
C/A	Rapport cations-anions
Ca	Calcium
CaCl ₂	Chlorure de calcium
CaCO ₃	Carbonate de calcium
Ca(NO ₃) ₂	Nitrate de calcium
CaSO ₄	Sulfate de calcium (gypse)
CAPEX	Dépenses d'équipement
Cat.	Catégorie
CH ₄	Méthane
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
DM	Matière sèche
DON	Azote organique dissous
€	Euro
EUA	Efficacité de l'utilisation de l'azote
ExcédentN	Surplus d'azote dans le bilan entrées-sorties
Fe	Fer
FNEV	Équivalents-engrais azoté
FYM	Engrais de ferme
GHG	Gaz à effet de serre
Ha	Hectare
HCl	Acide chlorhydrique
H ₂ S	Sulfure d'hydrogène
H ₂ SO ₄	Acide sulfurique
IPPC	Directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (2008/1/CE)
LECA	Agrégats légers d'argile expansée
Mg	Magnésium

mg/l	Milligramme par litre
mm	Millimètre
MUN	Azote uréique du lait
N	Azote
N ₂	Diazote
NH ₃	Ammoniac
NH ₃ -N	Azote ammoniacal
NH ₄	Ammonium
NH ₄ NO ₃	Nitrate d'ammonium
NO ₃	Nitrate
NO _x	Oxydes d'azote
N ₂ O	Protoxyde d'azote
NPK	Azote-phosphore-potassium
NSP	Polysaccharides non amylacés
OPEX	Dépenses de fonctionnement
O ₂	Oxygène
P	Phosphore
PB	Protéine brute
pH	Acidité; logarithme négatif de l'activité de H ⁺
PM	Particule
PM _{2,5}	Particule <2,5 micromètres
PM ₁₀	Particule < 10 micromètres
PNUÉ	Programme des Nations Unies pour l'environnement
ppm	Parties par million
RAINS	Modèle régional pour l'information et la simulation en matière de pollution atmosphérique
Réf.	Référence
RI	Isolation toiture
S	Soufre
SO ₂	Dioxyde de soufre
SSH	Hauteur du couvert prairial
TAN	Azote ammoniacal total
TOC	Carbone organique total
µm	Micromètre
UE	Union européenne
VFA	Acides gras volatils
VOC	Composé organique volatil

Résumé

1. Le présent document a pour objet d'aider les Parties à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de la Commission économique pour l'Europe de l'ONU à déterminer les mesures de lutte contre les émissions d'ammoniac (NH_3) afin de réduire les émissions de sources agricoles, comme il est indiqué dans l'annexe IX au Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique (Protocole de Göteborg).
2. Le présent document expose succinctement:
 - a) L'état actuel des connaissances concernant les techniques et stratégies de réduction des émissions de NH_3 ;
 - b) Le fondement scientifique et technique des techniques et stratégies;
 - c) Le coût économique des techniques, exprimé en euro par kilo (kg) de NH_3 non émis;
 - d) Les limites et obstacles à l'applicabilité des techniques.
3. Le document traite des mesures de réduction des émissions de NH_3 dans les domaines suivants:
 - a) La gestion de l'azote (N), compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote;
 - b) Les stratégies d'alimentation du bétail;
 - c) Les systèmes de logement des animaux;
 - d) Les techniques de stockage du lisier et du fumier;
 - e) Les techniques d'application du lisier et du fumier;
 - f) Les techniques d'application des engrais;
 - g) D'autres mesures en rapport avec l'azote d'origine agricole;
 - h) Les mesures en rapport avec les sources fixes et non agricoles.
4. **La gestion de l'azote** est une mesure indispensable pour diminuer les déperditions d'azote. Elle s'appuie sur le principe que la diminution du surplus d'azote et l'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) contribuent à réduire les émissions de NH_3 . Dans les élevages mixtes, de 10 à 40 % du surplus d'azote se retrouvent dans les émissions de NH_3 . La gestion de l'azote s'appuie également sur le principe qu'il faut déceler et empêcher les échanges de polluants entre différents composés azotés et milieux environnementaux. Il est nécessaire d'établir au préalable un bilan des apports/utilisations d'azote au niveau des exploitations pour pouvoir tirer le meilleur parti de la gestion intégrale de l'azote.
5. L'établissement d'un bilan azote coûte de 200 à 500 euros par exploitation et par an (le bilan par exploitation désigne un décompte de tous les apports d'azote, par exemple dans le fourrage, les engrais, etc., et de toutes les utilisations d'azote dans les produits). Il est à relever que les coûts associés à la formation, à la promotion et aux opérations de démarrage ne sont pas envisagés ici. L'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'azote grâce à une meilleure gestion coûte de -1 à 1 euro par kilo d'azote économisé. Les économies possibles sont liées à une diminution des dépenses d'engrais et à une amélioration de la qualité des cultures. Les coûts possibles sont liés à un accroissement des dépenses en services consultatifs et en analyses des sols, des cultures, des aliments pour animaux et des fumiers. Le coût économique d'investissements éventuels dans des techniques n'est pas pris en compte ici, mais il est étudié dans le contexte des autres dispositions. Le tableau S1 présente

des fourchettes indicatives concernant l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) et le surplus d'azote qui apparaissent dans le bilan des apports/utilisations de différents systèmes d'exploitation. Ces fourchettes donnent des indications approximatives; elles peuvent être affinées en fonction de l'exploitation et du pays. La gestion de l'efficacité de l'utilisation de l'azote doit tenir compte de l'efficacité globale des nutriments ainsi que d'autres facteurs tels que la lutte contre les ravageurs.

Tableau S1

Fourchettes indicatives de l'objectif à atteindre concernant le surplus d'azote et l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) en fonction du système d'exploitation, des espèces cultivées et des catégories d'animaux

<i>Systèmes d'exploitation</i>	<i>Espèces/catégories</i>	<i>NUE (kg/kg)</i>	<i>Surplus d'azote (kg/ha/an)</i>	<i>Observations</i>
Systèmes de culture spécialisée	Cultures arables	0,6-0,9	0-50	NUE élevée pour les céréales, faible pour les plantes-racines
	Légumes	0,4-0,8	50-100	NUE faible pour les légumes à feuilles
	Fruits	0,6-0,9	0-50	
Systèmes d'élevage de ruminants en pâturage	Vaches laitières	0,3-0,5	100-150	Haut rendement laitier, NUE élevée, faible chargement en bétail, faible surplus d'azote
	Bovins de boucherie	0,2-0,4	50-150	Production de veaux, NUE élevée; bovins de 2 ans, NUE faible
	Ovins et caprins	0,2-0,3	50-150	
Systèmes mixtes culture-élevage	Vaches laitières	0,4-0,6	50-150	Haut rendement laitier, NUE élevée; aliments concentrés, NUE élevée
	Bovins de boucherie	0,3-0,5	50-150	
	Porcins	0,3-0,6	50-150	
	Volailles	0,3-0,6	50-150	
	Autres animaux	0,3-0,6	50-150	
Systèmes sans terres	Vaches laitières	0,8-0,9	s.o. ^a	Utilisations N via le lait, les animaux, le fumier + déperditions d'azote = ± apports N; le surplus d'azote se présente sous forme de déperditions d'azote gazeux provenant des bâtiments et enceintes de stockage

<i>Systèmes d'exploitation</i>	<i>Espèces/catégories</i>	<i>NUE (kg/kg)</i>	<i>Surplus d'azote (kg/ha/an)</i>	<i>Observations</i>
	Bovins de boucherie	0,8-0,9	s.o. ^a	
	Porcins	0,7-0,9	s.o. ^a	
	Volailles	0,6-0,9	s.o. ^a	
	Autres animaux	0,7-0,9	s.o. ^a	

^a Sans objet, car ces exploitations sont pour l'essentiel dépourvues de terres. Cependant, il est possible d'exprimer le surplus d'azote en kilo par exploitation et par an. Lorsque tous les produits d'origine animale, y compris les engrais organiques et tous les résidus et déchets, sont exportés, le surplus d'azote pris comme objectif peut se situer entre 0 et 1 000 kg par exploitation et par an, selon la taille de l'exploitation et les déperditions d'azote gazeux.

6. **Les stratégies d'alimentation du bétail** diminuent les émissions de NH₃ issues du fumier présent à la fois dans les bâtiments et dans les enceintes de stockage et faisant suite à un épandage. Ces stratégies sont plus difficiles à appliquer dans le cas des animaux mis en pacage, mais les prairies produisent peu d'émissions et le pâturage est en soi une mesure de la catégorie 1¹. Les stratégies d'alimentation du bétail comprennent: a) l'alimentation modulée; b) l'alimentation à faible teneur en protéines, supplémentée ou non en acides aminés synthétiques spécifiques et en protéines digestibles dans l'intestin grêle des ruminants; c) l'augmentation de la teneur des aliments en polysaccharides non amylacés; et d) la supplémentation en substances abaissant le pH, par exemple l'acide benzoïque. L'alimentation modulée est une mesure efficace et économiquement intéressante même si elle nécessite des installations supplémentaires. Les jeunes animaux et les animaux très productifs ont besoin d'une alimentation plus concentrée en protéines que les animaux relativement âgés, moins productifs. Les émissions de NH₃ combinées issues de toutes les sources existant dans les exploitations diminuent approximativement de 10 % lorsque la teneur moyenne en protéines du régime alimentaire diminue de 10 grammes par kilo (1 %). Le coût économique des stratégies d'alimentation du bétail dépend du coût des ingrédients contenus dans les aliments et des possibilités d'ajuster ces ingrédients, en fonction de leur disponibilité, pour obtenir des proportions optimales. Il est fait référence ici à la pratique habituelle moyenne, qui varie beaucoup dans le temps et d'un pays à l'autre. Le coût net des stratégies d'alimentation du bétail dépend de la manipulation du régime alimentaire et des changements dans le rendement des animaux. En général, les régimes riches en protéines et les régimes efficaces pauvres en protéines sont plus coûteux que les régimes dont la teneur en protéines est moyennement élevée. Les régimes trop fortement ou trop faiblement protéinés ont chacun un effet négatif sur le rendement des animaux, bien que cela soit plus évident pour les producteurs dans le second cas. Les manipulations du régime alimentaire coûtent de -10 à 10 euros par tonne d'aliments, selon la situation du marché des ingrédients utilisés et le prix des acides aminés synthétiques. C'est pourquoi, selon les années, les changements apportés dans le régime alimentaire sont avantageux ou coûteux. Le tableau S2 présente succinctement un objectif possible pour abaisser les valeurs protéiques tout en maintenant le rendement de la production pour chaque catégorie d'animaux (voir également l'annexe II). Il est à noter que le coût économique s'accroît à mesure que croît l'ambition de diminuer la teneur moyenne en protéines.

¹ On trouvera aux paragraphes 18 et 19 la description des différentes catégories de techniques et de stratégies.

Tableau S2

Niveaux protéiques cibles à titre indicatif (en pourcentage) pour les aliments secs, la norme étant une teneur en matière sèche de 88 %, destinés aux animaux gardés à l'intérieur, en fonction de la catégorie de l'animal et pour différents niveaux d'ambition

Type d'animal	Teneur moyenne en protéines brutes des aliments pour animaux (en pourcentage) ^a		
	Niveau d'ambition faible	Niveau d'ambition moyen	Niveau d'ambition élevé
Bovins			
Vaches laitières, lactation précoce (>30 kg/jour)	17-18	16-17	15-16
Vaches laitières, lactation précoce (<30 kg/jour)	16-17	15-16	14-15
Vaches laitières, lactation tardive	15-16	14-15	12-14
Bétail de remplacement (jeune bétail)	14-16	13-14	12-13
Veaux	20-22	19-20	17-19
Bovins de boucherie, <3 mois	17-18	16-17	15-16
Bovins de boucherie, >6 mois	14-15	13-14	12-13
Porcins			
Truies, en gestation	15-16	14-15	13-14
Truies, en lactation	17-18	16-17	15-16
Porcelets sevrés, <10 kg	21-22	20-21	19-20
Porcelets, 10-25 kg	19-20	18-19	17-18
Porcs en engraissement, 25-50 kg	17-18	16-17	15-16
Porcs en engraissement, 50-110 kg	15-16	14-15	13-14
Porcs en engraissement, >110 kg	13-14	12-13	11-12
Poulets			
Poulets à rôtir, démarrage	22-23	21-22	20-21
Poulets à rôtir, croissance	21-22	20-21	19-20
Poulets à rôtir, finition	20-21	19-20	18-19
Poules pondeuses, 18-40 semaines	17-18	16-17	15-16
Poules pondeuses, >40 semaines	16-17	15-16	14-15
Dindes			
Dindes, <4 semaines	26-27	25-26	24-25
Dindes, 5-8 semaines	24-25	23-24	22-23
Dindes, 9-12 semaines	21-22	20-21	19-20
Dindes, 13-16 semaines	18-19	17-18	16-17
Dindes, >16 semaines	16-17	15-16	14-15

Note: Une diminution de 1 % de la teneur en protéines peut faire baisser de 10 % les émissions totales de NH₃ produites par toutes les sources de fumier.

^a Avec un apport en acides aminés bien équilibré et dont la digestibilité est optimale.

7. S'agissant du logement des animaux, la réduction des émissions de NH₃ repose sur l'un ou plusieurs des principes suivants:

- a) Réduction des surfaces souillées par les déjections;
- b) Enlèvement rapide de l'urine; séparation rapide des excréments solides et de l'urine;
- c) Diminution de la vitesse de circulation de l'air et de la température au-dessus du fumier;
- d) Réduction du pH et de la température du fumier;
- e) Séchage des déjections (en particulier des fientes de volaille);
- f) Enlèvement (épuration) du NH₃ de l'air refoulé; et
- g) Augmentation de la durée du pâturage.

8. Tous ces principes ont été appliqués dans les techniques de la catégorie 1, c'est-à-dire celles qui sont scientifiquement valides et éprouvées. Les différentes catégories d'animaux ont besoin de systèmes de logement et d'environnements différents; les techniques doivent donc être différentes. Comme les besoins et le logement des animaux sont différents, les dispositions diffèrent selon la catégorie à laquelle ils appartiennent. Les références utilisées sont les systèmes de logement les plus classiques, qui ne sont pas associés à des techniques de réduction des émissions de NH₃. Le coût des techniques utilisées pour diminuer ces émissions provenant des logements est lié à: a) la dépréciation des investissements; b) le retour sur investissement; c) l'énergie; d) le fonctionnement et la maintenance. Il y a un coût, mais aussi des avantages, liés à l'amélioration de la santé et du rendement des animaux. Ces avantages sont difficiles à quantifier et n'ont pas toujours été pris en compte dans l'estimation du coût total. Le coût économique varie parce que les techniques/variantes tout comme la taille des exploitations sont différentes; les techniques applicables pour le logement du bétail sont toujours en cours d'élaboration. Le tableau S3 présente une vue d'ensemble de la réduction des émissions et du coût économique pour les principales catégories d'animaux.

Tableau S3

Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour le logement des animaux, niveaux de cette réduction et coûts associés

<i>Catégorie</i>	<i>Réduction des émissions par rapport à la référence^a</i>	<i>Coûts supplémentaires (€/kg de NH₃-N réduit)</i>
Installations existantes servant au logement des porcs et des volailles dans les exploitations comptant >2 000 porcs d'engraissement ou >750 truies ou >40 000 volailles	20 %	0 à 3
Installations nouvelles ou largement reconstruites servant au logement des bovins	0 à 70 %	1 à 20
Installations nouvelles ou largement reconstruites servant au logement des porcs	20 à 90 %	1 à 20
Installations nouvelles ou largement reconstruites servant au logement des poulets à rôtir	20 à 90 %	1 à 15

<i>Catégorie</i>	<i>Réduction des émissions par rapport à la référence^a</i>	<i>Coûts supplémentaires (€/kg de NH₃-N réduit)</i>
Installations nouvelles ou largement reconstruites servant au logement des volailles pondéuses	20 à 90%	1 à 9
Installations nouvelles ou largement reconstruites servant au logement des animaux autres que ceux qui sont déjà énumérés dans le présent tableau	0 à 90%	1 à 20

^a Les références sont spécifiées plus loin dans le document d'orientation.

9. S'agissant **du stockage du fumier**, la réduction des émissions de NH₃ repose sur un ou plusieurs des principes suivants: a) réduction des surfaces potentiellement polluantes, en d'autres termes couvrir le fumier stocké, encourager la formation de croûtes et augmenter la capacité de stockage; b) diminution de l'intensité de la source de pollution, en d'autres termes abaisser le pH et la concentration de NH₄; et c) réduction autant que possible des perturbations, l'aération par exemple. Tous ces principes ont été appliqués dans les techniques de la catégorie 1, c'est-à-dire celles qui sont scientifiquement valides et éprouvées. Ces principes sont généralement applicables pour les fosses à lisier et le stockage du fumier mais, dans la pratique, ils sont plus faciles à appliquer pour les fosses que pour le stockage. Il s'agit ici de la fosse à lisier sans couverture et sans croûte, et du tas de fumier solide sans couverture.

10. Le coût des techniques utilisées pour diminuer les émissions de NH₃ provenant des stockages est lié à: a) la dépréciation des investissements; b) le retour sur investissement; et c) l'entretien. Le tableau S4 présente un résumé du coût total, exprimé en euros par kilo de NH₃-N économisé. Il y a un coût, mais aussi des avantages, liés à la réduction des émissions odorantes et de l'eau de pluie et à l'augmentation de la sécurité (pas de fosse ouverte); certains de ces avantages sont difficiles à quantifier et n'ont donc pas été pris en compte ici. La fourchette des coûts dépend des différentes techniques/variantes et de la taille des exploitations. Il convient de noter que le coût du système de stockage proprement dit n'est pas inclus dans les estimations présentées dans le tableau S4. Certaines couvertures ne peuvent être mises en place qu'au moment de la construction de nouveaux ouvrages de stockage. Les opérations de traitement du fumier telles que la séparation des matières solides et des matières liquides, le compostage et la digestion ont une incidence sur le total des déperditions pendant le «stockage».

Tableau S4

Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour le stockage du fumier, niveaux de cette réduction et coûts associés

<i>Techniques</i>	<i>Réduction des émissions (%)</i>	<i>Coût en euros par m³ et par an</i>	<i>Coût en euros par kg NH₃-N non émis</i>
Couvercle étanche	>80	2 à 4	1 à 2,5
Bâche de plastique	>60	1,5 à 3	0,5 à 1,3
Couverture flottante	>40	1,5 à 3*	0,3 à 5 ^a

^a Croûte non comprise; les croûtes se forment naturellement sur certains fumiers et n'entraînent aucune dépense, mais sont difficiles à prévoir.

11. **L'épandage peu polluant du fumier** repose sur un ou plusieurs des principes suivants: a) réduction de la surface potentiellement polluante, en d'autres termes application par bandes, injection, enfouissement; b) diminution de la durée des émissions, en d'autres termes incorporer rapidement le fumier dans le sol ou bien procéder à une irrigation immédiate ou une infiltration rapide; et c) diminution de l'intensité de la source que constitue la surface polluante, en d'autres termes abaisser le pH et la concentration en NH_4 du fumier (par dilution). Tous ces principes ont été appliqués dans les techniques de la catégorie 1, c'est-à-dire celles qui sont scientifiquement valides et éprouvées. Ces principes sont généralement applicables pour l'épandage du lisier et du fumier solide mais les techniques de réduction sont plus applicables et efficaces dans le cas du lisier que dans celui du fumier solide. Pour ce dernier, la technique la plus réaliste consiste en un enfouissement rapide dans le sol et une irrigation immédiate. Il est fait référence ici à l'épandage en nappe du lisier et du fumier. Un quatrième principe, qui s'applique en cas de faible potentiel de volatilisation, par exemple si la température est peu élevée et qu'il y a peu de vent, est considéré comme faisant partie de la catégorie 2² parce qu'il exige une méthode de validation. Le coût des techniques utilisées pour diminuer les émissions de NH_3 en cours d'application tient: a) à la dépréciation de l'investissement lié à l'épandeur; b) au retour sur investissement; c) au coût et à la main-d'œuvre supplémentaires en rapport avec le tracteur; et d) au fonctionnement et à la maintenance.

12. Le tableau S5 présente un résumé du coût total exprimé en euros par kg de $\text{NH}_3\text{-N}$ économisé. Les retombées positives tiennent à la réduction des émissions odorantes et de la perte de biodiversité, à l'amélioration de l'appétibilité de l'herbe, à l'uniformité d'application et à une amélioration constante des récoltes après application du fumier. Un certain nombre de ces retombées sont difficiles à quantifier et n'ont donc pas été incluses dans les estimations du coût. La fourchette des coûts est en rapport avec la teneur en NH_4 du lisier/fumier: plus la teneur en NH_4 est élevée, moins la réduction des émissions est coûteuse. La moyenne des coûts se trouve probablement dans la moitié inférieure de la fourchette, en particulier lorsque l'application est effectuée par des prestataires extérieurs, sur de grandes exploitations ou selon une formule de partage du matériel.

Tableau S5

Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour l'application du fumier, niveaux de cette réduction et coûts associés

<i>Type de fumier</i>	<i>Techniques d'application</i>	<i>Réduction des émissions (%)</i>	<i>Coût en euros par kg $\text{NH}_3\text{-N}$ non émis</i>
Lisier	Injection	>60	-0,5 à 1,5
	Injection peu profonde	>60	-0,5 à 1,5
	Sabot traîné	>30	-0,5 à 1,5
	Application par bandes	>30	-0,5 à 1,5
	Dilution	>30	-0,5 à 1
	Systèmes de gestion	>30	0 à 2

² On trouvera aux paragraphes 18 et 19 la description des différentes catégories de techniques et de stratégies.

Type de fumier	Techniques d'application	Réduction des émissions (%)	Coût en euros par kg NH ₃ -N non émis
	Enfouissement direct après application en surface	>30	-0,5 à 2
Fumier	Enfouissement direct	>30	-0,5 à 2

13. S'agissant de l'**application d'engrais à base d'urée et d'ammonium**, la réduction des émissions repose sur un ou plusieurs des principes suivants: a) réduction de la surface potentiellement polluante, c'est-à-dire application par bandes, injection, enfouissement (à noter que l'augmentation rapide du pH dans des bandes concentrées d'urée, en particulier lorsque les restes de récolte sont importants, peut entraîner de fortes émissions dues à l'augmentation du pH); b) diminution de la durée des émissions, c'est-à-dire enfouissement rapide des engrais dans le sol ou par irrigation; c) diminution de l'intensité de la source que constitue la surface polluante, c'est-à-dire utilisation d'inhibiteurs d'uréase ainsi que de substances facilitant le mélange et l'acidification; et d) interdiction d'utilisation (comme dans le cas du (bi)carbonate d'ammonium). Tous ces principes ont été appliqués dans les techniques de la catégorie 1, c'est-à-dire celles qui sont scientifiquement valides et éprouvées. Il est fait référence ici à l'application en nappe d'engrais à base d'urée et d'ammonium.

14. Le coût des techniques utilisées pour diminuer les émissions de NH₃ produites par les engrais tient à: a) la dépréciation de l'investissement lié à l'épandeur; b) le retour sur investissement; c) l'utilisation d'un tracteur plus lourd et un temps de travail plus long; et d) la maintenance. Le tableau S6 présente un résumé du coût total exprimé en euros par kg de NH₃-N économisé. Les avantages possibles tiennent à la diminution des dépenses d'engrais, du coût de l'application dans un système combiné d'ensemencement et de fertilisation et de la perte de biodiversité. Ces avantages sont difficiles à quantifier et n'ont pas tous été pris en compte. La fourchette des coûts est en rapport avec la taille de l'exploitation (économies d'échelle), les conditions pédologiques et le climat (forte réduction des émissions lorsqu'il fait relativement sec). La moyenne des coûts se trouve probablement dans la moitié inférieure de la fourchette lorsque l'application est effectuée par des prestataires extérieurs ou en cas d'utilisation d'engrais faiblement polluants.

Tableau S6

Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour l'application d'engrais à base d'urée et d'ammonium, niveaux de cette réduction et coûts associés

Type d'engrais	Techniques d'application	Réduction des émissions (%)	Coût en euros par kg de NH ₃ -N non émis
Urée	Injection	>80	-0,5 à 1
	Inhibiteurs d'uréase	>30	-0,5 à 2
	Enfouissement après application en surface	>50	-0,5 à 2
	Étalement en surface et irrigation	>40	-0,5 à 1
Carbonate d'ammonium	Interdiction	~100	-1 à 2

<i>Type d'engrais</i>	<i>Techniques d'application</i>	<i>Réduction des émissions (%)</i>	<i>Coût en euros par kg de NH₃-N non émis</i>
Engrais à base d'ammonium	Injection	>80	0 à 4
	Enfouissement après application en surface	>50	0 à 4
	Étalement en surface et irrigation	>40	0 à 4

I. Introduction

15. Le présent document a pour objet d'aider les Parties à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de la Commission économique pour l'Europe de l'ONU à déterminer les mesures de lutte contre les émissions d'ammoniac (NH₃) afin de réduire les émissions de sources agricoles, en prenant en compte la globalité du cycle de l'azote (N). Ce document d'orientation facilitera la mise en œuvre des Obligations fondamentales au titre du Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique, mentionnées à l'article 3, en ce qui concerne les émissions de NH₃, et plus précisément il contribuera à la mise en œuvre efficace des mesures mentionnées à l'annexe IX et au respect des plafonds nationaux d'émission pour le NH₃ indiqués au tableau 3 de l'annexe II au Protocole.

16. Le document traite de la manière de réduire les émissions de NH₃ de sources agricoles. Dans le secteur agricole, qui en est la principale source, l'ammoniac provient essentiellement des déjections animales dans les bâtiments, du stockage du fumier, de son traitement et de son application sur les sols, ainsi que des déjections animales lors du pâturage. Les émissions proviennent également de l'application d'engrais azotés inorganiques sur les sols ainsi que des cultures riches en azote et des résidus de cultures, y compris l'ensilage. Ces émissions peuvent être réduites par des interventions dans tous les domaines susmentionnés mais celles-ci sont plus ou moins applicables, efficaces et coûteuses.

17. La première version du document d'orientation (EB.AIR/1999/2) donnait des indications générales sur la réduction des émissions de NH₃. Cette version initiale a été révisée en 2007 (ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13). La présente version, qui est une nouvelle révision, tient compte des progrès scientifiques et technologiques enregistrés au début de 2012.

18. Dans le présent document, les stratégies et techniques de réduction des émissions de NH₃ et des pertes d'azote sont regroupées en trois catégories:

a) **Techniques et stratégies de la catégorie 1:** techniques et stratégies qui ont fait l'objet d'une recherche sérieuse, dont on estime qu'elles sont applicables ou potentiellement applicables et dont l'efficacité est chiffrée, du moins à l'échelle expérimentale;

b) **Techniques et stratégies de la catégorie 2:** techniques et stratégies qui sont prometteuses, mais qui n'ont pas fait jusqu'à présent l'objet d'une recherche suffisante ou dont l'efficacité sera toujours d'une manière générale difficile à chiffrer. Cela ne signifie pas qu'elles ne peuvent pas être utilisées dans le cadre d'une stratégie de réduction des émissions de NH₃, selon les circonstances locales;

c) **Techniques et stratégies de la catégorie 3:** techniques et stratégies qui ne se sont pas encore révélées efficaces ou qui risquent d'être exclues pour des raisons pratiques.

19. En se fondant sur les travaux de recherche disponibles, on peut considérer que l'emploi des techniques de la catégorie 1 dans les stratégies de réduction a déjà fait l'objet de vérifications. Les techniques des catégories 2 et 3 peuvent également être utilisées dans ces stratégies. Toutefois, pour ces deux catégories, les Parties qui les utilisent devraient procéder à une vérification indépendante afin d'apporter la preuve des réductions des émissions NH₃ dont elles font état. Il convient de relever que le coût d'une technique n'est pas pris en compte aux fins de la classification. Des informations sur les coûts sont données afin de faciliter les décisions quant à l'utilisation des techniques.

20. Un document d'orientation distinct a été établi au niveau de l'Union européenne (UE) dans le cadre de la Directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution³ (remplacée à partir de novembre 2011 par la Directive relative aux émissions industrielles⁴) afin de réduire diverses émissions polluantes provenant de porcheries et de poulaillers de grandes dimensions. Le «Document de référence sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour l'élevage intensif de volailles et de porcins»⁵. Le document BREF est en cours de révision. Ce document sur les meilleures techniques disponibles et le présent document d'orientation ne se chevauchent qu'en partie parce que les meilleures techniques disponibles ont été déterminées par l'UE pour les seuls porcins et volailles, mais pas pour les bovins, les ovins ou autres catégories de bétail, ni pour l'épandage de fumier ou d'engrais. Le présent document est plus complet pour ce qui concerne les exploitations et les secteurs car il englobe les émissions de NH₃ provenant de l'épandage de fumier et d'engrais ainsi que de diverses autres sources.

21. Les possibilités de réduction des émissions de NH₃ aux différents stades de la production et de la manipulation des engrais d'origine animale sont interdépendantes, et lorsqu'on associe plusieurs mesures de réduction, l'effet global obtenu n'est pas simplement égal à la somme des effets propres à chacune de ces mesures. Il est particulièrement important de maîtriser les émissions provenant de la fumure, parce que celles-ci constituent généralement une proportion importante de la quantité totale des émissions provenant des engrais d'origine animale et parce que l'application sur les sols est le dernier maillon de la chaîne de manipulation de ces engrais. Sans réduction à ce stade, on risque de perdre une bonne partie du bénéfice des mesures de réduction prises au niveau du logement et du stockage, qui sont souvent plus coûteuses. De même, la maîtrise des émissions provenant de l'épandage présentera moins d'intérêt au regard des pertes totales de l'exploitation et de l'efficacité de l'utilisation de l'azote s'il se produit de grandes pertes dans les étables et les enceintes de stockage. La réduction des taux d'excrétion d'azote produit par le bétail a l'effet le plus direct sur les émissions et a été ajouté dans le présent document. Du fait de cette interdépendance, les Parties devraient dans la mesure du possible exploiter les modèles qui permettent d'évaluer le débit massique global de l'azote, afin de tirer le meilleur parti de leurs stratégies de réduction. C'est pourquoi tout ce qui a trait aux exploitations agricoles, y compris l'alimentation des animaux, a été ajouté dans le présent document.

³ Directive 2008/1/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution.

⁴ Directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution).

⁵ Le document BREF peut être consulté à l'adresse suivante: <http://eippcb.jrc.es/reference/irpp.html> (consulté le 24 mai 2013).

22. De nombreuses mesures peuvent entraîner des dépenses à la fois d'équipement et de fonctionnement (voir tableau 1 a) et b)). En sus des calculs théoriques basés sur ces dépenses, il faudrait également utiliser, lorsqu'ils sont disponibles, les chiffres effectifs des dépenses (par exemple celles facturées par les prestataires de services). Il faudrait calculer non seulement le coût direct de ces mesures, mais aussi, autant que possible, les avantages qu'elles procurent. Bien souvent, la conjugaison des retombées bénéfiques pour l'exploitant (par exemple diminution de ses besoins en engrais minéraux, amélioration de la souplesse sur le plan agronomique, réduction des émissions d'autres polluants, réduction des plaintes occasionnées par les odeurs) peut compenser les coûts. La comparaison du coût net pour l'exploitant (c'est-à-dire le coût après déduction des avantages) avec les autres effets positifs sur l'environnement (amélioration de la qualité de l'air, de l'eau et du sol, réduction de la perte de biodiversité, diminution des perturbations climatiques, par exemple) n'entre pas dans le cadre du présent document.

23. Le coût des techniques varie obligatoirement d'un pays à l'autre. Il convient de noter qu'en raison des économies d'échelle, certaines techniques de réduction peuvent être plus rentables pour les grandes exploitations que pour les petites. Tel est le cas en particulier lorsqu'une technique de réduction nécessite l'achat de biens d'équipement, par exemple des applicateurs de lisier peu polluants. Le coût unitaire est alors inversement proportionnel aux volumes de fumier. L'enfouissement immédiat du fumier peut lui aussi être plus onéreux pour les petites exploitations. S'agissant à la fois de l'application du lisier et de l'enfouissement du fumier, les petites exploitations réduiront souvent leurs dépenses en répartissant le coût des biens d'équipement entre plusieurs exploitants, et cela en faisant appel à des prestataires disposant d'un matériel adapté, parfois conçu et construit localement. Il est donc possible de réduire également la partie supérieure de la fourchette des coûts en concentrant les efforts d'atténuation sur les exploitations de taille moyenne et les grandes exploitations.

Tableau 1 a)

Dépenses d'équipement (dépenses en capital – CAPEX)⁶

<i>Élément considéré</i>	<i>Observations</i>
Équipements fixes ou machines	On entend par équipement fixe les bâtiments, les installations, les transformations de bâtiments, les silos à fourrage ou les couvertures de fumier stocké. Les machines comprennent notamment les mangeoires, le matériel de terrain pour l'application de fumier, ou le matériel pour le traitement des fumiers.
Coût de l'installation en main-d'œuvre	Utiliser les chiffres indiqués dans les contrats s'ils sont normaux. Si du personnel de l'exploitation est affecté aux transformations, le coût de ce personnel doit être calculé d'après le tarif horaire habituel. La contribution des exploitants doit être comptabilisée selon le coût d'opportunité.
Subventions	Soustraire le montant des subventions en capital octroyées aux exploitants.

⁶ CAPEX (constructions nouvelles) désigne les dépenses d'investissement dans de nouvelles constructions, alors que CAPEX (modernisation) concerne la reconstruction ou la rénovation de bâtiments.

Tableau 1 b)

Dépenses annuelles (dépenses de fonctionnement – OPEX): dépenses annuelles liées à la mise en œuvre d'une technique

<i>Élément considéré</i>	<i>Observations</i>
Les dépenses d'équipement annualisées sont rapportées à la durée utile de l'investissement.	Appliquer la formule type. Le terme dépendra de la durée de vie économique. Les transformations de bâtiments doivent prendre en compte la durée de vie restante de l'installation initiale.
Le coût des réparations associé à l'investissement devrait être calculé.	Un certain pourcentage des dépenses d'équipement.
Changements dans le coût de la main-d'œuvre	Heures supplémentaires x coût horaire.
Coûts du combustible et de l'énergie	Les besoins accrus d'énergie doivent parfois être pris en compte.
Changements dans le rendement du bétail	Les changements dans l'alimentation ou le logement des animaux peuvent influencer sur le rendement, et avoir des répercussions sur les coûts.
Réduction des coûts et avantages tirés de la production	La mise en œuvre de certaines techniques entraînera souvent une économie pour l'exploitant. Celle-ci doit être quantifiée dans la mesure du possible. Il faudrait noter à part, dans l'établissement chiffré des avantages, les amendes pour pollution qui sont évitées.

24. Chaque fois que possible, les techniques mentionnées dans le présent document sont clairement définies et évaluées au regard d'une situation «de référence», c'est-à-dire exempte de toute intervention visant à réduire les émissions. La situation «de référence», par rapport à laquelle est calculé le pourcentage de réduction des émissions, est définie au début de chaque section. Le plus souvent, elle correspond à la pratique ou à l'aménagement qui est le plus répandu dans les exploitations commerciales de la région de la CEE et elle sert à établir les inventaires de référence.

25. L'introduction de nouvelles mesures entraîne souvent un coût associé la formation, la promotion et la mise en application, qui ne sont pas abordés ici. Le plus souvent, les mesures donnent lieu à des retombées positives substantielles, non prises en compte dans l'établissement des coûts, qui amélioreront le contexte général des opérations agricoles et le bien-être du public. Il s'agit par exemple de la réduction des mauvaises odeurs grâce à la diminution des émissions, qui sera bénéfique pour le public (et pourrait même améliorer le tourisme) ainsi que pour les exploitants et leur famille. Les économies secondaires ne sont pas non plus prises en considération; il s'agit par exemple d'une réduction de la pollution émanant des fabriques d'engrais et de leur consommation d'énergie grâce à une meilleure conservation du NH_3 dans les exploitations. Certaines mesures (injection de fumier, couvertures du fumier de ferme, acidification, épuration de l'air rejeté, par exemple) réduisent le risque de contamination des cours d'eau par l'azote, d'autres nutriments, des agents pathogènes et d'autres contaminants.

II. Élevage du bétail et faits nouveaux

26. Dans la plupart des pays de la région de la CEE, les émissions de NH₃ proviennent principalement des déjections dans le logement des animaux, du stockage du fumier, de son traitement et de son application sur les sols ainsi que des déjections animales au pâturage. Il est donc indispensable de donner ici une information succincte sur l'élevage.

27. Le secteur de l'élevage contribue largement à l'économie alimentaire et agricole mondiale ainsi qu'à l'alimentation des êtres humains et à leur culture; il compte, en valeur, pour 40 % dans la production agricole mondiale et fournit de 10 à 15 % de toutes les calories présentes dans les aliments et un quart des protéines alimentaires. Dans la plupart des régions en développement, c'est le segment du secteur agricole qui grandit le plus rapidement. On attend de ce secteur qu'il fournisse une nourriture saine et abondante à des populations urbaines de plus en plus nombreuses et des moyens de subsistance à près d'un milliard de producteurs pauvres, et aussi qu'il permette l'exploitation de terres non arables, assure une sécurité alimentaire en cas de mauvaise récolte à des paysans qui pratiquent une agriculture de subsistance, utilise les déchets alimentaires et résidus de récolte et même fournisse des combustibles, qu'il concentre et refasse circuler les nutriments agricoles ainsi que les biens publics mondiaux en rapport avec la sécurité alimentaire, la préservation de l'environnement et la santé publique (Geers et Madec, 2006; FAO, 2009; Steinfeld *et al.*, 2010).

28. Alors que le secteur de l'élevage remplit diverses fonctions utiles à la société et que la demande mondiale de produits laitiers, de viande et d'œufs va continuer de croître, et cela pour plusieurs décennies, les méthodes d'élevage (intensif) du bétail font l'objet de pressions croissantes afin de devenir plus écologiquement rationnelles. Le secteur de l'élevage est un grand consommateur de terres dans le monde et il a été mis en cause dans la déforestation et la perte de biodiversité (Steinfeld *et al.*, 2006; FAO, 2009; Steinfeld *et al.*, 2010). Il est aussi un grand consommateur d'eau douce, principalement pour la production de fourrage, alors que les ressources en eau se raréfient dans certaines régions. L'élevage est l'une des principales sources d'ammoniac atmosphérique ainsi que de méthane (CH₄) et d'hémioxyde d'azote (N₂O), qui sont des gaz à effet de serre. Les émissions d'ammoniac proviennent principalement de l'azote dégagé par le fumier de ferme. Elles varient en fonction du type, du nombre et du potentiel génétique, comme de l'alimentation et de la gestion des animaux, ainsi qu'en fonction des techniques utilisées en matière de logement des bêtes et de gestion du fumier (Bouwman *et al.*, 1997; Steinfeld *et al.*, 2006; O. Oenema *et al.*, 2008). C'est le secteur de l'élevage qui nécessite le plus d'azote réactif en Europe. Par exemple, d'après l'Évaluation de l'azote à l'échelle européenne, 85 % de l'azote récolté servirait à nourrir le bétail, et 15 % seulement à nourrir directement la population (Sutton *et al.*, 2011).

29. Il est possible de classer en gros les systèmes d'élevage du bétail en trois catégories: a) les systèmes de pâturage; b) les systèmes mixtes; et c) les systèmes sans terre en milieu clos ou industriels (par exemple Seré, Steinfeld et Groenewold, 1996). Les systèmes de pâturage sont des systèmes d'élevage en prairie uniquement, avec des taux de charge inférieurs à un ou deux animaux par hectare, selon la productivité des herbages. Dans les systèmes mixtes, une partie importante de la valeur de la production provient d'activités autres que l'élevage et une partie de l'affouragement est souvent importée. Dans les systèmes industriels, les taux de charge sont supérieurs à 10 têtes de bétail par hectare, et la nourriture des animaux, l'énergie et d'autres apports proviennent essentiellement de l'extérieur; de 0 à 10 % seulement des matières sèches dans l'alimentation animale est produit sur place. Les indicateurs à utiliser pour les systèmes d'élevage du bétail sont le chargement exprimé en unités animales par hectare (AU/ha), et la quantité en kg de lait ou de viande par hectare et par an. Un indicateur courant et utile pour mesurer la pression sur l'environnement est la quantité totale d'azote ou de phosphore excrétée par le bétail, par hectare et par an (par exemple Menzi *et al.*, 2010).

30. Pour chaque catégorie de bétail, il est possible de faire la distinction entre l'élevage classique et l'élevage biologique. En outre, on distingue souvent les systèmes d'exploitation intensive des systèmes d'exploitation extensive. Les premiers se caractérisent par une forte production de viande, de lait et d'œufs par unité de terre agricole et par animal (c'est-à-dire par unité de bétail), qui coïncide généralement avec un chargement élevé par unité de terre agricole, ce qui est généralement obtenu au moyen d'une grande efficacité dans la conversion d'aliments pour animaux en produits d'origine animale. En raison de leur capacité à satisfaire rapidement une demande croissante de produits d'origine animale peu coûteux, les systèmes d'exploitation intensive du bétail fournissent actuellement une très grande partie de la production mondiale de viande de porc, de viande de volaille et d'œufs (56 %, 72 % et 61 %, respectivement), et une partie importante de la production de lait (Steinfeld *et al.*, 2006; FAO, 2009).

31. De tout temps, la plupart des produits d'origine animale consommés par les êtres humains étaient produits localement à l'aide d'aliments pour animaux produits eux aussi localement. De plus en plus, bon nombre de denrées d'origine animale consommées par les populations urbaines sont produites à l'aide d'aliments pour animaux provenant de l'extérieur des zones d'élevage. Cela vaut en particulier pour les produits dérivés du porc et de la volaille. De ce fait, les zones de production des aliments pour animaux et d'élevage des porcs et des volailles deviennent de plus en plus déconnectées des lieux de consommation des produits d'origine animale. Cette déconnexion a été rendue possible par le développement d'une infrastructure efficace des transports et par le prix relativement peu élevé de l'énergie fossile; l'envoi d'aliments concentrés pour animaux est relativement bon marché par rapport aux autres coûts de production. Le transport des produits carnés et des ovoproduits est devenu lui aussi meilleur marché. Toutefois l'absence de connexion entre la production d'aliments pour animaux et la production animale est lourde de conséquences pour ce qui est de la réutilisation et de la gestion judicieuses du fumier (FAO, 2009; Steinfeld *et al.*, 2010 et les références qui y sont citées).

32. De plus en plus, les chaînes de production sont organisées et groupées par région afin de réduire autant que faire se peut les coûts de production, de transformation et de livraison. Les aliments pour animaux sont le principal facteur de production du bétail, suivis par la main-d'œuvre, l'énergie, l'eau et les services. Le coût des facteurs varie beaucoup d'un endroit à l'autre dans un même pays ainsi que d'un pays ou continent à l'autre. L'accès aux techniques, à la main-d'œuvre et au savoir-faire est inégalement réparti, de même que la capacité de s'adapter à l'évolution de l'environnement et aux changements qui interviennent sur les marchés. Le cadre institutionnel et les schémas culturels influent également sur les coûts de production, l'accès aux techniques et les coûts de transaction. La conjugaison de ces facteurs détermine l'apparition de systèmes de production du bétail plus vastes, plus spécialisés et plus intensifs (FAO, 2009; Steinfeld *et al.*, 2010).

33. Les systèmes d'élevage du bétail sont des systèmes dynamiques parce que des innovations et changements se produisent sans cesse dans la technologie, sur les marchés, dans les transports et la logistique. De plus en plus, les produits de l'élevage deviennent des «produits de base», et les systèmes d'élevage évoluent dans un marché mondial «ouvert», très compétitif. Cette évolution se trouve facilitée par la demande croissante de produits d'origine animale peu coûteux en raison de l'accroissement de la population urbaine et de la consommation par habitant, encore qu'il existe de grandes différences sur le plan économique ainsi que d'une région ou d'un continent à l'autre. C'est dans les centres urbains que se concentre la demande supplémentaire de produits de l'élevage (FAO, 2009; Steinfeld *et al.*, 2010).

34. Les changements rapides qui se produisent dans les systèmes d'élevage du bétail influent très fortement sur les émissions de NH_3 , de N_2O et de CH_4 que ces systèmes envoient dans l'atmosphère et sur le lessivage et le ruissellement de l'azote dans les eaux. Les stratégies de réduction des émissions doivent prendre en compte cet état de fait et anticiper les faits nouveaux, afin qu'elles soient bien conçues et efficaces à l'avenir.

III. Gestion de l'azote, compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote

35. La gestion est souvent qualifiée de «quatrième facteur de production», venant s'ajouter à la terre, au travail et au capital (techniques). Elle détermine dans une large mesure les résultats économiques de l'agriculture et son empreinte écologique. Elle est couramment définie comme étant «un ensemble cohérent d'activités en vue d'atteindre des objectifs». La gestion de l'azote peut être définie comme étant «un ensemble cohérent d'activités en rapport avec la manipulation et la distribution de l'azote dans les exploitations agricoles, menées dans le but d'atteindre des objectifs agronomiques et environnementaux/écologiques» (par exemple, O. Oenema et Pietrzak, 2002). Les objectifs agronomiques sont en rapport avec le rendement et la qualité des cultures, et avec le rendement des animaux dans le contexte de leur bien-être. Les objectifs environnementaux/écologiques sont en rapport avec la réduction au maximum des déperditions d'azote d'origine agricole. L'expression «compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote» met en lumière la nécessité de prendre en considération tous les aspects du cycle, s'agissant de la «réduction des émissions de NH_3 » également, afin d'empêcher des «échanges de polluants». Bien qu'ils ne soient pas pris en considération ici, il faut également éviter les autres polluants et les autres impacts. La gestion de l'azote peut être considérée comme le «logiciel d'exploitation» ou «organiciel», et les techniques comme le «matériel à utiliser» pour la réduction des émissions d'azote. C'est pourquoi la gestion doit être envisagée en association avec les techniques.

36. La gestion de l'azote est très variable dans la région de la CEE, et les émissions de NH_3 varient en conséquence. De manière générale, les émissions d'azote ont tendance à diminuer lorsque:

- a) Toutes les sources d'azote sur l'exploitation sont pleinement prises en compte dans une approche cohérente globale de l'exploitation et en considérant l'ensemble du cycle de l'azote;
- b) Toutes les sources d'azote sont convenablement stockées et manipulées;
- c) Les quantités d'azote utilisées correspondent exactement aux besoins de la croissance des plantes et des animaux;
- d) Les sources d'azote sont utilisées en temps voulu, avec les techniques appropriées, en quantités appropriées et à l'endroit approprié;
- e) Tous les circuits possibles de déperdition d'azote sont considérés de manière cohérente.

On trouvera à l'annexe I des informations complémentaires sur la «gestion de l'azote, compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote».

37. *Situation de référence*: La référence est une exploitation qui n'a planifié aucune gestion de l'azote ni utilisé aucun bilan azote. En raison des différences intrinsèques qui existent dans le cycle de l'azote, il est nécessaire de faire la distinction entre différents systèmes de production agricole, par exemple:

- a) Exploitations produisant des cultures spécialisées, ventilées en:
 - i) Cultures arables;

- ii) Légumes;
- iii) Fruits;
- b) Élevages de ruminants en pâturage, ventilés en:
 - i) Vaches laitières;
 - ii) Bovins de boucherie;
 - iii) Ovins et/ou caprins;
 - iv) Autres animaux (buffles, bisons, cervidés, etc.);
- c) Systèmes mixtes associant culture et élevage, avec une dominante élevage:
 - i) Vaches laitières;
 - ii) Bovins de boucherie;
 - iii) Porcins;
 - iv) Volailles;
 - v) Autres animaux;
- d) Systèmes sans terre spécialisés:
 - i) Vaches laitières;
 - ii) Bovins de boucherie;
 - iii) Porcins;
 - iv) Volailles;
 - v) Autres animaux.

Stratégies de la catégorie 1

38. La mise en place d'une gestion efficace de l'azote au niveau de l'exploitation est une stratégie efficace pour améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote et diminuer les déperditions d'azote. Elle suppose la mise en place d'un ensemble itératif (cycle) d'activités courantes de gestion, menées chaque année:

- a) Une analyse des éléments suivants:
 - i) Besoins en azote des cultures et des animaux;
 - ii) Sources d'azote disponibles;
 - iii) Conditions de stockage et fuites possibles;
 - iv) Techniques, méthodes et modalités disponibles pour une utilisation efficace de l'azote;
- b) Des décisions concernant:
 - i) La mise au point de solutions envisageables sur la base des analyses précédentes;
 - ii) L'évaluation des conséquences des diverses solutions; et

- iii) Le choix de la meilleure solution pour atteindre les objectifs à la fois agronomiques et environnementaux;
- c) Une planification comprenant:
 - i) Une prévision dans les grandes lignes de ce qu'il faut réaliser et mesurer: quand, où, comment et en quelles quantités;
 - ii) L'établissement d'un véritable plan, qui répartit les nutriments disponibles de façon à en tirer le plus grand avantage économique, tout en réduisant au maximum l'impact sur l'environnement et en respectant les contraintes écologiques;
- d) Une phase d'exécution, c'est-à-dire:
 - i) La mise en application du plan de gestion de l'azote;
 - ii) La prise en compte des conditions ambiantes réelles;
 - iii) La prise en compte des meilleures directives et recommandations en matière de gestion;
- e) Un suivi et un contrôle, c'est-à-dire:
 - i) La collecte de données sur les rendements et la teneur en azote;
 - ii) L'établissement de bilans azote;
- f) L'évaluation (vérification et contrôle des résultats par rapport aux objectifs fixés), portant sur:
 - i) Le surplus d'azote dans le bilan azote (excédent N);
 - ii) L'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE).

39. Le bilan azote (également désigné par l'expression bilan sortie exploitation) peut être considéré comme l'outil de surveillance qui aide à améliorer la gestion de l'azote (par exemple Jarvis *et al.*, 2011). Il enregistre au niveau de l'exploitation tous les apports (entrées) d'azote et toutes les utilisations (sorties) d'azote dans des produits utiles. La différence entre les premiers et les seconds est l'excédent d'azote (excédent N) alors que le rapport entre toutes les utilisations (sorties) d'azote dans des produits utiles et tous les apports (entrées) d'azote mesure l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE). L'excédent N est un indicateur de la pression qui s'exerce sur l'environnement, et il est exprimé en N par hectare (ha) et par an. La NUE est un indicateur de l'efficacité de l'utilisation des ressources (quantité de protéines azotées dans les aliments produite par unité d'azote apportée). Elle est exprimée en kg par kg (Doberman, 2007). L'excédent N et la NUE dépendent largement l'un et l'autre du mode d'exploitation et du niveau de gestion. Des valeurs cibles peuvent être fixées à titre indicatif à la fois pour l'excédent N et la NUE, en fonction là encore du mode d'exploitation et du niveau de gestion. Dans certains pays, le bilan azote, l'excédent N et la NUE peuvent être considérés comme confidentiels.

40. Le bilan azote est utilisé par les chercheurs depuis plus de cent ans et par les exploitations de certains pays depuis plus de dix ans maintenant. Il l'est aussi comme moyen de réglementation. Toutefois, l'expérience acquise concernant l'utilisation du bilan azote pour réduire spécifiquement les émissions de NH₃ est plus limitée. L'utilisation du bilan azote à cet effet est plus efficace dans le cas des exploitations à forte densité du bétail. L'établissement d'un bilan azote au niveau de l'exploitation exige des connaissances de comptabilité en général et des apports-utilisations d'azote. D'après l'expérience acquise à ce jour, les exploitants comprennent facilement ce bilan et peuvent donc l'utiliser facilement dans les communications et pour comparer les résultats de différentes exploitations. Cela s'explique en particulier parce qu'une amélioration du bilan azote est le signe, pour les exploitants, qu'ils peuvent réduire leurs achats, et donc leurs dépenses, d'engrais minéraux.

De même, pour les exploitants qui pratiquent une agriculture biologique, et qui n'emploient donc pas d'engrais minéraux, l'amélioration du bilan azote révèle une meilleure utilisation de l'azote qui est une ressource peu abondante sur l'exploitation.

41. L'excédent N et la NUE dépendent du système d'exploitation et des objectifs agronomiques et environnementaux. C'est pourquoi les objectifs fixés, pour l'un comme pour l'autre, dépendent du type d'exploitation et doivent être considérés et évalués dans une perspective régionale.

42. Les progrès accomplis dans la gestion de l'azote peuvent être évalués en fonction de l'évolution chronologique de l'excédent N et de la NUE, pour une exploitation particulière ou un groupe d'exploitations. Les variations interannuelles des conditions météorologiques ou les pertes accidentelles doivent être considérées sur une période quinquennale. L'amélioration de la gestion de l'azote se traduira par une diminution de l'excédent N et une amélioration de la NUE. Cette amélioration peut se poursuivre jusqu'à atteindre le niveau de «pratique optimale de gestion». Ce «niveau de gestion optimale» est couramment fixé par les exploitations pilotes ou par les cinq centiles supérieurs des exploitations courantes. C'est pourquoi la gestion de l'azote peut continuer à s'améliorer jusqu'à ce que les exploitations parviennent au niveau atteint par les cinq centiles supérieurs des exploitations courantes. Au Danemark et au Pays-Bas, les exploitations ont réussi à diminuer l'excédent N et améliorer la NUE d'environ 30 % sur des périodes de cinq ans et de 50 % sur des périodes de dix ans (par exemple Mikkelsen *et al.*, 2010; J. Oenema *et al.*, 2011). De nouvelles diminutions de l'excédent N et augmentations de la NUE sont beaucoup plus lentes à obtenir une fois atteint le niveau des «pratiques optimales de gestion».

43. Le tableau 2 présente à titre indicatif des objectifs à atteindre pour l'excédent N et la NUE. Il est à relever que la NUE est en relation inverse non linéaire avec l'excédent N.

Tableau 2

Niveaux indicatifs à atteindre concernant le surplus d'azote (excédent N) et l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) en fonction du système d'exploitation, des espèces cultivées et des catégories d'animaux

<i>Systèmes d'exploitation</i>	<i>Espèces/catégories</i>	<i>NUE, (kgN/kgN)</i>	<i>Excédent N (kg/ha/an)</i>	<i>Observations</i>
Système de culture spécialisée	Cultures arables	0,6-0,9	0-50	NUE élevée pour les céréales
	Légumes	0,4-0,8	50-100	NUE faible pour les plantes-racines
	Fruits	0,6-0,9	0-50	NUE faible pour les légumes à feuilles
Systèmes d'élevage de ruminants en pâturage	Vaches laitières	0,3-0,5	100-150	Haut rendement laitier, NUE élevée, faible chargement en bétail, faible excédent N, la présence de légumineuses améliore la NUE
	Bovins de boucherie	0,2-0,4	50-150	Production de veaux, NUE élevée
	Ovins et caprins	0,2-0,3	50-150	Bovins de 2 ans, NUE faible
Systèmes mixtes culture-élevage	Vaches laitières	0,4-0,6	50-150	Haut rendement laitier, NUE élevée Aliments concentrés, NUE élevée
	Bovins de boucherie	0,3-0,5	50-150	
	Porcins	0,3-0,6	50-150	
	Volailles	0,3-0,6	50-150	
	Autres animaux	0,3-0,6	50-150	

<i>Systèmes d'exploitation</i>	<i>Espèces/catégories</i>	<i>NUE, (kgN/kgN)</i>	<i>Excédent N (kg/ha/an)</i>	<i>Observations</i>
Systèmes sans terre	Vaches laitières	0,8-0,9	s.o. ^a	Utilisations N via le lait, les animaux et le fumier =±± apports N; l'excédent N se présente sous forme de déperditions de N gazeux, provenant des bâtiments et des enceintes de stockage
	Bovins de boucherie	0,8-0,9	s.o. ^a	
	Porcins	0,7-0,9	s.o. ^a	
	Volailles	0,6-0,9	s.o. ^a	
	Autres animaux	0,7-0,9	s.o. ^a	

^a Sans objet, car ces exploitations n'ont pratiquement pas de terres. Cependant, il est possible d'exprimer l'excédent N en kg par exploitation et par an. Lorsque tous les produits d'origine animale, y compris les engrais organiques et tous les résidus et déchets sont exportés, l'excédent N pris comme objectif peut se situer entre 0 et 1 000 kg par exploitation et par an, selon la taille de l'exploitation et les déperditions d'azote gazeux.

44. L'établissement d'un bilan azote coûte à titre indicatif de 200 à 500 euros par exploitation et par an, selon le système d'exploitation et l'aide apportée par des services comptables et/ou consultatifs. Il est à relever que les coûts associés à la formation, à la promotion et aux opérations de démarrage ne sont pas envisagés ici. Dans certains pays, il peut être difficile de trouver des données pour les exploitations en activité, mais probablement pas pour les «fermes modèles» et les «fermes pilotes». Les coûts diminuent généralement avec le temps (effet d'apprentissage).

45. Le coût net de l'amélioration de la gestion de l'azote, et donc de l'amélioration de la NUE et de la diminution de l'excédent N, se situe entre -1 et +1 euro par kilo d'azote (Reis, à paraître). Le coût net est la résultante des gains obtenus grâce aux économies d'engrais et à l'amélioration des rendements après déduction du coût brut lié aux dépenses afférentes à l'échantillonnage, aux analyses, à la formation et aux services consultatifs.

46. Les budgets azote nationaux pour l'agriculture donnent une idée: a) du coût de l'azote utilisé pour la production alimentaire; b) des déperditions d'azote associées à la production alimentaire au niveau national; et c) des options envisageables pour améliorer la NUE au niveau national. Exprimés en kg par ha et par an, ils sont également un moyen de comparer les secteurs agricoles de différents pays de la région de la CEE et d'évaluer les progrès accomplis dans la réduction des déperditions globales en provenance des cycles nationaux de l'azote. Des présentations et procédures uniformes (en ligne) ont été élaborées pour construire ces budgets nationaux. L'établissement d'un budget azote au niveau national se situe entre 10 000 et 100 000 euros par an, selon les statistiques disponibles. Il est à relever que les coûts associés à la formation, à la promotion et aux opérations de démarrage ne sont pas envisagés ici. Dans certains pays, il peut être difficile d'obtenir des données. L'Équipe spéciale de l'azote réactif a élaboré un document d'orientation distinct qui présente en détail les méthodes de calcul des bilans azote nationaux et qui a été adopté par l'Organe exécutif (ECE/EB.AIR/119)⁷.

⁷ Document d'orientation sur les bilans d'azote nationaux (ECE/EB.AIR/119). Peut être consulté à l'adresse <http://www.unece.org/environmental-policy/treaties/air-pollution/guidance-documents-and-other-methodological-materials/gothenburg-protocol.html>.

IV. Stratégies d'alimentation du bétail

47. Les pertes d'azote gazeux issu de l'élevage proviennent des matières fécales et de l'urine du bétail. La composition des produits d'affouragement et la conduite de l'alimentation animale ont une forte influence sur le comportement des bêtes et la composition des déjections, et par conséquent aussi sur les émissions de NH_3 . La présente section est consacrée aux stratégies d'alimentation visant à réduire ces émissions. On trouvera un complément d'information sur les «stratégies d'alimentation du bétail» à l'annexe II.

48. *Techniques de référence*: Les stratégies de réduction décrites dans le présent chapitre ne sont pas définies et évaluées en fonction d'une stratégie d'alimentation uniforme «de référence» (sans réduction), parce que la stratégie «de référence» diffère d'un pays de la CEE à l'autre. Il convient de faire une distinction entre les différentes catégories d'animaux, car les besoins d'alimentation et la production d'azote qui en résulte diffèrent beaucoup d'une catégorie à l'autre.

49. Une nourriture peu protéinée est un des moyens les plus économiques et les plus rationnels de réduire les émissions de NH_3 . Pour chaque pourcentage de diminution (en valeur absolue) de la teneur en protéines des produits fourragers, les émissions de NH_3 provenant des logements des animaux, du stockage du fumier et de l'épandage d'engrais organiques sont réduites dans une proportion de 5 à 15 %, selon le PH des déjections. Une alimentation animale faiblement protéinée fait aussi baisser les émissions de N_2O et améliore l'efficacité de l'utilisation de l'azote dans les élevages. En outre, dès lors que tous les besoins en acides aminés sont satisfaits, la santé et le bien-être des animaux ne sont pas compromis.

50. Une alimentation faiblement protéinée est plus facile à pratiquer pour les bêtes élevées sous abri que pour celles qui pâturent parce que l'herbe est à un stade de croissance physiologique peu avancé et par conséquent riche en protéines dégradables et que les pâturages contenant des légumineuses (telles que le trèfle et la luzerne) ont une teneur en protéines relativement élevée. Il existe des stratégies permettant d'abaisser la teneur en protéines des herbages (apport d'engrais azotés équilibré, pâturage/moisson à un stade de croissance physiologique plus avancé, etc.) et de la ration dans les systèmes de pacage (apport complémentaire de produits faiblement protéinés), mais ces stratégies ne sont pas toujours applicables intégralement.

51. Le coût économique des stratégies d'alimentation visant à abaisser le potentiel de volatilisation de NH_3 des excréments en modifiant la teneur en protéines brutes dépend de la composition initiale des aliments et du prix des ingrédients de l'affouragement sur le marché. En général, ce coût est de -2 à +2 euros par kilo de $\text{NH}_3\text{-N}$ économisé, c'est-à-dire qu'il y a des gains nets possibles mais aussi des coûts nets possibles. Le plus souvent, le coût économique augmente lorsque l'objectif d'abaissement du potentiel de volatilisation de NH_3 augmente aussi. Le coût marginal croissant est lié en partie au coût des compléments en acides aminés de synthèse par rapport à celui des fèves de soja. Or, le coût de ces compléments a tendance à baisser; il monte lorsque la teneur en protéines recherchée diminue (voir aussi annexes I et II).

Stratégies d'alimentation des vaches laitières et du bétail de boucherie de la catégorie 1

52. La diminution des quantités de protéines brutes (PB) dans l'alimentation des ruminants est une stratégie efficace, de la catégorie 1, pour réduire les pertes de NH_3 . Les principes suivants sont applicables (tableau 3):

a) La teneur moyenne en PB de l'alimentation des vaches laitières ne doit pas dépasser 15 à 16 % de la matière sèche (MS) (Broderick, 2003; Swensson, 2003). Pour les bêtes de boucherie de plus de 6 mois, la proportion pourrait être ramenée à 12 %;

b) Pour les vaches laitières on peut appliquer une alimentation modulée de manière à abaisser progressivement la teneur en PB de 16 % de la MS juste avant la mise bas et au début de la lactation à moins de 14 % à la fin de la lactation et pendant la plus grande partie de la période d'après-sevrage;

c) On peut appliquer une alimentation modulée aussi au bétail de boucherie de manière à faire tomber progressivement la teneur en PB de 16 à 12 %.

Tableau 3

Niveaux indicatifs de teneur en protéines brutes (PB) à atteindre (en pourcentage de la masse sèche de la ration alimentaire) et efficacité qui en résulte de l'utilisation de l'azote par le bétail (NUE), par tranche de masse (kg/kg) du bétail

<i>Espèce de bétail</i>	<i>PB (en pourcentage)^a</i>	<i>NUE (kg/kg)</i>
Lait + entretien, début de lactation	15-16	0,30
Lait + entretien, fin de lactation	12-14	0,25
Vaches laitières non allaitantes	13-15	0,10
Veaux	17-19	0,45
Bétail <3 mois	15-16	0,30
Bétail 3-18 mois	13-15	0,15
Bétail >18 mois	12	0,05

^a Les valeurs présentées ici peuvent être considérées comme des objectifs «très ambitieux».

53. Dans bien des régions du monde, l'élevage se fait en pâturage totalement ou partiellement. Une bonne proportion de l'alimentation est constituée d'herbe et de produits herbagés riches en protéines, de sorte qu'il peut être difficile d'atteindre les objectifs du tableau 3 pour les protéines brutes, étant donné la forte teneur en PB de l'herbe des prairies cultivées. La teneur en PB de l'herbe fraîche au stade du pâturage (2 000 à 2 500 kilos MS à l'hectare) est souvent de l'ordre de 18 à 20 % (voire plus, surtout s'il y a des légumineuses); la teneur en PB des graminées ensilées est souvent de 16 à 18 % et celle du foin est de 12 à 15 % (par exemple, Whitehead, 2000). Par contraste, la teneur en PB du maïs ensilé n'est que de 7 à 8 %. Ainsi, l'alimentation à base d'herbe contient souvent un excédent de protéines et le volume de la forte excrétion azotée qui en résulte dépend beaucoup de la proportion de graminées, de graminées ensilées et de foin dans la ration alimentaire, et de la teneur protéinique de ces aliments. L'excédent protéinique ainsi que l'excrétion azotée et les pertes de NH₃ qui en découlent sont les plus élevés dans le cas des rations d'été composées uniquement de graminées (ou de graminées-légumineuses) avec absorption de graminées ou d'un mélange graminées-légumineuses intensément fertilisés. Toutefois, l'urine des animaux en pacage s'infiltré généralement dans le sol avant d'avoir pu se décharger de quantités notables de NH₃, de sorte que les émissions globales par tête sont inférieures à celles des bêtes sous abri, dont les déjections sont recueillies, stockées et répandues sur la terre.

54. La réduction des émissions de NH₃ que l'on obtient en prolongeant la durée du pacage dans l'année dépendra de la situation de référence (émissions provenant d'animaux hors pâturage), de la durée du pacage et du niveau de fumure azotée du pâturage. La possibilité d'augmenter la durée du pacage est souvent limitée par la nature du sol, la topographie, la taille et la structure des exploitations (distances), les conditions climatiques et d'autres facteurs. Il convient de noter que le pacage risque d'augmenter

d'autres émissions d'azote (par exemple sous forme d'émission de N₂O ou de lessivage de nitrate). En raison de l'effet net et bien quantifié sur les émissions de NH₃, la prolongation de la période où les bêtes sont **au pâturage vingt-quatre heures sur vingt-quatre peut néanmoins être classée dans la catégorie 1**, en fonction toutefois de la durée du pacage (voir aussi par. 52, 184 et 185). Le potentiel de réduction effectif dépendra de la situation de référence pour chaque secteur d'élevage dans chaque pays. La technique consistant à modifier la période de stabulation partielle (par exemple pacage seulement pendant la journée) produit des effets plus incertains; elle est donc considérée comme appartenant à la catégorie 2. Pour réduire les émissions de NH₃, il est moins efficace de passer d'une période de stabulation totale au pacage pendant une partie de la journée que d'adopter le pacage total (vingt-quatre heures), car les bâtiments et les enceintes de stockage restent sales et continuent d'émettre de l'ammoniac. La conduite du pâturage (pâturage par bandes, tournant ou continu) n'aurait guère d'effet supplémentaire sur les pertes d'ammoniac; elle est donc considérée comme une stratégie de catégorie 3.

55. D'une manière générale, l'augmentation du rapport énergie/protéines de l'alimentation en donnant aux animaux de l'herbe moins jeune (couvert prairial – SSH – plus haut) ou des céréales fauchées et/ou en complétant l'herbe par des aliments très énergétiques (par exemple du maïs d'ensilage) est une stratégie de catégorie 1. Toutefois, dans les modes d'élevage reposant essentiellement sur les herbages, cette stratégie est souvent moins pratique car l'herbe moins jeune peut réduire la qualité de la ration, surtout lorsque les conditions de culture de végétaux énergétiques sont mauvaises (par exemple dans les climats chauds) et que par conséquent il faut les acheter. Ainsi, l'utilisation intégrale de la production herbacée ne serait plus garantie (dans des conditions de production limitée, par exemple en cas de quotas laitiers ou de restrictions à la densité des animaux). C'est pourquoi l'amélioration de l'équilibre énergie/protéine dans l'élevage en pâturage sans possibilité de cultiver des fourrages fortement énergétiques est considérée comme une stratégie de la catégorie 2.

Stratégies d'alimentation de la catégorie 1 pour les porcs

56. Pour la production des porcins, les mesures en matière de nutrition comprennent l'alimentation modulée, la formulation de rations sur la base des nutriments digestibles/disponibles, la consommation de rations à faible teneur en protéines supplémentées en acides aminés et de suppléments/additifs d'affouragement. Toutes ces techniques sont considérées comme étant de la catégorie 1. D'autres techniques en cours d'étude (par exemple une alimentation différente pour les mâles (verrats et mâles castrés) et pour les femelles) pourraient être utilisées à l'avenir.

57. On peut réduire la teneur en protéines brutes de la ration en optimisant l'apport d'acides aminés par addition de produits de synthèse (comme la lysine, la méthionine, la thréonine et le tryptophane) ou d'éléments nutritifs spéciaux, en puisant dans la meilleure information disponible sur «la protéine idéale» associée à des compléments alimentaires.

58. On peut obtenir une réduction de 2 à 3 % de la proportion de protéines brutes dans l'alimentation selon la catégorie de production porcine et le point de départ effectif. Le tableau 4 indique les teneurs en protéines brutes dans les rations qui en résultent. Les valeurs du tableau sont des objectifs indicatifs et doivent parfois être adaptées aux conditions locales. Il a été démontré qu'une diminution de 1 % de la quantité de protéines brutes dans l'alimentation des porcs en fin de croissance entraîne une baisse de 10 % de l'azote ammoniacal total (TAN) dans le lisier et de 10 % des émissions de NH₃ (Canh *et al.*, 1998b)).

Tableau 4
Niveaux indicatifs de protéines brutes à atteindre dans les rations pour porcins

<i>Espèce</i>	<i>Phase</i>	<i>Teneur en PB (en pourcentage)^a</i>
Porcelet sevré	<10 kg	19-21
Porcelet	<25 kg	17-19
Porc d'engraissement	25-50 kg	15-17
	50-110 kg	14-15
	>110 kg	12-13
Truie	Gestation	13-15
	Lactation	15-17

Source: Commission européenne, 2003.

^a Avec un apport bien équilibré et optimal d'acides aminés. Les valeurs présentées ici peuvent être considérées comme un «objectif moyennement à très ambitieux» (voir à l'annexe II une définition plus précise des objectifs en matière de protéines brutes).

Stratégies d'alimentation de la catégorie 1 pour les volailles

59. Pour les volailles, le potentiel de réduction de l'excrétion d'azote grâce à des mesures en matière de nutrition est plus limité que pour les porcins car le rendement de conversion moyen est déjà élevé et la variabilité au sein d'un élevage de volailles est plus grande. Une réduction de 1 à 2 % des protéines brutes peut être obtenue selon l'espèce et le point de départ effectif. Le tableau 5 indique les teneurs en protéines brutes dans les rations qui en résultent. Les valeurs mentionnées dans le tableau sont données à titre indicatif seulement et les niveaux doivent parfois être adaptés aux conditions locales. Des recherches appliquées sur ce sujet sont actuellement menées dans les États membres de l'Union européenne et en Amérique du Nord et pourront servir de base à de nouvelles réductions dans l'avenir. Une réduction de 1 à 2 % de la teneur en protéines brutes est une mesure de la catégorie 1 pour les volailles en croissance ou en finition.

Tableau 5
Niveaux indicatifs de protéines brutes à atteindre dans les rations pour volailles

<i>Espèce</i>	<i>Phase</i>	<i>Teneur en PB (%)^a</i>
Poulets de chair	En démarrage	20-22
	En croissance	19-21
	En finition	18-20
Poules pondeuses	18-40 semaines	15,5-16,5
	40+ semaines	14,5-15,5
Dindes	<4 semaines	24-27
	5-8 semaines	22-24
	9-12 semaines	19-21
	13+ semaines	16-19
	16+ semaines	14-17

Source: Commission européenne, 2003.

^a Avec un apport bien équilibré et optimal d'acides aminés. Les valeurs présentées ici peuvent être considérées comme un «objectif moyennement à très ambitieux» (voir à l'annexe II une définition plus précise des objectifs en matière de protéines brutes).

V. Logement du bétail

A. Systèmes de logement pour les vaches laitières et les bovins de boucherie

60. Les techniques de réduction des émissions d'ammoniac dans les étables sont fondées sur un ou plusieurs des principes ci-après:

- a) Réduction des surfaces souillées par les déjections;
- b) Absorption ou adsorption par la litière (par exemple la paille);
- c) Élimination rapide de l'urine; séparation rapide de la bouse et de l'urine;
- d) Diminution de la vitesse de circulation et de la température de l'air au-dessus du fumier, sauf lorsque celui-ci est en phase de séchage;
- e) Refroidissement du fumier;
- f) Diminution des surfaces souillées dans les étables et sur les aires en dur par accroissement de la stabulation libre;
- g) Épuration de l'air, c'est-à-dire extraction de l'ammoniac par ventilation forcée associée à des épurateurs.

61. Lorsqu'on emploie des mesures visant à réduire les émissions dans les logements des animaux, il importe de réduire au minimum la perte de l'ammoniac conservé pendant la manutention du fumier en aval, dans le stockage et l'épandage, afin de rentabiliser au maximum les méthodes de réduction.

62. Le mode de logement des bovins varie selon les pays de la région de la CEE. La stabulation libre est le plus courant mais dans certains pays les vaches laitières sont encore maintenues dans des stalles. Dans la stabulation libre, les déjections sont recueillies, en totalité ou en partie, sous forme de lisier. Dans les systèmes produisant du fumier solide (par exemple sur de la paille), celui-ci est enlevé tous les jours ou bien il peut rester sur place pendant une durée pouvant aller jusqu'à une saison entière, par exemple dans les étables à litière profonde. Le système le plus étudié est la «logette» pour vache laitière, où les émissions de NH_3 proviennent des planchers en caillebotis ou à dalles pleines souillés par les déjections, ainsi que des fosses à lisier et des caniveaux situés sous le caillebotis ou les dalles.

63. *Système de référence:* Pour les logements du bétail, la «logette» est prise comme système de référence (tableau 6). Les bovins maintenus dans des stalles entravées émettent moins d'ammoniac que dans la stabulation libre, car la surface souillée par les déjections est moins grande. Toutefois, les systèmes entravés ne sont pas recommandés, pour des raisons ayant trait au bien-être des animaux, sauf si une période quotidienne de sortie en plein air est assurée. La stalle entravée est le système de référence traditionnel permettant de maintenir la continuité dans les inventaires des émissions.

64. *Les considérations de bien-être des animaux* aboutissent généralement à une augmentation de la zone de déplacement souillée par tête de bétail, à une plus forte ventilation, parfois à un rafraîchissement de la température en hiver et à une augmentation générale des émissions. Des modifications de la conception des bâtiments pour répondre aux nouveaux règlements sur le bien-être des animaux dans certains pays (par exemple le remplacement des stalles entravées par des logettes) vont donc augmenter les émissions d'ammoniac, à moins que des mesures de réduction ne soient mises en place parallèlement. Une modification des locaux ou de nouvelles constructions visant à répondre aux normes de bien-être des animaux sont une bonne occasion de prendre en même temps des mesures d'atténuation des émissions d'ammoniac, ce qui permet de réduire le coût des mesures d'atténuation par rapport aux aménagements a posteriori.

65. *Systèmes de fumier solide ou liquide.* Les étables à litière de paille produisant du fumier solide n'émettent probablement pas moins d'ammoniac que les systèmes à lisier. En outre, les pertes d'oxyde d'azote (N₂O) et de diazote (N₂) par suite de dénitrification sont généralement plus fortes dans les systèmes à litière que dans les installations à lisier. Le fumier solide de litière peut produire moins d'ammoniac que le lisier après avoir été répandu sur les champs (par exemple Powel *et al.*, 2008), mais le lisier offre davantage de possibilités d'utiliser des applicateurs pour réduire les émissions. La séparation physique des matières fécales (qui contiennent de l'uréase) et de l'urine dans le logement réduit l'hydrolyse de l'urée, aboutissant à une réduction des émissions issues des logements et de l'épandage de fumier (Burton, 2007; Fangueiro *et al.*, 2008a, 2008b; Møller *et al.*, 2007). La vérification de toute réduction d'ammoniac issue de l'utilisation de fumier solide par opposition aux systèmes à lisier et de la séparation entre solides et liquides doit donc tenir compte de toutes les étapes d'émission (logement, stockage et application sur les sols).

Techniques de la catégorie 1

66. *Le système du «plancher rainuré»* dans les étables pour vaches à lait et bovins de boucherie, qui emploie des appareils racleurs «à dents» passant sur un plancher rainuré est une technique fiable pour réduire les émissions d'ammoniac. Les rainures doivent être perforées pour permettre le drainage de l'urine. On obtient ainsi un plancher propre, peu propice aux émissions et dont les aspérités empêchent les animaux de glisser. La réduction des émissions est de 25 à 46 % par rapport au système de référence (Smits, 1998; Swierstra *et al.*, 2001).

67. Dans les étables munies de caillebotis traditionnel (non incliné, à 1 % de pente ou rainuré), une climatisation optimale avec isolation du toit et/ou ventilation naturelle automatique (ACNV) peut produire une réduction modérée des émissions (20 %) grâce à la baisse de la température (surtout en été) et de la vitesse de circulation de l'air (Braam, Ketelaars et Smits, 1997; Braam *et al.*, 1997; Smits, 1998, Monteny, 2000).

68. Une diminution du volume des excréments dans les systèmes de logement des animaux grâce à une extension du pacage est un bon moyen d'atténuer les émissions d'ammoniac. Les émissions vont augmenter lorsque les bêtes sont en plein air, mais les émissions des systèmes de logement vont diminuer dans une mesure beaucoup plus grande, à condition que les surfaces à l'intérieur des locaux soient propres pendant que les animaux paissent à l'extérieur. Les émissions annuelles totales (logement, stockage et épandage) des étables pour vaches laitières peuvent diminuer dans une proportion allant jusqu'à 50 % pour les animaux qui pâturent presque toute la journée (Bracher *et al.*, à paraître), par comparaison avec ceux qui sont toujours enfermés. L'extension du pacage est un moyen fiable de réduction des émissions des vaches laitières, mais l'ampleur de cette réduction est fonction de la durée quotidienne du pacage et de la propreté de l'étable ou de la zone de retenue. Le pacage correspond à la catégorie 1 si les animaux sont au pré toute la journée ou si une très petite surface de plancher est souillée de fumier chaque jour. Une durée de pacage de moins de dix-huit heures par jour doit être considérée comme relevant de la catégorie 2 à cause de la difficulté qu'il y a à chiffrer les émissions. Dans certains cas, le pacage contribue à accentuer le lessivage des sols ou la charge des eaux de surface en agents pathogènes et en éléments nutritifs (voir aussi par. 40, 184 et 185).

Techniques de la catégorie 2

69. *Différents types de plancher amélioré* fait en caillebotis ou en éléments pleins en ciment profilé ont été essayés aux Pays-Bas. Ils combinent une réduction des émissions provenant du sol (meilleur écoulement de l'urine) et de la fosse (réduction des échanges

d'air grâce à des bavettes en caoutchouc dans les interstices du plancher). La réduction des émissions sera plus ou moins efficace selon les caractéristiques techniques du système. Cette technique est donc considérée comme relevant de la catégorie 2 et elle n'est pas inscrite au tableau 6.

70. *Les matériaux de la litière* peuvent influencer sur l'émission de NH₃. Les caractéristiques physiques (capacité d'absorption de l'urine, densité en vrac) des matériaux sont plus importantes que leurs caractéristiques chimiques (pH, pouvoir d'échange cationique, rapport carbone/azote) pour évaluer les émissions d'ammoniac du sol des fermes laitières (Misselbrook et Powell, 2005; Powell, Misselbrook et Casler, 2008; Gillespy *et al.*, 2009). Cependant, il est nécessaire d'évaluer plus avant l'effet de la litière sur les émissions de tel ou tel système en tenant compte de toute la filière de gestion du fumier.

71. *Les épurateurs d'air chimiques ou acides* sont efficaces pour réduire les émissions d'ammoniac dans les porcheries à ventilation forcée, mais ne peuvent généralement pas être utilisés dans les étables à bovins, qui bénéficient le plus souvent d'une ventilation naturelle dans l'ensemble de la région de la CEE. En outre, on possède peu d'informations concernant les résultats des épurateurs dans les étables à bovins, de sorte qu'ils sont considérés actuellement comme une technique de la catégorie 2 (Ellen *et al.*, 2008).

Techniques de la catégorie 3

72. *Systèmes de raclage et d'évacuation par chasse.* On a expérimenté plusieurs systèmes consistant à enlever régulièrement les déjections accumulées sur le plancher pour les entreposer hors du bâtiment, dans un lieu couvert. L'évacuation est effectuée par de l'eau, de l'acide ou par dilution ou séparation mécanique du lisier; le raclage s'effectue avec ou sans aspersion d'eau. D'une façon générale, ces systèmes se sont révélés soit inefficaces, soit trop difficiles à entretenir. Le choix de planchers lisses ou en pente pour faciliter le raclage ou la chasse rend le sol glissant pour les vaches qui risquent de se blesser. Ces systèmes sont donc considérés comme étant des techniques de la catégorie 3.

Tableau 6

Émissions d'ammoniac des différents systèmes de logement des bovins (systèmes de référence et techniques des catégories 1 et 2)

Type de logement	Réduction (en pourcentage)	Émissions de NH ₃ ^a (kg/emplacement/an)
Logette (système de référence)	n.d.	12 ^b
Stabulation entravée ^c (système de référence traditionnel)	n.d.	4,8
Plancher rainuré (catégorie 1)	25-46	9
Climatisation optimale des étables avec isolation du toit (catégorie 1)	20	9,6
Épurateurs chimiques d'air (systèmes de ventilation forcée seulement) (catégorie 2)	70-90	1,2
Pacage 12 h/24 h (catégorie 2), par rapport à la référence 1	10	10,8 ^d
Pacage 18 h/24 h (catégorie 1) par rapport à la référence 1	30	8,4 ^d
Pacage 22 h/24 h (catégorie 1) par rapport à la référence 1	50	6 ^d

Abréviation: n.d.: non disponible.

- ^a Émissions correspondant à une stabulation à plein temps.
- ^b Surface de déplacement de 4 à 4,5 m² par vache en stabulation à plein temps.
- ^c La stabulation entravée n'est pas recommandée pour des raisons ayant trait au bien-être de l'animal. Elle constitue le système traditionnel de référence pour maintenir la continuité dans les inventaires des émissions.
- ^d Chiffres correspondant à un pacage pendant toute la durée de la saison (environ deux cents jours). Ils font apparaître la réduction relative des émissions annuelles par comparaison avec le système de référence sans pacage. La mise au pré pendant une partie de la journée exige que le sol des étables soit toujours nettoyé.

B. Systèmes de logement pour porcins

73. *Système de référence*: On prend comme référence les émissions des porcheries à plancher entièrement en caillebotis situé au-dessus d'une fosse, encore que, dans certains pays, ce système soit interdit pour des raisons ayant trait au bien-être des animaux.

74. L'aménagement des locaux propre à réduire les émissions d'ammoniac dans les porcheries a été décrit en détail dans Commission européenne (2003); il repose sur les principes suivants:

- a) Réduction de la surface de fumier sur les planchers souillés et de la surface de lisier dans les caniveaux à parois inclinées. Les planchers partiellement en caillebotis (~50 % de la surface) émettent habituellement moins d'ammoniac, surtout si les lattes sont métallisées ou plastifiées et non en béton, ce qui permet aux déjections de tomber rapidement et intégralement dans la fosse sous-jacente. On réduit les émissions des zones sans caillebotis en aménageant des surfaces lisses inclinées, en disposant les mangeoires et les abreuvoirs de manière à salir ces zones le moins possible et en assurant une bonne climatisation des locaux;
- b) Évacuation fréquente du lisier de la fosse pour le transférer dans un bac extérieur par des systèmes d'extraction par aspiration ou gravité ou par nettoyage par chasse au moins deux fois par semaine;
- c) Traitement supplémentaire tel que séparation liquides/solides;
- d) Circulation d'eau souterraine dans des échangeurs de chaleur flottants en vue de rafraîchir jusqu'à au moins 12 °C la surface du fumier dans la fosse sous-jacente. Cette méthode présente une contrainte: son coût et la nécessité de trouver une nappe phréatique loin de la source d'eau potable;
- e) Modification des propriétés physico-chimiques des déjections, par exemple diminution du pH;
- f) Utilisation de surfaces lisses et faciles à nettoyer (voir a) ci-dessus);
- g) Traitement de l'air refoulé au moyen d'épurateurs acides ou de filtres biologiques;
- h) Abaissement de la température des locaux et de la vitesse de ventilation, compte tenu de considérations ayant trait au bien-être des animaux et des nécessités de la production, surtout en hiver;
- i) Réduction de la circulation d'air sur la surface du lisier.

75. Pour une même largeur de latte, le lisier s'écoule des caillebotis en béton moins bien que des caillebotis métallisés ou plastifiés, ce qui provoque une plus forte émission d'ammoniac. Il convient de noter que les lattes en acier ne sont pas autorisées dans certains pays, pour des motifs ayant trait au bien-être des animaux.

76. Il a été tenu compte de ces effets qui se reportent d'un milieu à l'autre pour définir les meilleures techniques disponibles pour les différents modes de logement. Ainsi, l'évacuation fréquente du lisier par chasse (normalement matin et soir) provoque des émissions d'odeurs qui sont une nuisance. En outre, cette méthode consomme de l'énergie, à moins qu'on n'utilise des systèmes passifs mécaniques.

77. Il faut s'attendre à ce que la paille soit de plus en plus utilisée dans les porcheries en raison d'une sensibilisation accrue au bien-être des animaux. Associée à des systèmes de logement à ventilation naturelle automatique, la litière en paille permet aux porcs de commander eux-mêmes leur température avec moins de ventilation et de chauffage, ce qui diminue la consommation d'énergie. Dans les systèmes à litière, le box est parfois divisé en une zone à sol plein avec litière et une zone de défécation à caillebotis. Toutefois, les porcs n'utilisent pas toujours ces zones correctement, ils défèquent dans la litière et se couchent sur les caillebotis pour se rafraîchir lorsqu'il fait chaud. D'une manière générale, les box doivent être conçus de manière à favoriser le bon comportement des porcs afin qu'ils souillent le moins possible les sols pleins, ce qui est plus difficile dans les régions à climat chaud. Il convient de noter qu'une évaluation intégrée devrait tenir compte des coûts supplémentaires afférents aux éléments suivants: approvisionnement en paille et nettoyage des box, augmentation éventuelle des émissions dues au stockage de fumier et à son épandage sur les terres et apport de matières organiques dans les sols.

78. *Technique de référence pour les animaux en période de croissance/ finition:* Le système de référence, utilisé couramment en Europe, est un plancher entièrement en caillebotis sous lequel se trouve une fosse à lisier profonde, avec un dispositif de ventilation mécanique; les émissions provenant de ce système sont comprises entre 2,4 et 3,2 kg d'ammoniac par emplacement et par an. Étant donné que les animaux en période de croissance ou de finition sont toujours groupés, la plupart des systèmes de logement collectif des truies s'appliquent aussi aux porcs en période de croissance.

79. *Technique de référence pour les truies allaitantes:* En Europe, les truies allaitantes sont généralement logées dans des cases avec un plancher en caillebotis à lattes métallisées ou plastifiées surmontant une fosse profonde. Dans la plupart des porcheries, les truies ont des possibilités de mouvement limitées tandis que les porcelets vont et viennent librement. Toutes les porcheries ont une ventilation contrôlée et souvent une zone chauffée pour abriter les porcelets les tous premiers jours. La différence entre les planchers entièrement en caillebotis ou partiellement en caillebotis n'est pas aussi nette dans le cas des truies allaitantes que dans celui des animaux en croissance parce que la truie est immobilisée et que la défécation se fait généralement dans la zone à caillebotis. Les techniques de réduction consistent donc essentiellement à modifier la fosse à lisier.

80. *Technique de référence pour les truies en attente de saillie et les truies en gestation:* Le système de référence pour les truies en attente de saillie ou en gestation est le plancher tout en caillebotis (béton) au-dessus d'une fosse profonde. Les animaux sont logés individuellement ou en groupe. Dans toute l'Union européenne, le logement collectif est obligatoire pour les porcheries nouvelles et à partir de 2013 il le sera aussi pour toutes les truies en attente de saillie ou en gestation, pendant une période de quatre semaines suivant l'insémination. Les systèmes de logement collectif exigent des dispositifs d'alimentation spéciaux (par exemple des mangeoires électroniques ou des stalles ouvertes) et des box conçus de manière à inciter les bêtes à déféquer dans une zone distincte de la zone de couchage. Le logement collectif présente les mêmes niveaux d'émission que le logement individuel (Groenestein *et al.*, 2001) et l'on peut utiliser des techniques de réduction analogues.

81. *Technique de référence pour les porcelets sevrés:* Ces porcelets sont logés dans des box ou des cases de type «flat deck». L'enlèvement du lisier étant identique dans les deux cas, on suppose que les mesures de réduction applicables aux box classiques pour porcelets sevrés peuvent être utilisées aussi pour les flat decks.

82. Le tableau 7 présente les équipements et les techniques de réduction des émissions, y compris leur efficacité et leur coût estimés, pour toutes les classes de porcherie. Les coûts estimés varient beaucoup par suite des conditions propres à chaque exploitation, par exemple la taille du bâtiment. Il convient de noter que certaines techniques sont très coûteuses à appliquer dans les bâtiments anciens. On trouvera une information sur le coût économique des techniques et des stratégies de réduction des émissions dans Reis (à paraître).

83. Une étude menée en 2007 a montré que le coût global d'une réduction des émissions d'ammoniac des porcheries aux Pays-Bas, à l'aide principalement d'épurateurs d'air, est en moyenne de 0,016 euro par kilo de carcasse produite (Baltussen *et al.*, 2010). À l'époque de l'étude, seules les grandes exploitations (IPPC) disposaient déjà des techniques permettant de réduire les émissions dans une proportion de 40 à 60 % (logement et stockage). On estime que le coût va passer à 0,04 euro par kilo de carcasse en 2013, année où même les porcheries de petite taille devront être conformes aux normes concernant à la fois les émissions et le bien-être des animaux. Si l'on suppose une production de 200 kilos de viande par emplacement et par an, le coût de la réduction des émissions d'ammoniac et des mesures relatives au bien-être des animaux est de 7,2 euros par emplacement, soit 3 euros par kilo de NH₃-N supprimé. Ces deux estimations sont considérées aux Pays-Bas comme optimistes. Elles ne tiennent pas compte du fait qu'une partie de l'ammoniac conservé peut être perdue plus loin dans la chaîne de traitement du lisier.

84. Les divers systèmes de réduction des émissions exposés aux paragraphes 80 à 90 sont tous fondés sur les principes indiqués au paragraphe 69.

Techniques de la catégorie 1

85. On peut réduire de 25 % les émissions d'ammoniac en diminuant la surface émettrice grâce à l'évacuation fréquente par aspiration de tout le lisier situé dans la fosse. Lorsqu'il est possible de le faire, cette technique n'implique pas de coût.

86. Des sols partiellement en caillebotis sur 50 % de la surface émettent généralement 15 à 20 % de NH₃ en moins, particulièrement si le caillebotis est métallisé ou plastifié, ce qui constitue une surface moins collante que le béton. On peut réduire les émissions provenant de la partie pleine du sol par plusieurs moyens: surface inclinée (ou convexe) et lisse, installation des auges et abreuvoirs de manière à éviter que les parties pleines soient trop souillées et bonne climatisation (Aarnink *et al.*, 1996; Guigand et Courboulay, 2007; Ye *et al.*, 2008a, 2008b).

87. On peut réduire encore la surface émettrice en rapetissant la partie partiellement en caillebotis et la fosse située dessous. Le caillebotis étant plus petit, on peut atténuer le risque de plus grande souillure de la zone à plancher plein en installant à l'autre bout du box, à l'endroit où les animaux ont l'habitude de manger et de boire, une deuxième zone à caillebotis plus étroite située au-dessus d'un caniveau. Celui-ci est rempli d'environ 2 centimètres d'eau pour diluer toute déjection qui pourrait y tomber. Cette zone à caillebotis émettrait peu d'ammoniac du fait que toutes les déjections y seraient diluées. Ce système associant caniveau à lisier et caniveau d'eau peut réduire dans une proportion de 40 à 50 % les émissions d'ammoniac, selon la taille du caniveau.

88. On pourrait réduire les émissions dans une proportion allant jusqu'à 65 % en réduisant la surface totale émettrice grâce à la construction d'une ou deux fosses à paroi inclinée, associée à des planchers partiellement en caillebotis et à la vidange fréquente du lisier.

89. La réduction de la surface émettrice grâce à des caniveaux peu profonds en forme de V (largeur maximum 60 cm, profondeur 20 cm) peut réduire les émissions des porcheries dans une proportion de 40 à 65 %, selon la catégorie d'animaux et la présence

éventuelle de planchers particulièrement en caillebotis. Les caniveaux devraient être lavés par chasse deux fois par jour avec la partie liquide (peu épaisse) du lisier plutôt qu'avec de l'eau car le lavage à grande eau dilue les matières et augmente le coût de leur transport.

90. Pour les truies allaitantes, on peut obtenir une réduction des émissions de 65 % en réduisant la surface émettrice par la construction d'un bac sous le caillebotis du box. Ce bac est un plan incliné (au moins 3 %) avec écoulement en son point le plus bas. Le bac peut être installé dans des locaux existants mais dans la pratique il peut être assez coûteux de modifier le système d'évacuation des déjections.

91. On peut réduire les émissions de NH_3 en acidifiant le lisier pour déplacer l'équilibre chimique de NH_3 à NH_4^+ . Le lisier (surtout la partie liquide) est recueilli dans une cuve contenant un liquide acidifié (généralement de l'acide sulfurique, mais on peut mettre aussi des acides organiques) qui maintient un pH inférieur à 6. Dans les logements pour porcelets, on a observé une réduction des émissions de 60 %.

92. Le rafraîchissement de la surface du lisier à l'aide d'ailettes dans un système fermé d'échange de chaleur est une technique de la catégorie 1 présentant une efficacité de réduction des émissions de 45 à 75 % selon la catégorie d'animaux et la surface des ailettes de refroidissement. Cette technique est la plus économique si l'on peut utiliser la chaleur obtenue ainsi pour chauffer d'autres locaux tels que les logements pour porcelets sevrés (Huynh *et al.*, 2004). Dans les systèmes à lisier, cette technique peut être installée dans les bâtiments existants. En revanche, elle n'est pas applicable en présence de litière de paille ou lorsque l'alimentation contient beaucoup de fourrage grossier car il peut se former une couche de résidus flottants sur le lisier.

93. Le traitement de l'air refoulé au moyen d'épurateurs acides (principalement l'acide sulfurique) ou de filtres biologiques s'est révélé un moyen commode et efficace pour les grandes exploitations en Allemagne, au Danemark, en France et aux Pays-Bas; il est donc classé dans la catégorie 1 (Melse et Ogink, 2005; Guingand, 2009). Cette technique est la plus économique lorsqu'elle est installée dans des bâtiments neufs car la modernisation de locaux existants exige une modification coûteuse des systèmes de ventilation. Les épurateurs acides présentent une efficacité d'extraction de l'ammoniac de 70 à 90 %, selon la valeur fixée pour le pH. Les épurateurs et les filtres biologiques permettent aussi d'atténuer les odeurs et les émissions de particules dans une proportion de 75 % et de 70 % respectivement (Guingand, 2009). On aurait besoin d'un complément d'information pour déterminer si ces systèmes conviennent pour l'Europe du Sud et l'Europe centrale. Le coût d'exploitation, pour les épurateurs acides comme pour les filtres biologiques, dépend particulièrement de la consommation supplémentaire d'énergie nécessaire à la recirculation de l'eau et pour parer à la contrepression accrue qui s'exerce sur les ventilateurs. Il existe des méthodes d'optimisation permettant de réduire les coûts au minimum (Melse, Hofschereuder et Ogink, 2012), coûts qui sont inférieurs pour les grandes exploitations.

Techniques de la catégorie 2

94. Des boules flottantes placées dans les fosses à lisier peuvent réduire les émissions de 25 % en recouvrant partiellement la surface émettrice. Les déjections tombant sur les boules les font se retourner et à cause de leur surface antiadhésive la partie propre des boules pivote vers le haut. Cette technique peut être utilisée dans les bâtiments existants. Comme elle n'a pas été évaluée en dehors des Pays-Bas, elle est classée dans la catégorie 2.

95. On peut utiliser une bande transporteuse trapézoïdale installée sous le plancher à caillebotis pour évacuer le lisier fréquemment. La forme de la bande permet à l'urine de s'écouler continuellement, ce qui la sépare de l'urée contenue dans les matières fécales, et réduit au minimum la conversion (hydrolyse) de l'urée en ammoniac. Grâce à la fois à

l'extraction rapide et à une production réduite d'ammoniac, les émissions de NH_3 sont diminuées d'environ 70 % (Aarnink *et al.*, 2007). Il convient de noter qu'avec cette technique on n'a pas besoin de fosse, ce qui compense une partie des frais de construction du bâtiment. En outre, en décomposant le lisier, on peut pratiquer une bonne application de phosphore et d'azote sur les terres agricoles. Le système à bande transporteuse trapézoïdale est considéré comme une technique de la catégorie 2 parce qu'il n'a été évalué qu'aux Pays-Bas. Il serait applicable pour toutes les catégories de porcs, mais n'a été évalué que pour les bêtes d'engraissement.

Tableau 7

Techniques des catégories 1 et 2: réduction des émissions et coût des systèmes de logement à faible taux d'émission pour les porcs

<i>Technique de la catégorie 1 (sauf indication de la catégorie 2)</i>	<i>Émission d'azote (kg NH_3 /emplacement/an)</i>	<i>Réduction des émissions, (en pourcentage)</i>	<i>Coût supplémentaire (€/emplacement/an)^a</i>	<i>Coût supplémentaire (€/kg NH_3-N non émis)</i>
Truies en gestation	4,2			
Évacuation fréquente des déjections par aspiration		25	0 ^b	0 ^b
Caniveaux d'évacuation par chasse		40	33	23
Refroidissement de la surface du lisier		45	19	12
Logement (collectif) avec stalles-mangeoires et fosse à lisier à paroi inclinée		45	16	10
Boules flottant sur le lisier (catégorie 2)		25	14	16
Techniques d'épuration de l'air		70-90	22-30	8-10
Truies allaitantes	8,3			
Caniveau pour l'eau et le lisier		50	2	0,5
Bac à lisier sous-jacent		65	40-45	9
Refroidissement de la surface du lisier		45	45	15
Boules flottant sur le lisier (catégorie 2)		25	14	8
Techniques d'épuration de l'air		70-90	35-50	7-10
Porcelets sevrés	0,65			
Plancher partiellement en caillebotis avec fosse de petite taille		25-35	0	0
Évacuation fréquente du lisier par aspiration		25	0 ^b	0 ^b
Plancher partiellement en caillebotis et caniveau d'évacuation par chasse		65	5	14
Plancher partiellement en caillebotis et déversement dans un liquide acidifié		60	5	15
Plancher partiellement en caillebotis et refroidissement de la surface du lisier		75	3-4	7-10
Plancher partiellement en caillebotis et caniveau à lisier à paroi inclinée		65	2	5-6
Boules flottant sur le lisier (catégorie 2)		25	1	6-7

<i>Technique de la catégorie 1 (sauf indication de la catégorie 2)</i>	<i>Émission d'azote (kg NH₃ /emplacement/an)</i>	<i>Réduction des émissions, (en pourcentage)</i>	<i>Coût supplémentaire (€/emplacement/an)^a</i>	<i>Coût supplémentaire (€/kg NH₃-N non émis)</i>
Techniques d'épuration de l'air		70-90	4-5	8-12
Porcs en croissance – en fin de croissance	3			
Plancher partiellement en caillebotis avec fosse de petite taille		15-20	0	0
Évacuation fréquente du lisier par aspiration		25	0 ^b	0 ^b
Plancher partiellement en caillebotis avec caniveau pour l'eau et le lisier		40	2	2
Plancher partiellement en caillebotis avec caniveau à paroi inclinée pour l'eau et le lisier		60-65	3-5	2-3
Caniveau d'évacuation par chasse		40	10-15	10-15
Plancher partiellement en caillebotis et refroidissement de la surface du lisier		45	5-7	4-6
Boules flottant sur le lisier (catégorie 2)		25	2	4
Plancher partiellement en caillebotis et évacuation séparée des matières liquides et des matières solides par bande transporteuse (catégorie 2)		70	0-5	0-3
Techniques d'épuration de l'air		70-90	10-15	5-9

Note: Concernant le coût économique des techniques de réduction, voir Reis (à paraître).

^a Les chiffres sont calculés en fonction du prix des bâtiments neufs. Seuls les systèmes de refroidissement, les boules flottantes et les épurateurs peuvent être installés dans les bâtiments anciens. Se reporter au texte pour l'explication de la modernisation de ces bâtiments.

^b Si un système d'évacuation du lisier par aspiration est déjà installé.

C. Systèmes de logement pour les volailles

96. Les méthodes de réduction des émissions de NH₃ dans les poulaillers reposent sur les principes suivants:

- a) Réduction des surfaces de lisier qui émettent de l'ammoniac;
- b) Enlèvement fréquent du lisier et transfert dans une enceinte de stockage extérieure (par exemple avec un système de bande transporteuse);
- c) Séchage rapide du lisier;
- d) Utilisation de surfaces lisses et faciles à nettoyer;
- e) Traitement de l'air refoulé au moyen d'épurateurs acides ou de filtres biologiques;
- f) Abaissement de la température intérieure et de la ventilation dans la mesure où le bien-être des animaux et la production le permettent.

1. Systèmes de logement pour les poules pondeuses

97. Dans les États membres de l'Union européenne, l'évaluation des systèmes de logement pour les poules pondeuses doit tenir compte des dispositions prévues dans la Directive 1999/74/CE du Conseil, du 19 juillet 1999, qui énonce des règles minimum pour la protection des poules pondeuses. Cette directive interdit le système des cages traditionnelles à partir de 2012. Ne seront autorisés que des cages aménagées (appelées aussi «furniture cages») ou des logements sans cage tels que le système à litière (ou à litière profonde) ou la volière.

98. *Système de référence pour le logement en cage traditionnelle.* Ce système comprend une aire de stockage de déjections ouverte sous les cages. Malgré l'interdiction en vigueur dans l'Union européenne à partir de 2012, certains États membres de la CEE logent encore les poules pondeuses dans des cages traditionnelles et la plupart des rapports sur la réduction des émissions de NH₃ concernent ce type de logement considéré comme référence. Cette référence est conservée aussi pour assurer la continuité dans le calcul des inventaires des émissions.

99. *Système de référence pour les poulaillers à cages «aménagées».* Ce système peut remplacer les cages traditionnelles sans qu'il soit besoin de modifier beaucoup les bâtiments existants. Les cages aménagées donnent aux poules plus d'espace, y compris des zones pour faire un nid ou gratter le sol et des perchoirs. Les volatiles sont logés en groupes de 40 à 60 individus. Une bande transporteuse (ventilée) située sous les cages assure le plus souvent l'enlèvement des fientes. Les mesures correspondant au logement en cages aménagées sont présentées dans un tableau distinct parce que le système de référence n'est plus la cage traditionnelle, mais la cage aménagée située au-dessus d'une bande transporteuse destinée à éliminer les déjections régulièrement sans les sécher. Par souci de bien-être des animaux, les cages aménagées ne sont pas autorisées aux Pays-Bas et en Allemagne: les poules y sont placées en logement collectif dit «Kleingruppenhaltung». Le système diffère des cages aménagées par une surface plus grande par tête, des cages plus hautes et des zones mieux délimitées avec une litière et des nids. D'après Ellen et Ogink (2009), on peut leur appliquer les mêmes coefficients d'émission de NH₃ que pour les cages aménagées.

100. *Système de référence pour les poulaillers sans cage: logement en fosse profonde à sol partiellement recouvert de litière.* Les bâtiments sont habituellement équipés de fosses à déjections de 80 à 90 centimètres de hauteur recouvertes de caillebotis en bois ou en matière plastique ou de grillage. Les fientes sont collectées dans la fosse située sous le caillebotis, qui occupe les deux tiers de la surface. Le tiers restant est recouvert d'une litière composée de sable, de copeaux de bois ou de paille et utilisé pour gratter le sol et faire des bains de poussière. La densité d'occupation de ces locaux va jusqu'à neuf poules par mètre carré.

101. *Système de la volière (perchoirs).* Le bâtiment est divisé en plusieurs zones selon qu'elles sont utilisées pour manger et boire, pondre, gratter le sol et se coucher sur une litière. On augmente la surface disponible au moyen de planchers à caillebotis surélevés associés à des étagères empilées, ce qui permet d'accueillir jusqu'à 18 poules par mètre carré. Comme dans les systèmes à cages, les volières comportent des bandes transporteuses placées sous les planches pour recueillir les déjections; des bandes ventilées peuvent être installées pour recueillir, sécher et évacuer les fientes.

102. Dans certains pays, la définition du «libre parcours» comprend les systèmes à fosse profonde avec sol partiellement en litière (ou à litière profonde) ou les systèmes de volière avec accès à l'extérieur. Dans les pays où les poules «en libre parcours» sont logées sur des planchers pleins ou partiellement en caillebotis, le sol plein est recouvert de litière et les poules ont un accès limité à l'extérieur. Les fientes s'accumulent soit sur le plancher plein, soit sous la zone en caillebotis pendant la période de ponte de quatorze mois.

Techniques de la catégorie 1

103. On peut réduire les émissions d'ammoniac provenant des poulaillers en batterie ou des systèmes à caniveaux en diminuant le taux d'humidité des fientes par ventilation de la fosse à déjections.

104. La collecte des déjections sur des bandes transporteuses, puis leur enlèvement et leur stockage dans un endroit couvert situé hors du bâtiment peuvent eux aussi réduire les émissions de NH_3 , surtout si les fientes sont séchées sur les bandes par une ventilation à air pulsé. Le séchage devrait porter à une proportion de 60 à 70 % la teneur en matière sèche afin de limiter au maximum la formation de NH_3 . Si les déjections recueillies sur la bande transporteuse sont acheminées vers un tunnel de dessiccation fortement ventilé, à l'intérieur ou à l'extérieur du bâtiment, la teneur en matière sèche peut atteindre 60 à 80 % en moins de quarante-huit heures mais dans ce cas l'exposition à l'air et les émissions sont augmentées. L'évacuation hebdomadaire des déjections recueillies en vue de stockage dans un endroit couvert réduit les émissions de moitié par rapport à une évacuation toutes les deux semaines. D'une manière générale, les quantités d'ammoniac émises par les poulaillers équipés de tels systèmes dépendent des facteurs suivants: a) durée de séjour des déjections sur les bandes transporteuses; b) système de dessiccation; c) race aviaire; d) vitesse de ventilation des bandes (une vitesse faible entraîne des émissions élevées); e) composition de l'alimentation. Les volières équipées de bandes transporteuses pour collecte et évacuation fréquentes des déjections vers un lieu de stockage fermé réduisent les émissions de plus de 70 % par rapport au système des litières profondes.

105. Le traitement de l'air refoulé par les épurateurs acides ou les filtres biologiques a été employé avec succès dans plusieurs pays (Melse et Ogink, 2005; Ritz *et al.*, 2006; Patterson et Adrizal, 2005; Melse, Hofschreuder et Ogink, 2012). Les épurateurs acides suppriment 70 à 90 % du NH_3 et les filtres biologiques 70 %; ils éliminent aussi les poussières fines et les odeurs. Pour corriger la forte production de poussière, on a mis au point des épurateurs d'air à phases multiples avec filtrage préalable des particules grossières (Ogink et Bosma, 2007; Melse, Ogink et Bosma, 2008). Pourtant, certaines Parties considèrent cette technique comme relevant de la catégorie 2 seulement à cause du problème des poussières.

106. Les techniques de réduction des émissions sont présentées pour le logement en cage traditionnelle (tableau 8), le logement en cage aménagée (tableau 9) et le logement hors cage (tableau 10).

Techniques de la catégorie 2

107. L'addition régulière de sulfate d'alumine (alun) à la litière dans le logement hors cage réduit les émissions de NH_3 dans une proportion allant jusqu'à 70 % et réduit aussi les concentrations de NH_3 et de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) à l'intérieur des locaux, ce qui améliore la production. L'alun permet aussi d'atténuer les pertes de phosphore par lixiviation sur les terres engraisées au fumier. Il ressort d'études faites aux États-Unis d'Amérique que les avantages du traitement à l'alun sont le double de son coût, mais comme on ne possède pas encore d'expérience acquise dans d'autres pays, cette technique est classée dans la catégorie 2.

Tableau 8
**Systèmes de logement en cage pour les poules pondeuses (système de référence):
 techniques et potentiel de réduction des émissions de NH₃**

<i>Catégorie 1</i>	<i>Kg NH₃/an/ emplacement</i>	<i>Réduction de NH₃ (%)</i>	<i>Coût supplémentaire (€/emplacement/an)</i>	<i>Coût (€/kg NH₃-N non émis/an)</i>
Cages traditionnelles, stockage ouvert non aéré des fientes sous les cages (<i>technique de référence</i>)	0,1-0,2	-	-	-
Cages traditionnelles, stockage ouvert et aéré des déjections sous les cages pour sécher les fientes	-	30	-	0-3
Cages traditionnelles, enlèvement rapide des déjections par bande transporteuse et évacuation vers un lieu de stockage fermé	-	50-80	-	0-5
Épuration de l'air expulsé ^a	-	70-90	-	1-4

Note: On trouvera une indication du coût économique des techniques de réduction dans Reis (à paraître).

^a La réduction qui peut être obtenue est de 70 à 90 % avec les épurateurs acides et de 70 % avec les épurateurs biologiques; certains experts considèrent cette technique comme relevant de la catégorie 2.

Tableau 9
**Systèmes de logement en cage aménagée pour les poules pondeuses: techniques
 et potentiel de réduction des émissions de NH₃**

<i>Catégorie 1</i>	<i>Kg NH₃/an/ emplacement</i>	<i>Réduction de NH₃ (%)</i>	<i>Coût supplémentaire (€/emplacement/an)</i>	<i>Coût (€/kg NH₃-N non émis/an)</i>
Bandes transporteuses, deux évacuations par semaine (<i>technique de référence</i>)	0,05-0,1	-	-	-
Bandes ventilées, deux évacuations par semaine ^a	-	30-40	-	-
Bandes ventilées, évacuation plus de deux fois par semaine	-	35-45	-	0-3
Épuration de l'air expulsé ^b	-	70-90	-	2-5

Note: On trouvera une indication du coût économique des techniques de réduction dans Reis (à paraître).

^a Pourcentage de réduction dépendant de la vitesse du ventilateur de séchage.

^b La réduction qui peut être obtenue est de 70 à 90 % avec les épurateurs acides et de 70 % avec les épurateurs biologiques. Certains experts considèrent cette technique comme relevant de la catégorie 2.

Tableau 10
Systèmes de logement hors cage pour les poules pondeuses: techniques et potentiel de réduction des émissions de NH₃

<i>Techniques des catégories 1 et 2</i>	<i>Kg NH₃/an/ emplacement</i>	<i>Réduction de NH₃ (%)</i>	<i>Coût supplémentaire (€/emplacement/an)</i>	<i>Coût (€/kg NH₃-N non émis/an)</i>
Litière profonde ou fosse profonde avec litière partielle (<i>technique de référence</i>)	0,3	-	-	-
Volière, perchoirs, bande transporteuse de déjections non ventilée (catégorie 1)	-	70-85	-	1-5
Volière, bande transporteuse de déjections ventilée (catégorie 1)	-	80-95	-	1-7
Épuration de l'air expulsé ^a	-	70-90	-	6-9
Litière, caillebotis partiel, bande transporteuse de déjections (catégorie 2)	-	75	-	3-5
Litière, séchage des fientes par air pulsé	-	40-60	-	1-5
Addition régulière de sulfate d'alumine à la litière (catégorie 2)	-	70	-	?

Note: On trouvera une indication du coût économique des techniques de réduction dans Reis (à paraître).

^a La réduction qui peut être obtenue est de 70 à 90 % avec les épurateurs acides et de 70 % avec les épurateurs biologiques; certains experts considèrent cette technique comme relevant de la catégorie 2.

2. Systèmes de logement pour les poulets de chair

108. *Système de référence pour les poulets de chair:* Le système de référence pour les poulets de chair est le bâtiment traditionnel utilisé en Europe, à plancher plein entièrement recouvert d'une litière.

109. Afin de réduire au minimum les émissions de NH₃, il importe que la litière demeure sèche. L'humidité et les émissions de la litière sont influencées par les facteurs suivants:

- a) Conception et fonctionnement des abreuvoirs (fuites et débordements);
- b) Densité et poids des animaux et durée de la période d'élevage;
- c) Vitesse de ventilation, utilisation de systèmes de purification d'air et climat ambiant;
- d) Isolation du plancher;
- e) Nature et épaisseur de la litière;
- f) Alimentation.

Techniques de la catégorie 1

110. *Réduction des pertes d'eau du système d'abreuvement:* Un moyen simple de réduire les pertes d'eau consiste à utiliser des pipettes au lieu d'abreuvoirs cloches.

111. *La technique d'épuration de l'air* visant à éliminer le NH₃ de l'air de ventilation est très efficace mais n'est pas utilisée couramment à cause de son coût. Les filtres à bouchon compact et les épurateurs acides disponibles aujourd'hui aux Pays-Bas et en Allemagne permettent d'éliminer 70 à 90 % du NH₃ de l'air expulsé. Des questions de viabilité à long terme dues à la quantité élevée de poussière conduisent certaines Parties à classer cette technique dans la catégorie 2 seulement. Différents épurateurs polyvalents ont été mis au point pour éliminer aussi les odeurs et les particules (PM₁₀ et PM_{2,5}) de l'air expulsé (Zhao *et al.*, 2011; Ritz *et al.*, 2006; Patterson et Adrizal, 2005).

Techniques de la catégorie 2

112. *Séchage par air pulsé*: Une bonne réduction des émissions peut être obtenue par séchage par air pulsé mais les systèmes actuels consomment beaucoup d'énergie et pourraient produire plus de poussière. En revanche, on pourrait faire des économies de frais de chauffage grâce à une meilleure répartition de la chaleur.

113. *Système Combideck*: Ce système consiste à placer des échangeurs de chaleur dans le sol en béton: au début de la période d'engraissage, on chauffe le sol pour sécher la litière; plus tard, le sol est refroidi pour réduire l'activité microbienne, ce qui atténue la décomposition de l'acide urique. Son efficacité étant fonction des conditions locales, cette technique est classée dans la catégorie 2.

114. L'emploi d'additifs (sulfate d'alumine, micro-organismes) peut réduire les émissions de NH₃, augmenter la teneur du fumier en matières sèches et diminuer la mortalité (Aubert *et al.*, 2011), mais les résultats sont variables (McCrory et Hobbs, 2001) ou bien découlent d'essais effectués dans un seul pays (dans le cas de l'addition de sulfate d'alumine).

Tableau 11

Systèmes de logement pour les poulets de chair: techniques et potentiel de réduction des émissions de NH₃

<i>Techniques des catégories 1 et 2</i>	<i>Kg NH₃/an/ emplacement</i>	<i>Réduction de NH₃(%)</i>	<i>Coût supplémentaire (€/emplacement/an)</i>	<i>Coût (€/kg NH₃-N non émis/an)</i>
Litière profonde, bâtiment ventilé (<i>technique de référence</i>)	0,080	-	-	-
Bâtiment à ventilation naturelle ou bâtiment bien isolé à ventilation forcée avec sol entièrement recouvert de litière et équipé d'un dispositif d'abreuvement empêchant les fuites (catégorie 1)	-	20-30	-	-
Litière avec séchage des déjections à l'aide de l'air ambiant pulsé (catégorie 1)	-	40-60	-	2-4
Épuration de l'air expulsé (catégorie 1) ^a	-	70-90	-	10-15
Plancher à étages avec système de séchage par air pulsé (catégorie 2)	-	90	-	?

<i>Techniques des catégories 1 et 2</i>	<i>Kg NH₃/an/ emplacement</i>	<i>Réduction de NH₃(%)</i>	<i>Coût supplémentaire (€/emplacement/an)</i>	<i>Coût (€/kg NH₃-N non émis/an)</i>
Local à étages à faces latérales amovibles, avec séchage par air pulsé (catégorie 2)	-	90	-	?
Système Combideck (catégorie 2)	-	40	-	6

Note: Les données sur le coût économique des systèmes à faible émission sont peu nombreuses, entre autres parce qu'il n'y a encore que peu de ces systèmes en service. On trouvera une indication du coût économique des techniques de réduction dans Reis (à paraître).

^a La réduction qui peut être obtenue est de 70 à 90 % avec les épurateurs acides et de 70 % avec les épurateurs biologiques; certains experts considèrent cette techniques comme relevant de la catégorie 2.

3. Systèmes de logement pour les dindes et les canards

115. *Système de référence pour les dindes:* Le système de référence pour les dindes destinées à l'engraissement est le bâtiment traditionnel utilisé en Europe et pourvu d'un sol plein entièrement recouvert de litière dans des locaux fermés à isolation thermique et ventilation par air pulsé (comme pour les poulets de chair) ou le bâtiment à parois latérales ouvertes et à ventilation naturelle. L'enlèvement des déjections se fait à la fin de chaque période de croissance. Sur un sol entièrement recouvert de litière, l'émission d'ammoniac est de 0,680 kg NH₃-N par emplacement et par an. Dans la plupart des pays de la CEE, les dindes ne sont pas une grosse source de NH₃.

116. *Système de référence pour les canards:* Le système de référence pour les canards est le bâtiment traditionnel analogue au logement des poulets de chair. Les canards de chair produisent du lisier et les canards élevés pour le foie gras produisent des fientes solides. Parmi les autres systèmes de logement pour l'engraissement des canards, on peut citer le plancher partiellement en caillebotis et partiellement recouvert de litière ou le plancher entièrement en caillebotis. Comme les dindes, les canards ne produisent guère de NH₃ dans la région de la CEE.

117. Les techniques de réduction des émissions d'ammoniac utilisées pour l'élevage des poulets de chair peuvent être appliquées aussi pour les dindes et les canards. Toutefois, à l'exception des épurateurs, elles sont moins efficaces que pour les poulets à cause de la plus grande quantité de déjections et d'une teneur plus élevée de la litière en matière sèche. Aux Pays-Bas, l'efficacité est considérée comme étant la moitié de celle des logements pour les poulets. Pour les canards disposant de bassins pour nager (par souci du bien-être des animaux aquatiques), l'efficacité peut même être inférieure. Ces techniques sont donc classées dans la catégorie 2.

VI. Techniques de stockage du fumier

118. *Technique de référence:* L'efficacité des mesures de réduction est évaluée par rapport aux émissions provenant du même type d'enceinte de stockage, sans couverture en surface. Les émissions de référence sont supposées être de 1,4 et 2,7 kg NH₃-N par m² et par an, d'après les données correspondant aux pays d'Europe occidentale; on peut observer des valeurs plus basses lorsque le fumier est gelé pendant plusieurs mois et des valeurs plus élevées dans les pays chauds. Étant donné que les données de référence sont peu nombreuses, les Parties sont encouragées à déterminer des valeurs correspondant à leur situation propre. Le tableau 12 récapitule les différentes mesures de réduction des émissions applicables aux citernes à lisier et leur efficacité de réduction des émissions de NH₃.

119. Une fois enlevé des étables et porcheries, le lisier est en général stocké soit dans des citernes ou des silos en béton ou en acier, soit dans des fosses en terre à revêtement étanche. Ces dernières ont généralement une surface par unité de volume supérieure à celle des citernes et l'on a observé récemment une intense dénitrification naturelle dans les fosses de grande taille par suite notamment de l'action du vent. On peut réduire les émissions provenant des enceintes de stockage en diminuant la circulation de l'air à la surface par l'installation d'une couverture flottante ou solide, en laissant se former une croûte superficielle ou en approfondissant les enceintes de stockage afin de réduire la surface par unité de volume. Toutefois, la diminution de la surface n'est envisageable que pour les constructions nouvelles. Elle présente les avantages suivants: les couvertures pleines (et les toits ouvrants) empêchent la pluie de remplir la fosse, de sorte que l'on dispose d'une capacité mieux prévisible et, s'il y a moins d'eau, les frais de transport sont moins élevés; les couvertures atténuent les odeurs et la plupart atténuent aussi les émissions de gaz à effet de serre, encore que, dans certaines conditions, un couvercle en paille peut augmenter l'émission de N_2O . L'abaissement du rapport surface/volume engendre généralement les mêmes avantages que les couvertures.

120. Pour le stockage de longue durée des fientes sèches (par exemple celles des poulets de chair), il convient d'installer une étable ou un bâtiment pourvu d'un sol imperméable et d'une bonne ventilation afin de conserver le fumier au sec et de réduire encore les pertes de NH_3 .

121. Il importe de réduire les pertes de NH_3 aussi pendant l'épandage du lisier et du fumier issus des enceintes couvertes, faute de quoi les avantages du stockage à couvert vont s'évaporer comme le NH_3 .

Techniques de la catégorie 1

122. *Couvercle «étanche», toit ou structure bâchée*: Le moyen le plus éprouvé et le plus commode de réduire les émissions provenant du lisier stocké consiste à recouvrir les citernes ou silos d'un couvercle, d'un toit ou d'une structure bâchée «étanche». S'il importe que ces couvertures soient parfaitement étanches pour réduire au minimum les échanges d'air, il faut néanmoins prévoir un dispositif d'aération pour empêcher l'accumulation de gaz inflammables comme le méthane. Il faut pour cela que les citernes soient solides et en bon état dans les bâtiments existants ou bien qu'elles puissent être adaptées de manière à supporter la charge supplémentaire.

123. *Couverture flottante*: Les couvertures flottantes peuvent être des bâches en plastique, en toile, en géotextile ou tout autre matériau approprié. Elles ne sont considérées comme une technique de la catégorie 1 que pour les petites fosses en terre. Les couvertures flottantes sont difficiles à utiliser sur les citernes, surtout celles qui ont des bords élevés, car le remplissage et la vidange nécessitent beaucoup de mouvements verticaux.

124. *Les sacs de stockage* conviennent pour réduire les émissions issues du lisier dans les petites exploitations (par exemple celles qui comptent moins de 150 porcs d'engraissement); il convient de noter que le coût de cette mesure comprend à la fois la structure de stockage et la couverture.

125. *Formation d'une croûte naturelle*: En réduisant au minimum le brassage du lisier de bovins et de certains lisiers de porcins (selon l'alimentation des porcs et la teneur du lisier en matière sèche) et en introduisant du nouveau lisier sous la surface, on permet la formation d'une croûte naturelle. Les croûtes peuvent permettre de réduire sensiblement les émissions de NH_3 à peu de frais ou sans frais tant que la croûte est suffisamment épaisse et qu'elle recouvre toute la surface. L'efficacité de réduction des émissions dépend de la nature et de la durée de la croûte (Misselbrook *et al.*, 2005a; Smith *et al.*, 2007). La réduction à l'aide d'une croûte naturelle est une technique qui convient uniquement aux

exploitations qui n'ont pas besoin de mélanger souvent leur fumier en vue d'un épandage fréquent et qui possèdent des lisiers produisant une croûte.

126. Les boules LECA (agrégats légers d'argile expansée) et les couvercles Hexa-Cover peuvent être appliqués facilement sur le lisier de porcine ne formant pas de croûte ou sur le digestat de digesteurs anaérobiques. Une récente étude des méthodes de réduction (van der Zaag *et al.*, 2012) propose de classer ces dispositifs dans la catégorie 1 car ils ne présentent aucun des problèmes liés aux bâches tels que l'accumulation d'eau et les déchirures. En outre, ils sont faciles à poser.

127. *Remplacement des fosses en terre par des citernes ou des silos*: Le remplacement de fosses en terre peu profondes par des citernes ou des silos plus profonds permet de réduire les émissions dans une certaine proportion parce que la surface par unité de volume est plus petite. Cette méthode pourrait être un moyen efficace (quoique coûteux) de réduction du NH₃, surtout si les citernes sont protégées par un couvercle, un toit ou une structure bâchée (techniques de la catégorie 1). Il est difficile de chiffrer le coût-efficacité de cette méthode car il est fortement tributaire des caractéristiques de la fosse ou de la citerne. En particulier, il est malaisé de mélanger le lisier dans les structures de grande hauteur.

Tableau 12

Mesures de réduction des émissions d'ammoniac provenant du stockage du lisier de bovins et de porcins

<i>Mesure de réduction</i>	<i>Réduction des émissions de NH₃ (%)</i>	<i>Applicabilité</i>	<i>Coûts (OPEX) (€/m³/an)^a</i>	<i>Coûts supplémentaires (€/kg de NH₃-N non émis)^a</i>
Stockage sans couverture ni croûte (référence)	0		-	-
Couvercle étanche, toit ou structure bâchée (catégorie 1)	80	Citerne ou silo en béton ou en acier. Peut ne pas convenir pour les installations existantes.	2-4	1,0-2,5
Bâche matière plastique ^b (couverture flottante) (catégorie 1)	60	Petites fosses en terre	1,5-3	0,6-1,3
Formation d'une croûte naturelle en réduisant le brassage et l'apport de lisier sous la surface (couverture flottante) (catégorie 1)	40	Uniquement pour lisiers à teneur plus élevée en matière fibreuse. Ne convient pas dans les exploitations où il est nécessaire de mélanger et de briser la croûte afin d'étendre plus souvent le fumier sur le sol. Dans les climats frais, il ne se forme pas toujours une croûte sur le lisier de porcine.	0	0

Mesure de réduction	Réduction des émissions de NH ₃ (%)	Applicabilité	Coûts (OPEX) (€/m ³ /an) ^a	Coûts supplémentaires (€/kg de NH ₃ -N non émis) ^a
Remplacement de la fosse en terre, etc., par une citerne couverte ou une citerne ouverte à bords hauts (>3 m de hauteur) (catégorie 1)	30-60	Seulement dans les nouvelles constructions et sous réserve des restrictions en matière de planification imposées aux structures de grande hauteur	15 (environ 50 % du coût de la citerne)	-
Sac de stockage (catégorie 1)	100	Les dimensions de sac disponibles peuvent limiter l'utilisation pour les grandes exploitations	2,5 (y compris coût du stockage)	-
Boules LECA flottantes, «Hexa-Cover» (catégorie 1)	60	Ne convient pas pour le lisier à croûte	1-4	1-5
Bâche en matière plastique ^b (couverture flottante) (catégorie 2)	60	Grandes fosses en terre et citernes en béton ou en acier. L'utilisation de cette technique peut être limitée par des facteurs de gestion ou autres.	1,5-3	0,5-1,3
Couvertures flottantes «rudimentaires» (par exemple paille broyée, tourbe, écorce, etc.) (catégorie 2)	40	Citernes et silos en béton ou en acier. Probablement inapplicables sur les fosses en terre de grandes dimensions. Inapplicables si les matériaux risquent de provoquer des problèmes de gestion du lisier.	1,5-2,5	0,3-0,9

Note: On trouvera une explication du coût économique des techniques de réduction dans Reis (à paraître).

^a Calculé pour le stockage de lisier de porcins dans des dispositifs d'une capacité de 500 à 5 000 m³ dans les régions tempérées d'Europe centrale. La référence est le lisier sans croûte.

^b La couverture peut être constituée d'une feuille plastique, de bâches en toile ou de tout autre matériau approprié.

Techniques de la catégorie 2

128. *Couvertures flottantes (sauf pour les fosses en terre de petite taille):* Il existe toute une gamme de couvertures flottantes faites de matériaux perméables ou imperméables, qui peuvent réduire les émissions de NH₃ provenant du lisier stocké en empêchant le contact avec l'air. Cependant, leur efficacité et leur commodité d'utilisation n'ont pas été suffisamment testées, sauf pour les bâches en plastique placées sur les petites fosses en terre, et varient probablement selon les modes de gestion et d'autres facteurs. À titre d'exemple, on peut citer les bâches en plastique, la paille broyée et la tourbe. Les couvertures flottantes imperméables nécessitent un dispositif d'aération et un dispositif

permettant de vider l'eau de pluie qui s'y dépose; les couvertures flottantes en matériaux perméables doivent être solidement attachées pour résister au vent et les deux types de couverture doivent permettre les mouvements verticaux pendant le remplissage et la vidange des citernes. La solidité des couvertures flottantes n'a pas été bien testée. Ces matériaux flottants peuvent gêner l'homogénéisation du lisier avant son épandage ou gêner l'épandage lui-même. Cette méthode demande à être mise au point et perfectionnée.

129. *Couverture du fumier de ferme*: Il y a peu de moyens de réduire les émissions de NH_3 produites par le fumier stocké des bovins et des porcins. Des expériences ont montré qu'en recouvrant les tas de fumier d'une feuille en matière plastique, on peut réduire sensiblement les émissions de NH_3 sans augmentation notable des émissions de méthane ou d'hémioxyde d'azote (Chadwick, 2005; Hansen, Henriksen et Sommer, 2006). Actuellement, cette technique est classée dans la catégorie 2, car il est nécessaire d'en expérimenter davantage l'efficacité de réduction et la commodité d'utilisation.

VII. Techniques d'application du fumier

130. *Technique de référence*. La référence pour les techniques d'application des engrais animaux est définie comme l'application de lisier ou de fumier non traité sur toute la surface du sol (fumure de surface) sans que cette application soit suivie d'un enfouissement et sans rechercher des conditions qui contribuent à réduire les émissions de NH_3 . Pour le lisier, par exemple, on utilise habituellement un camion-citerne muni d'une buse et d'un dispositif assurant la distribution par projection. Pour le fumier, la technique de référence consiste à laisser l'engrais à la surface du sol sans enfouissement.

131. Les émissions de NH_3 avec la technique de référence, exprimées en pourcentage de l'azote ammoniacal total, sont généralement comprises entre 40 et 60 % (bien que des pourcentages inférieurs ou supérieurs soient également fréquents). Elles varient en fonction de la composition du lisier ou du fumier ainsi que des conditions météorologiques et pédologiques. Normalement, les émissions diminuent lorsque l'évapo-transpiration (température de l'air, vitesse du vent, rayonnement solaire) et la teneur du lisier en matière sèche diminuent ou lorsque la concentration en azote ammoniacal total et le taux d'application augmentent. Elles varient par ailleurs selon le type de fumier. Elles dépendent également des conditions pédologiques, qui ont une incidence sur la vitesse d'infiltration. Par exemple les émissions seront moins importantes si les sols sont secs, bien drainés et de texture grossière et permettent donc une infiltration plus rapide que s'ils sont humides et compacts (Søgaard *et al.*, 2002). Toutefois, si les sols sont très secs, ils peuvent devenir hydrophobes, ce qui limite l'infiltration et par voie de conséquence accroît les émissions.

132. *Efficacité des mesures de réduction des émissions*. Les émissions varient en fonction de la composition du lisier et du fumier ainsi que des conditions météorologiques et pédologiques. L'efficacité des mesures de réduction variera aussi en fonction de ces facteurs. En conséquence, les pourcentages indiqués au tableau 14 ne sont que des moyennes provenant de nombreuses études menées dans divers pays dans des conditions très diverses. La valeur absolue des émissions de NH_3 correspondant aux techniques de référence varie dans le temps et dans l'espace en fonction de l'évolution des conditions environnementales. Celles-ci ont également une incidence sur la valeur absolue des émissions de NH_3 obtenues avec les diverses techniques de réduction et les niveaux relatifs d'émission étant comparables, l'avantage apporté par ces dernières est exprimé en pourcentage de réduction par rapport aux techniques de référence.

133. Les techniques de la catégorie 1 font appel à des machines pour réduire sensiblement la surface exposée du lisier appliqué en surface ou pour injecter ou enfouir le lisier ou le fumier. Le coût de ces techniques est compris entre 0,1 et 5 euros par kilo de $\text{NH}_3\text{-N}$ non

émis, l'enfouissement immédiat, s'il est possible (par exemple sur des terres arables nues), étant la méthode la moins onéreuse. Les estimations sont très sensibles à la taille de l'exploitation: d'importantes économies d'échelle sont possibles sur les grandes exploitations, en cas de partage du matériel entre plusieurs exploitations ou encore en cas de recours à des sous-traitants spécialisés. Les techniques de la catégorie 1 sont les suivantes:

- a) L'épandage en bandes par tuyau ou sabot traîné;
- b) L'injection dans des sillons ouverts;
- c) L'injection dans des sillons fermés;
- d) L'enfouissement des engrais appliqués en surface;
- e) La dilution du lisier d'au moins 50 % dans des systèmes d'irrigation à faible pression.

134. L'efficacité moyenne pour chacune des techniques par rapport à la technique de référence ainsi qu'une indication de son coût sont données au tableau 13 pour ce qui concerne le lisier et au tableau 15 pour ce qui concerne le fumier.

Tableau 13

Techniques de réduction de la catégorie 1 concernant l'épandage de lisier⁸

<i>Mesure de réduction</i>	<i>Utilisation des terres</i>	<i>Réduction des émissions (%)^a</i>	<i>Facteurs ayant une incidence sur la réduction des émissions</i>	<i>Applicabilité par rapport à la référence</i>	<i>Coût (€/Kg NH₃ non émis/an)</i>
a) i) Épandage en bandes par tuyau traîné	Prairies/ terres arables	30-35	Un couvert végétal important entraînera une réduction plus grande, en fonction de la précision de l'épandage et de l'ampleur de la contamination des herbages	Utilisation moins adaptée lorsque la déclivité est supérieure à 15 % Peut être utilisée sur des cultures semencières et les unités de grande largeur peuvent être compatibles avec un système de culture par bandes	-0,5-1,5 (le coût peut être moins élevé si le matériel utilisé est de conception et de fabrication locales)
ii) Épandage en bandes par sabot traîné	Prairies/ terres arables (avant ensemencement) et cultures en ligne	30-60	Un couvert végétal plus important entraînera une réduction, en fonction de la précision de l'épandage et de l'ampleur de la contamination des herbages	Inadaptée pour les cultures semencières, mais peut être utilisée à la phase de rosette et pour les cultures en ligne	-0,5-1,5

⁸ On entend par lisier un fumier liquide contenant généralement moins de 12 % de matière sèche. En cas de teneur en matière sèche plus importante ou de teneur élevée en résidus de culture fibreux, il peut être nécessaire de procéder à un traitement préalable (par exemple addition d'eau ou déchiquetage) ou utiliser le lisier comme un fumier (tableau 15). Les coûts indiqués reposent sur l'hypothèse d'une utilisation moyenne ou élevée du matériel. En cas d'utilisation peu importante, les coûts de réduction unitaires pourraient être plus élevés.

<i>Mesure de réduction</i>	<i>Utilisation des terres</i>	<i>Réduction des émissions (%)^a</i>	<i>Facteurs ayant une incidence sur la réduction des émissions</i>	<i>Applicabilité par rapport à la référence</i>	<i>Coût (€/Kg NH₃ non émis/an)</i>
b) Injection dans des sillons ouverts	Prairies	70	Profondeur d'injection ≤5 cm	Inadaptée dans les cas suivants: déclivité >15 %; sols fortement pierreux, sols peu profonds, sols très argileux (>35 %) et très secs, sols tourbés (teneur en matière organique >25 %), sols drainés par canalisation susceptibles de lixiviation	-0,5-1,5
c) Injection dans des sillons fermés	Prairies/ terres arables	80 (profondeur du sillon: 5-10 cm) 90 (profondeur de l'injection >15 cm)	Sillons bouchés	Inadaptée dans les cas suivants: déclivité >15 %, sols fortement pierreux, sols peu profonds, sols très argileux (>35 %) et très secs, sols tourbés (teneur en matière organique >25 %), sols drainés par canalisation susceptibles de lixiviation	-0,5-1,2
d) Enfouissement du lisier répandu en surface	Terres arables	Immédiatement par labour = 90			-0,5-1
		Immédiatement par culture sans inversion (par exemple disquage = 70)			-0,5-1
		Enfouissement dans les quatre heures = 45-65	L'efficacité dépend de la méthode d'application et des conditions météorologiques entre le moment de l'application et celui de l'enfouissement	L'efficacité dépend de la méthode d'application et des conditions météorologiques entre le moment de l'application et celui de l'enfouissement	-0,5-1
		Enfouissement dans les vingt-quatre heures = 30	L'efficacité dépend de la méthode d'application et des conditions météorologiques entre le moment de l'application et celui de l'enfouissement	L'efficacité dépend de la méthode d'application et des conditions météorologiques entre le moment de l'application et celui de l'enfouissement	-0-2
e) Dilution active du lisier pour ramener la teneur en matière sèche de >4 % à <2 % en vue d'une utilisation dans des systèmes d'irrigation	Terres arables/ prairies	30	La réduction des émissions est proportionnelle à la dilution. Une réduction de 50 % de la teneur en matière sèche est nécessaire pour obtenir une réduction des émissions de 30 %	Limitée aux systèmes d'irrigation à faible pression (pas de canons à eau «big guns»). Ne convient pas si l'irrigation n'est pas nécessaire	-0,5-1

Note: Les mesures de réduction renvoient aux techniques visées au paragraphe 133.

^a Réductions moyennes considérées comme réalisables dans l'ensemble de la région de la CEE. Les écarts importants tiennent aux différences techniques, de gestion, aux conditions météorologiques, etc.

Tableau 14

Techniques de réduction de la catégorie 1 concernant l'épandage de fumier⁹

<i>Mesure de réduction</i>	<i>Utilisation des terres</i>	<i>Réduction des émissions (%)^a</i>	<i>Facteurs ayant une incidence sur la réduction des émissions</i>	<i>Limites de l'applicabilité par rapport à la référence</i>	<i>Coût (€/Kg NH₃ non émis/an)</i>
Enfouissement du fumier répandu en surface	Terres arables	Immédiatement par labour = 90	Degré d'enfouissement	-	-0,5-1
		Immédiatement par culture sans inversion = 60	Degré d'enfouissement	-	0-1,5
		Enfouissement dans les quatre heures = 45-65	Degré d'enfouissement: l'efficacité dépend du moment de l'épandage et des conditions météorologiques entre l'épandage et l'enfouissement.	Degré d'enfouissement: l'efficacité dépend du moment de l'épandage et des conditions météorologiques entre l'épandage et l'enfouissement.	0-1,5
		Enfouissement dans les douze heures = 50	Degré d'enfouissement: l'efficacité dépend du moment de l'épandage et des conditions météorologiques entre l'épandage et l'enfouissement.	Degré d'enfouissement: l'efficacité dépend du moment de l'épandage et des conditions météorologiques entre l'épandage et l'enfouissement.	0,5-2
		Enfouissement dans les vingt-quatre heures = 30	Degré d'enfouissement: l'efficacité dépend du moment de l'épandage et des conditions météorologiques entre l'épandage et l'enfouissement.	Degré d'enfouissement: l'efficacité dépend du moment de l'épandage et des conditions météorologiques entre l'épandage et l'enfouissement.	0,5-2

^a Réductions considérées comme réalisables dans l'ensemble de la région de la CEE.

135. L'efficacité moyenne pour les techniques a) à c) est valable pour les types de sol et les conditions pédologiques qui permettent l'infiltration de liquides et pour de bonnes conditions de déplacement des machines.

136. Les tableaux 13 et 14 indiquent également les facteurs dont il convient de tenir compte au moment du choix d'une technique particulière. Ces facteurs sont notamment le type de sol et les conditions pédologiques (profondeur, présence de cailloux, humidité, conditions de déplacement), la topographie (déclivité, taille du terrain, planéité) ainsi que le type et la composition de l'engrais (lisier ou fumier). Certaines techniques sont d'utilisation plus générale que d'autres. Les coûts additionnels sont négligeables si les sols doivent de toute façon être labourés ou cultivés, mais pour obtenir une réduction des émissions le

⁹ On entend par fumier solide un fumier non fluidifiable d'une teneur en matière sèche généralement supérieure à 12 %.

labourage ou la mise en culture doit être réalisé directement après épandage, ce qui pourrait nécessiter des ressources additionnelles.

137. Pour ce qui concerne les techniques a) à c), on fait l'hypothèse que la superficie du lisier exposée aux conditions météorologiques est réduite d'au moins 75 % par confinement en lignes/bandes espacées d'environ 250 (± 100) millimètres. Le lisier est distribué par des tuyaux d'un diamètre relativement faible (en général 40 à 50 mm). La plupart des machines utilisées sont dotées de systèmes de filtration, de déchiquetage et d'homogénéisation du lisier, ce qui limite les risques d'obstruction de tuyaux étroits provoquée par un lisier très visqueux ou contenant de grosses quantités de fibres ou d'objets étrangers tels que des pierres. Les épandeurs en bande et les injecteurs sont généralement montés à l'arrière d'une citerne, laquelle est tirée par un tracteur ou fait partie d'une machine automotrice. Il est également possible de fixer l'applicateur à l'arrière d'un tracteur, le lisier étant alors acheminé par un long tuyau «ombilical» partant d'une cuve ou d'une enceinte de stockage fixe, ce qui peut permettre de réduire le compactage du sol provoqué par la présence de lourdes citernes.

138. **Épandage en bandes à la surface du sol ou au-dessus du sol.** L'épandage en bandes à la surface ou au-dessus du sol peut être réalisé au moyen d'équipement généralement appelé «tuyau traîné» ou «sabot traîné» selon l'absence (tuyau) ou la présence (sabot), à la sortie de chaque tuyau, d'un «sabot» qui glisse (ou flotte) à la surface du sol en n'y pénétrant que peu ou pas du tout. Le tuyau ou le sabot est destiné à retirer de l'herbage tout résidu de culture afin de pouvoir déposer le lisier directement à la surface du sol. L'efficacité généralement considérée comme supérieure des systèmes à sabot traîné (J. Webb *et al.*, 2010) tient au fait que le lisier est déposé en bandes plus étroites, davantage en contact avec le sol et moins en contact avec des matériaux végétaux vivants ou morts dans la mesure où le sabot repousse plus efficacement ces matériaux que le tuyau, même si ce dernier est situé très près du sol. L'avantage comparatif des systèmes à sabot est particulièrement marqué lorsque le couvert végétal est haut, et donc moins contaminé. Les deux systèmes peuvent être utilisés dans diverses situations, en particulier les systèmes à tuyau qui sont moins contraignants car ils ne provoquent pas de dommages aux cultures et se prêtent au travail en bandes. Tous deux permettent une application plus uniforme du fumier et sont moins sensibles au vent que le système de référence. Ils permettent aussi de disposer de davantage de temps pour l'épandage, qui peut en outre être réalisé plus près des limites du champ sans grand risque de contamination des zones adjacentes.

139. **Application par tuyau traîné.** Cette technique permet de déverser le lisier directement sur le sol, ou juste au-dessus, par une série de tubes suspendus à faible hauteur (<150 mm) au-dessus du sol ou de tuyaux souples traînés en surface. La largeur d'épandage est généralement comprise entre 6 et 12 mètres, mais des machines pouvant atteindre 24 mètres de large sont disponibles dans le commerce. Cette largeur utile (qui suppose que les bras puissent être repliés manuellement ou électriquement pour le transport) est beaucoup plus grande que celle du système de référence à «distribution par projection» (6-9 m), ce qui donne à la méthode d'épandage par tuyau traîné un net avantage. L'espacement entre les bandes (de centre à centre) est généralement de 250 à 350 millimètres. La technique est utilisable sur les herbages et les terres labourées et peut être utilisée avec un dispositif en bandes. Les tuyaux peuvent se boucher si le lisier contient trop de matière sèche (>7 à 10 %) ou des particules solides de grande taille. Ce problème peut généralement être évité par adjonction d'un mécanisme de déchiquetage ou de distribution qui rend l'épandage plus uniforme, ce qui améliore l'utilisation des nutriments mais se traduit par un coût et un entretien plus importants. Le matériel de déchiquetage/de distribution peut fréquemment être conçu et fabriqué localement, ce qui signifie que les coûts peuvent être relativement faibles.

140. **Application par sabot traîné.** Cette technique est surtout applicable aux herbages et aux cultures arables au premier stade ou en alignement largement espacé. La largeur d'épandage est généralement limitée à 6-8 mètres ce qui, de même qu'avec le système de référence, ne permet pas une utilisation dans le cas de cultures combinées, dont les bandes sont généralement espacées de 12 ou de 24 mètres. Elle n'est pas recommandée pour le traitement des cultures semencières uniformes, où le sabot peut endommager les plants de manière excessive. Les feuilles et les tiges des graminées sont écartées par un sabot étroit traîné sur le sol, et le lisier est déposé en bandes étroites sur la surface avec un espacement généralement compris entre 200 et 300 millimètres. Les réductions d'émission d'ammoniac sont les plus importantes lorsque les bandes de lisier sont partiellement protégées par le couvert végétal. L'applicabilité est toutefois limitée en cas de présence importante de pierres sur le sol. De grosses quantités de résidus de culture, par exemple sur des terrains non préparés, s'accumuleront sur le sabot et gêneront son passage.

141. Le potentiel de réduction des émissions de NH_3 offert par les machines à tuyau traîné ou à sabot traîné est plus important lorsque le lisier est déposé sous un couvert végétal déjà bien développé plutôt que sur le sol nu, étant donné que les cultures assurent une plus grande résistance du lisier aux turbulences créées par le vent et le protègent du rayonnement solaire. En général, les systèmes à sabot traîné sont plus efficaces, très probablement parce que certaines méthodes à tuyau traîné de même que leurs conditions d'application contaminent davantage le couvert végétal. Il faut éviter de contaminer le couvert végétal, quelle que soit la méthode utilisée, ce qui en outre contribue à la qualité des herbages.

142. **Injection – sillon ouvert.** Cette technique est applicable surtout sur les herbages ou sur des sols très peu préparés avant les semis. Des lames de différentes formes ou des coutres circulaires sont utilisés pour ouvrir des sillons dans le sol jusqu'à 50 millimètres de profondeur, dans lesquels le lisier est injecté. L'espace entre les sillons est habituellement compris entre 200 et 400 millimètres et la largeur de travail est généralement égale ou inférieure à 6 mètres. Afin de réduire véritablement les émissions de NH_3 et d'accroître l'apport en azote pour les cultures, tout en limitant les dommages aux cultures, le lisier doit être injecté à une profondeur d'environ 50 millimètres, et l'espacement entre les dents d'injection doit être égal ou inférieur à 300 millimètres. De plus, le taux d'épandage doit être ajusté de façon à éviter que le lisier déborde du sillon. Cette technique ne s'applique ni aux sols pierreux ni aux sols très peu profonds ou compactés, où il est impossible de réaliser une pénétration uniforme jusqu'à la profondeur voulue. Une forte déclivité peut également en limiter les possibilités d'application en raison du risque d'écoulement le long des sillons. Les systèmes par injection nécessitent des tracteurs plus puissants que les systèmes d'épandage en bandes.

143. **Injection – sillon fermé.** L'injection peut être relativement peu profonde (50 à 100 mm) ou profonde (150 à 200 mm). Après l'injection, le lisier est complètement recouvert par fermeture des sillons à l'aide de roues plombeuses ou de rouleaux fixés derrière les dents injectrices. Une injection profonde est nécessaire lorsque le volume d'engrais est important, afin d'éviter que le lisier ne remonte à la surface. L'injection à faible profondeur est plus efficace en termes de réduction des émissions d'ammoniac, mais suppose que le type et la condition du sol permettent une fermeture effective des sillons. La technique est donc moins largement applicable que celle des sillons ouverts. Certains injecteurs profonds sont composés d'une série de dents munies d'ailettes latérales ou «soc sarcleur» pour faciliter la dispersion latérale et la pénétration du lisier dans le sol, ce qui permet d'obtenir des taux d'épandage relativement élevés. L'espacement des dents est généralement de 250 à 500 millimètres, et la largeur de travail est inférieure ou égale à 4 mètres. Bien que cette technique permette d'obtenir une forte réduction des émissions, elle est essentiellement réservée aux terres arables avant semis et aux cultures largement espacées (par exemple le maïs) car les dégâts causés par les machines peuvent réduire les rendements de l'herbage dans les prairies ou des cultures semencières. Son utilisation est également limitée par la

profondeur des sols, la présence d'argile ou de pierres, la déclivité du terrain, la nécessité d'utiliser une force de tractage élevée et un risque plus élevé de lixiviation, notamment sur les sols drainés par canalisations en poterie.

144. **Enfouissement du fumier et du lisier appliqués en surface.** L'enfouissement du fumier ou du lisier appliqué en surface, par labourage ou culture peu profonde, constitue une méthode efficace de réduction des émissions d'ammoniac. L'efficacité est maximale lorsque l'enfouissement est total (tableau 14). Le labourage permet des réductions plus importantes que l'utilisation d'autres types de machines dans le cas de cultures peu profondes. Cette technique est limitée aux terres arables. Elle ne peut pas être utilisée sur les prairies permanentes, mais peut l'être lors du passage de l'état de prairie à une culture arable (en cas de rotation par exemple) ou lors du réensemencement, bien que les besoins en nutriments puissent être peu élevés dans ces deux cas. Elle est également moins applicable si les cultures sont peu profondes. Ce n'est possible qu'avant le semis. Il constitue la principale technique de réduction des émissions liées à l'application de fumier sur des sols arables, mais de nouveaux systèmes d'enfouissement de fumier de volaille dans l'herbe sont testés en Amérique du Nord. Il constitue également une technique efficace pour le lisier lorsque l'injection dans des sillons fermés n'est pas possible ou présente un risque de lixiviation. Toutefois, la culture réduit les macropores, ce qui peut contribuer à la lixiviation. L'intérêt de cette méthode a été démontré dans de nombreuses études, menées notamment en Fédération de Russie (Eskov *et al.*, 2001).

145. L'ammoniac se dégage rapidement (en quelques heures ou en quelques jours) une fois que le fumier est étalé en surface, si bien que l'on obtient un meilleur taux de réduction des émissions lorsque l'enfouissement a lieu juste après l'épandage, ce qui nécessite fréquemment un second tracteur qui doit suivre de près l'épandeur de fumier. Si cela n'est pas possible faute de main-d'œuvre ou de matériel, par exemple dans les petites exploitations, le fumier doit être enfoui dans les quatre heures suivant l'épandage, mais l'efficacité en termes de réduction des émissions est alors moins grande (tableau 14). L'enfouissement dans les vingt-quatre heures sera encore moins efficace, mais offre une plus grande souplesse d'un point de vue agronomique, ce qui peut présenter un intérêt particulier pour les petites exploitations. Il est essentiel de procéder rapidement à l'enfouissement lorsque le fumier est appliqué en milieu de journée par temps chaud. L'épandage et l'enfouissement peuvent se faire avec une seule et même machine. Cette solution donne de bons résultats, à condition que moins de 25 % du fumier reste exposé à l'air libre.

146. **Dilution du lisier pour utilisation dans les systèmes d'irrigation.** Les émissions d'ammoniac provenant de lisiers dilués et contenant peu de matière sèche sont généralement moins abondantes que celles des lisiers non dilués du fait d'une infiltration plus rapide dans le sol (voir par exemple Stevens et Laughlin, 1997; Misselbrook *et al.*, 2004). Une technique de réduction des émissions consiste donc à ajouter à l'eau d'irrigation des herbages ou des cultures arables des doses de lisiers calculées de manière à correspondre à leurs besoins en éléments nutritifs. Le lisier est pompé dans les cuves, injecté dans la conduite d'eau d'irrigation et amené jusqu'à un asperseur à faible pression, fixe ou mobile (canon à haute pression) qui pulvérise le mélange sur le sol. Le taux de dilution peut atteindre 50:1 (eau: lisier). Cette technique est classée dans la catégorie 1 dans la mesure où il s'agit d'une dilution active à un taux au moins égal à 50 % (c'est-à-dire dans des proportions équivalentes d'eau et de lisier) permettant de réduire les émissions d'au moins 30 %, et lorsque l'irrigation est nécessaire. Si le lisier a une teneur en matière sèche de 4 %, celle-ci devra être ramenée à 2 % au maximum (voir fig. 1). Pour que cette technique soit considérée comme relevant de la catégorie 1, les conditions suivantes doivent être remplies:

a) Le lisier est dilué au moins à 50 % avec de l'eau en vue de son utilisation dans un dispositif d'irrigation. Cela signifie que la dilution ne devrait pas être simplement le résultat de mauvaises méthodes de gestion, telles que le stockage en fosse peu profonde à l'air libre et dans

laquelle vient s'accumuler l'eau de pluie. Ce type de stockage est découragé car il constitue une importante source potentielle d'émissions difficiles à limiter par simple couverture;

b) Les conditions doivent être telles qu'il est possible d'irriguer afin de répondre aux besoins en eau des cultures. Une dilution du lisier alors qu'un apport d'eau est inutile augmente les coûts de transport et peut aggraver la lixiviation des nitrates;

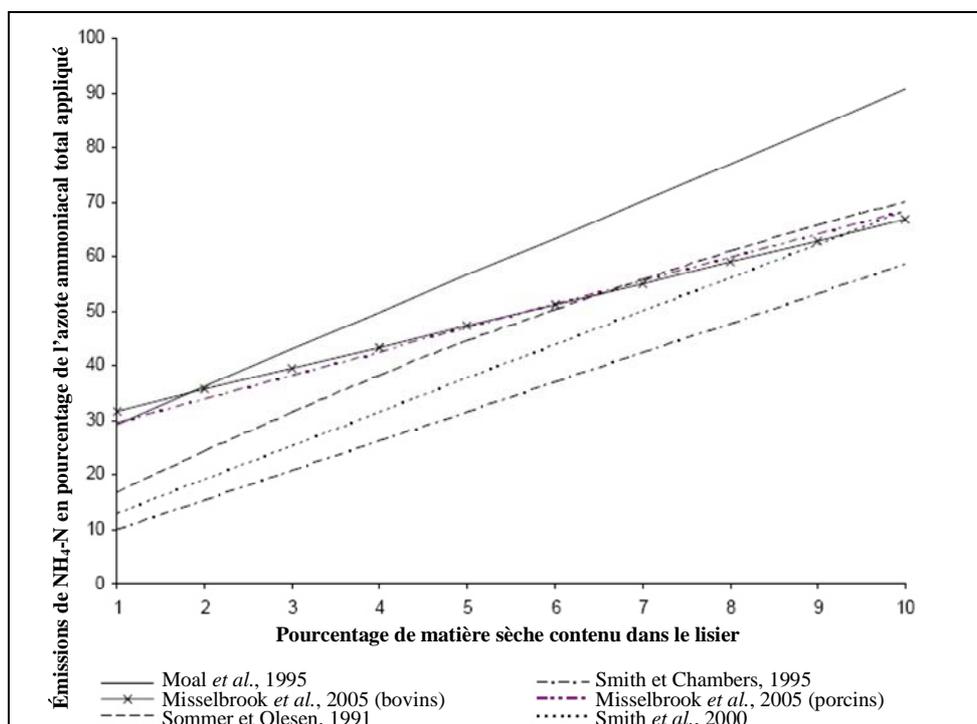
c) Les quantités de lisier sont calculées de façon à répondre aux besoins en éléments nutritifs. La méthode ne devrait pas être considérée comme un moyen facile de se débarrasser du lisier avec comme risque une utilisation excessive d'engrais et une lixiviation des nitrates ou un écoulement du lisier, notamment en cas de déclivité;

d) Les conditions pédologiques doivent permettre une absorption rapide du lisier dilué parce qu'il n'existe pas d'obstacle physique à l'infiltration, tel qu'une forte teneur en eau, une structure pédologique de mauvaise qualité ou fine, ou encore d'autres caractéristiques des sols qui freinent l'infiltration des liquides, et le taux d'infiltration ne doit pas diminuer avec l'application de volumes importants.

147. D'autres méthodes de réduction de la teneur en matière sèche peuvent se révéler utiles pour réduire les émissions d'ammoniac. Il s'agit notamment de la digestion anaérobie et de la séparation des fractions solide et liquide. Étant donné qu'elles ont tendance à accroître le pH de la fraction contenant le moins de matière sèche et à produire une boue à teneur plus élevée en matière sèche, ces méthodes ne relèvent pas de la catégorie 1 mais de la catégorie 2, c'est-à-dire qu'elles impliquent la vérification de la réduction des émissions.

Figure 1

Rapport entre le pourcentage d'azote ammoniacal total émis sous forme de NH_3 pendant l'application du lisier et la teneur en matière sèche (en pourcentage en poids) du lisier, d'après six estimations



Note: Les émissions de NH_3 soient encore importantes lorsque la teneur en matière sèche est de 1 % (10 à 30 % de l'azote ammoniacal total perdu par volatilisation), mais une réduction de 50 % de cette teneur permettra d'obtenir approximativement une réduction de 30 % des émissions moyennes de NH_3 .

148. **Autres avantages des techniques de réduction des émissions de NH₃ liées à l'épandage de lisier et de fumier.** La mesure expérimentale de l'augmentation du rendement en azote du fumier associée à une réduction des émissions de NH₃ a donné des résultats variables (J. Webb *et al.*, 2010), ce qui s'explique peut-être en partie par la difficulté inhérente à toute tentative de détecter une réaction significative des cultures à l'ajout d'engrais faiblement azotés lorsque les taux de minéralisation azotée du sol sont relativement élevés. Dans la pratique, la réduction des émissions de NH₃ se traduit par une réduction du taux d'application d'azote additionnel. Bien que l'absorption de NH₃-N par la culture soit variable, on peut considérer que l'azote ammoniacal total qui ne se volatilise pas est potentiellement équivalent à un engrais azoté chimique. Par conséquent, on peut considérer aussi qu'une réduction des pertes de NH₃ permet de réduire l'apport d'engrais chimiques dans la même proportion.

149. L'épandage en bandes et les techniques d'injection ainsi que l'enfouissement rapide du fumier réduisent considérablement l'odeur dégagée par l'épandage, qui peut ainsi être réalisé dans des zones ou à des moments où il n'aurait pas été possible en raison des plaintes auxquelles il aurait donné lieu.

150. L'épandage en bandes et l'injection permettent une application plus précise du lisier que la technique de référence. Le lisier est en effet réparti également dans des tuyaux espacés à intervalle régulier avec une largeur d'aspersion fixe alors que l'application par le système de distribution par projection (c'est-à-dire le système de référence) est souvent plus irrégulière en fonction de la conception et de l'état du projecteur. En outre, la largeur d'aspersion est parfois plus variable (par exemple à cause du vent) avec pour conséquence un alignement imparfait des bandes adjacentes et une application moins précise le long des limites du champ. La plus grande précision potentielle de l'application accroît l'efficacité du lisier en tant que source d'éléments nutritifs. De plus, elle réduit les risques de pollution par les nitrates ou le phosphore et de pollution microbienne dans la mesure où elle permet d'éviter les éclaboussures de lisier dans des zones adjacentes, telles que les cours d'eau.

151. La possibilité d'application du lisier au moyen de la technique de référence (application en nappe) est limitée par le risque de détérioration ou de baisse de qualité des cultures lié à la contamination par le lisier. L'épandage en bandes et l'injection limitent la pollution des herbages et par conséquent permettent d'appliquer le lisier sur une plus grande hauteur du couvert végétal sans nuire à la qualité de la récolte. Ce point est particulièrement important s'agissant des prairies, dans la mesure où la contamination par le lisier peut réduire l'appétibilité de l'herbe ou la qualité de l'ensilage et transférer des pathogènes (par exemple responsables de la maladie de Johne) d'une exploitation agricole à l'autre en cas de mise en commun du fumier ou du matériel. Ces méthodes autorisent également l'épandage de lisier sur des cultures arables (notamment des céréales) qui ne doivent normalement pas être traitées par projection. L'emploi de techniques peu polluantes peut par conséquent contribuer à gérer de manière plus souple l'épandage de lisier puisqu'elle permet de traiter des superficies plus grandes lorsque les conditions météorologiques favorisent une moindre volatilisation de l'ammoniac et une utilisation optimale de l'azote, et lorsque l'humidité du sol permet de minimiser l'effet de compactage lié au déplacement des machines.

152. **Incidences potentielles des techniques de réduction sur les coûts.** Le coût de l'achat et de l'entretien de nouvelles machines ou du recours à des prestataires peut être un frein à l'adoption des techniques de réduction. Par ailleurs, les techniques d'injection nécessitent un matériel plus puissant et donc plus coûteux. Les hausses de coût peuvent être compensées partiellement ou totalement par l'accroissement et la régularité des rendements, la réduction des pertes d'azote (liée à la réduction des besoins en engrais minéraux) et un apport en azote plus précis pour les cultures, par une plus grande souplesse agronomique et par d'autres retombées positives telles qu'une réduction des odeurs et de la contamination

des cultures et par des paysages plus agréables à l'œil pendant et après l'application de fumier (J. Webb *et al.*, 2010). Le rapport coût/avantage global dépend en particulier du coût du matériel et de l'efficacité des mesures de réduction.

153. **Impact de la réduction des pertes d'ammoniac sur le cycle de l'azote.** Si, au moment de l'application du fumier, il n'y a pas de culture susceptible d'absorber l'azote disponible, le risque de perte d'azote par lixiviation ou sous forme de N_2O augmente. L'enfouissement, et plus encore l'injection du fumier, qui vise à réduire la pollution de l'air, risque ainsi d'avoir pour effet d'accroître la pollution de l'eau, mais réduit le risque de ruissellement de surface lors des précipitations. C'est pourquoi le choix du moment de l'épandage doit tenir compte à la fois de la réduction potentielle des émissions de NH_3 , d'une part, et des autres risques de déperdition, d'autre part, ainsi que des besoins des cultures. Afin d'éviter des pertes d'azote, le fumier ne devrait pas être déposé lorsque l'absorption par les cultures est nulle ou très faible. L'atténuation des pertes en ammoniac contribue de manière importante à la réduction générale des pertes d'azote liées à l'agriculture et, ce faisant, maximise l'intérêt agronomique de l'utilisation d'engrais minéraux. Outre l'avantage financier pour l'agriculteur, la moindre consommation d'engrais azotés minéraux a un effet positif à l'échelle de la région sur les émissions de gaz à effet de serre lié à la fois à une réduction des émissions de N_2O et à une moindre consommation d'énergie pour la fabrication des engrais industriels.

154. Les résultats des études donnent à penser que l'injection de lisier soit accroît les émissions de N_2O soit n'a pas d'incidence sur ces émissions. Il a été suggéré que l'ajout de carbone rapidement dégradable dans le lisier était responsable d'un accroissement des émissions de N_2O plus important que prévu, la réduction des émissions de NH_3 se traduisant par une pénétration accrue d'azote dans le sol. Un tel ajout de carbone, sans aération sérieuse du sol, pourrait aggraver la dénitrification. Plusieurs raisons peuvent expliquer pourquoi les techniques de réduction des émissions de NH_3 ne se traduisent pas systématiquement par un accroissement des émissions de N_2O , à savoir: a) un enfouissement ou une injection profonde (supérieure à 5 cm), allonge le trajet de diffusion depuis le lieu de dénitrification jusqu'à la surface du sol, et peut se traduire par une proportion accrue d'azote dénitrifié émis sous forme de N_2 ; b) le degré d'humidité ultérieure du sol, et donc son aération, ne favorise pas toujours favorablement l'accroissement de la production de N_2O ; c) dans les sols qui contiennent déjà une bonne quantité de carbone rapidement dégradable et d'azote minéral, l'accroissement des émissions de N_2O pourrait être trop faible pour avoir un effet utile; et d) l'impact des conditions météorologiques ultérieures sur l'humidité du sol et la présence d'eau dans les pores du sol affectent aussi les émissions de N_2O . Du fait de ces différentes interactions, la réduction des émissions de NH_3 entraîne une réduction des émissions de N_2O associées aux dépôts d'azote atmosphériques dans des écosystèmes semi-naturels et permet de limiter l'apport d'engrais avec pour conséquence une réduction globale des émissions de N_2O .

155. L'enfouissement du fumier de ferme soit réduit les émissions de N_2O , soit n'a aucune incidence sur ces dernières. Contrairement à ce qui se passe avec le lisier, il apparaît que le carbone rapidement dégradable est perdu, emporté par les effluents issus du stockage du fumier. En conséquence, le carbone ajouté au sol par enfouissement du fumier aura, sur le métabolisme microbien, un effet moins important que celui présent dans le lisier.

Techniques de la catégorie 2

156. **Confirmation des résultats obtenus par les techniques de la catégorie 2.** Les techniques de la catégorie 2 peuvent constituer un ensemble de mesures utiles pour réduire les émissions de NH_3 , mais leur effet peut être plus incertain ou bien encore les réductions obtenues peuvent être, de par leur nature même, plus difficiles à généraliser que

celles de la catégorie 1. C'est pourquoi il est indiqué dans le présent document d'orientation que, lorsqu'elles ont recours à ces méthodes, les parties doivent fournir des informations permettant de confirmer les réductions d'émissions notifiées. C'est également vrai pour les méthodes de la catégorie 3. Dans le cas de techniques reposant sur: a) l'augmentation du taux d'infiltration dans le sol; et b) l'injection de lisier sous pression, les documents fournis doivent décrire les méthodes utilisées et les résultats de mesure de plein champ ou à l'échelle de l'exploitation démontrant et justifiant la réduction. Des prescriptions spécifiques s'appliquent aux systèmes de gestion temporelle de l'application, comme décrit ci-dessous.

157. **Augmentation du taux d'infiltration dans le sol.** Lorsque la nature du sol et les conditions pédologiques permettent l'infiltration rapide de liquide, plus la teneur du lisier en matière sèche est faible, plus les émissions de NH_3 diminuent. Le lisier dilué à l'eau non seulement est moins riche en azote ammoniacal, mais aussi pénètre plus rapidement dans le sol après épandage. Pour du lisier non dilué (c'est-à-dire contenant 8 à 10 % de matière sèche), la dilution doit se faire au moins à parts égales (une part de lisier pour une part d'eau) si l'on veut obtenir une réduction des émissions d'au moins 30 %. Cette technique présente toutefois un inconvénient majeur, à savoir qu'elle peut nécessiter une capacité de stockage supplémentaire et qu'elle implique l'application d'un volume plus grand de lisier. Dans certains systèmes de gestion du lisier, celui-ci peut se trouver déjà dilué (par exemple, lorsque les eaux des salles de traite des vaches, les eaux de lavage des sols ou l'eau de pluie, notamment, sont mélangées au lisier), et il n'y aurait guère d'intérêt à le diluer davantage. Le coût lié à la capacité de stockage supplémentaire et, surtout, au transport pour application aux cultures, devrait décourager l'emploi de cette technique. Par ailleurs, celle-ci comporte un risque plus grand de pollution des aquifères, s'accompagne de pertes en eau plus abondantes et a une empreinte carbone plus grande que d'autres méthodes en raison du transport nécessaire. Son utilisation en Fédération de Russie montre qu'un traitement préalable à la culture destiné à favoriser l'infiltration (par exemple, le disquage ou l'aménagement de sillons) constitue un bon moyen d'améliorer le taux d'infiltration avant application (Eskov *et al.*, 2001).

158. L'application de lisier dilué peut comporter un plus grand risque de ruissellement de surface et de lixiviation, et il faudra étudier avec soin le taux d'application, les conditions pédologiques, la déclivité du terrain, etc. Pour ces diverses raisons, sauf s'agissant de la dilution active de lisier destiné à être utilisé dans les systèmes d'irrigation, qui relève de la catégorie 1, cette méthode est classée dans la catégorie 2.

159. Afin de diminuer la teneur du lisier en matière sèche, et donc d'augmenter le taux d'infiltration dans le sol, on peut également éliminer une partie des solides par séparation mécanique ou digestion anaérobie. Avec une trieuse mécanique comportant des mailles de 1 à 3 millimètres, la réduction des pertes ammoniacales dans le liquide ainsi séparé est au maximum de 50 %. Cette technique présente en outre l'avantage de moins salir le tapis herbeux. Parmi les inconvénients, on peut mentionner les dépenses liées à l'achat et au fonctionnement du séparateur et du matériel auxiliaire, la nécessité de manipuler à la fois une fraction liquide et une fraction solide et les émissions provenant de la fraction solide. Les informations communiquées à l'appui des résultats obtenus devraient porter sur les réductions globales d'émissions aussi bien de la fraction à faible teneur en matière sèche que de celle à forte teneur en matière sèche.

160. Il existe une troisième solution pour augmenter le taux d'infiltration, à savoir arroser d'eau le terrain traité au lisier afin d'entraîner ce dernier dans le sol. Cette opération nécessite une grande quantité d'eau et représente une intervention supplémentaire, mais les résultats obtenus au Canada montrent que dans certaines conditions on peut, avec 6 mm d'eau, réduire de moitié les pertes de NH_3 par rapport à l'application en surface seule. Les informations communiquées à l'appui des résultats obtenus devraient préciser le temps

écoulé entre l'application du lisier et le lavage, le volume d'eau utilisé et le pourcentage de réduction obtenu. Cette méthode peut comporter un risque plus grand de ruissellement de surface et de lixiviation, en fonction des conditions pédologiques, de la déclivité du terrain, etc. C'est pourquoi, à l'exception de la dilution active du lisier en vue de son utilisation dans l'irrigation, qui relève de la catégorie 1, cette méthode est classée dans la catégorie 2.

161. **Injection du lisier sous pression.** Avec cette technique, le lisier est injecté dans le sol sous une pression de 5 à 8 bars. La surface du sol n'étant pas brisée par des dents ou des disques, cette technique est applicable sur les terrains en pente ou caillouteux où il est impossible d'utiliser d'autres types d'injecteurs. Des réductions d'émissions allant généralement jusqu'à 60 %, analogues à celles que permet l'injection dans des sillons ouverts, ont été obtenues lors d'essais en plein champ, mais cette technique doit encore faire l'objet d'une évaluation plus approfondie.

162. **Système de gestion temporelle de l'application.** Les émissions d'ammoniac sont maximales par temps chaud, sec et venteux (c'est-à-dire lorsque le taux d'évapotranspiration est élevé). On peut les réduire en choisissant le moment où les conditions d'application sont optimales, c'est-à-dire par temps frais et humide, dans la soirée, avant ou pendant une pluie légère, et en évitant l'épandage pendant les mois les plus chauds, notamment lorsque le soleil est au plus haut et donc son rayonnement le plus fort (juin et juillet) (Reidy et Menzi, 2007). Cette approche pourrait être intéressante par rapport à son coût étant donné qu'elle peut être utilisée avec le matériel servant à l'application en surface. Son intérêt pourrait être encore plus grand lorsqu'elle est utilisée en combinaison avec une technique d'application à faible émission, telle que l'épandage par tuyaux traînés. Les réductions d'émissions qui pourraient être obtenues varieront en fonction de la nature du sol aux niveaux local et régional ainsi que des conditions climatiques, et l'ensemble de mesures pouvant être appliqué dépendra donc des conditions régionales.

163. L'intérêt de bien choisir le moment de l'application est connu depuis longtemps. Il n'en demeure pas moins qu'il est nécessaire, notamment:

- a) De démontrer que la méthode permet effectivement d'atteindre l'objectif fixé de réduction des émissions de NH_3 ;
- b) De définir avec soin ce que l'on entend par conditions de référence (pour assurer la validité des résultats communiqués);
- c) De mettre en œuvre un système qui permette de confirmer l'efficacité et l'application de la méthode employée;
- d) De tenir compte du fait que l'épandage diminue la portance du sol, nécessite de la main-d'œuvre et du matériel et doit respecter divers règlements.

164. Cette méthode est sensiblement différente des méthodes d'ordre technique appartenant à la catégorie 1, telles que l'épandage en bandes et l'enfouissement du fumier, et dont l'efficacité, indiquée aux tableaux 12 et 13, est la moyenne des valeurs obtenues dans de nombreuses études. Dans le choix du moment de l'application, l'efficacité est évaluée à partir de données fournies par des modèles (reposant sur de nombreuses études et tenant compte des conditions météorologiques) représentatifs.

165. Pour que le choix du moment de l'application soit considéré comme une mesure de réduction des émissions, il est nécessaire d'apporter une réponse aux problèmes mentionnés ci-dessus. À cet effet, on peut recourir à un système de gestion temporelle de l'application, défini comme *un système de gestion vérifiable pour la conduite et l'enregistrement de l'application de fumier et de lisier à différents moments, et dont il est démontré qu'il permet d'obtenir une réduction quantifiable des émissions de NH_3 en situation réelle*. Pour être considéré comme un élément des stratégies internationales de réduction des émissions,

un tel système doit prouver que l'objectif fixé de réduction des émissions de NH_3 est atteint par rapport au système de référence.

166. Les systèmes de gestion temporelle de l'application peuvent être conçus de façon à tirer parti de plusieurs facteurs d'émissions de NH_3 plus ou moins importants en fonction des conditions climatiques locales, de sorte que leur mise en œuvre variera d'une région à l'autre. Ces facteurs sont:

a) **Les facteurs météorologiques.** Les émissions d'ammoniac sont généralement plus faibles lorsque le temps est frais et humide ou après une pluie légère (bien que l'engorgement des sols puisse rendre les conditions d'épandage plus difficiles). On peut donc les prévoir en croisant les modèles d'émission et les prévisions météorologiques, comme c'est déjà le cas dans certains pays, et l'engrais n'est alors appliqué qu'aux périodes où les émissions prévues seront faibles;

b) **Les variations saisonnières.** On peut estimer les émissions d'ammoniac au cours des saisons en généralisant les conditions météorologiques pour telle ou telle saison. Par exemple, on sait qu'elles sont les plus importantes en été, lorsqu'il fait chaud, et les plus faibles en hiver, lorsqu'il fait froid et humide. Une gestion saisonnière bien ciblée de l'application du fumier et du lisier, qui tient compte également d'autres facteurs, tels que les besoins des cultures et la nécessité d'éviter la pollution de l'eau, peut alors permettre de réduire les émissions annuelles de NH_3 ;

c) **Les variations sur la journée.** Les émissions d'ammoniac sont généralement plus faibles la nuit, en raison de vents moins forts, de la fraîcheur et de l'humidité;

d) **Animaux gardés à l'intérieur/laissés au pâturage.** Les émissions d'ammoniac du bétail laissé au pâturage et disposant d'une superficie suffisante pour se nourrir (pacage) sont beaucoup plus faibles que celles des animaux en étable, puisque ne viennent pas s'y ajouter les émissions dues à la présence des animaux dans les bâtiments, ainsi qu'au stockage et à l'épandage du lisier et du fumier. Par conséquent, le fait de laisser les animaux au pâturage plus longtemps, en tenant compte cependant de facteurs tels que la qualité de l'eau et des sols liée au pâturage en hiver, peut permettre de réduire les émissions de NH_3 (surtout si les bêtes sont au pâturage en permanence). Cette approche peut être incorporée à un système de gestion temporelle de l'application dans la mesure où elle a une incidence sur la quantité totale d'engrais à appliquer.

167. **Procédures de validation d'un système de gestion temporelle de l'application.** Quel que soit le système utilisé, l'un des principaux problèmes rencontrés consiste à en démontrer l'efficacité, notamment à démontrer qu'il permet effectivement d'atteindre l'objectif fixé de réduction des émissions. Le recours à ces systèmes est surtout intéressant à l'échelle de l'exploitation agricole, où il est le résultat d'un ensemble de mesures. L'objectif de réduction devrait être annuel, les résultats susceptibles d'être obtenus étant variables selon les moments de l'année.

168. La procédure de validation d'un système de gestion temporelle de l'application doit comporter les étapes suivantes:

a) **Validation de l'outil de modélisation biophysique de base.** Le modèle numérique utilisé doit être décrit de manière transparente et s'appuyer sur des vérifications indépendantes réalisées sur le terrain;

b) **Contrôle de l'effet d'une gestion temporelle précise sur les émissions de NH_3 .** La preuve de la mesure dans laquelle la gestion temporelle de l'application permet d'atteindre l'objectif de réduction fixé par rapport aux conditions de référence, pour la région considérée, doit être apportée;

c) **Confirmation du fait que la méthode appliquée correspond effectivement à celle indiquée.** Tout système de gestion temporelle de l'application doit comporter un mécanisme d'enregistrement permettant de confirmer et de prouver que les mesures prévues par le système ont été intégralement appliquées.

169. **Définition des conditions de référence d'un système de gestion temporelle de l'application.** Le pourcentage de réduction obtenu par la plupart des techniques de réduction peut être généralisé à une grande zone climatique. En revanche, un système de gestion temporelle de l'application exige une définition plus détaillée des conditions de référence. D'une manière générale, on utilise la même technique de référence (application en surface de lisier et de fumier) mais en définissant également la référence au niveau de l'exploitation agricole en fonction des pratiques en vigueur. Afin de tenir compte de la variabilité des conditions climatiques à l'échelle de la région ainsi que de la variabilité annuelle des conditions météorologiques, la condition de référence pour un système de gestion temporelle de l'application est complétée par ce qui suit: «La combinaison de méthodes de gestion de l'application d'engrais, et du moment où ces méthodes sont employées, à l'échelle de l'exploitation agricole, au cours d'une période de référence donnée, lors de l'utilisation de la méthode d'application de référence (application en surface), prenant en compte la variabilité des conditions météorologiques sur une période de trois ans.».

170. Le potentiel de réduction d'un système donné devrait être confirmé à l'échelle de la région. Il sera généralement nécessaire d'utiliser à cet effet des modèles de simulation des émissions de NH_3 .

171. Un système de gestion temporelle de l'application peut être utilisé en combinaison avec d'autres mesures de réduction telles que les différentes techniques d'application ou d'enfouissement, et sa contribution additionnelle en valeur absolue sera alors fonction du potentiel de réduction de la méthode d'application. Il faut évaluer la contribution globale des méthodes de réduction des émissions et d'un système de gestion temporelle afin de déterminer si l'objectif fixé à l'échelle de l'exploitation est effectivement atteint.

172. Les coûts additionnels entraînés par l'utilisation d'un système de gestion temporelle de l'application seront principalement liés, en fonction du système retenu, à la limitation des périodes d'application des engrais et aux coûts administratifs de la vérification. Des économies pourraient être réalisées en combinant un système de gestion temporelle à des conseils pour gérer plus efficacement les stocks d'azote de l'exploitation, par exemple à l'aide d'un système expert ayant fait ses preuves.

173. Il convient d'éviter d'appliquer les engrais avant ou pendant des conditions météorologiques qui augmentent le risque de voir les nutriments emportés par les eaux. Il convient également, lors de la conception d'un système de gestion temporelle, de tenir compte des questions de sécurité liées à l'utilisation de machines à certains moments de la journée, notamment lorsqu'il fait noir. Les conditions qui favorisent une réduction des émissions (par exemple, humidité et absence de vent) peuvent créer des problèmes d'odeur car elles ralentissent leur dispersion.

174. **Acidification du lisier.** L'équilibre entre l'azote ammoniacal et le NH_3 dans les solutions dépend du pH (c'est-à-dire de l'acidité). Un pH élevé favorise les émissions de NH_3 alors qu'un pH faible contribue à la rétention de l'azote ammoniacal. Abaisser le pH du lisier à un niveau stable de 6 ou moins suffit en général à réduire les émissions de NH_3 de 50 % ou plus. Au Danemark, on ajoute de l'acide sulfurique au lisier, avec de très bons résultats. Lorsqu'on ajoute des acides, il faut tenir compte du pouvoir tampon, ce qui impose généralement de contrôler le pH et d'ajouter de l'acide de façon périodique afin de compenser la production et l'émission de CO_2 . L'acidification devrait être réalisée de préférence pendant la phase de stockage du lisier et lors de l'épandage au moyen de

camions-citernes spéciaux. Cette technique est efficace, mais elle présente un grave inconvénient, car elle nécessite la manipulation d'acides forts, ce qui peut être très dangereux.

175. Pour obtenir du lisier acidifié on peut ajouter des acides organiques (comme l'acide lactique) ou inorganiques (les acides nitrique, sulfurique ou phosphorique), ou bien modifier ou compléter l'alimentation animale (par exemple par de l'acide benzoïque) (voir la section IV) ou le lisier par des éléments (comme les bactéries lactiques acidifiantes) qui améliorent la réduction du pH. Les acides organiques ont l'inconvénient d'être rapidement dégradés (formation et émission de CO₂) et de devoir être utilisés en grande quantité pour obtenir le pH souhaité, car ce sont généralement des acides faibles. L'acide nitrique présente l'avantage d'accroître la teneur du lisier en azote, ce qui donne un engrais NPK (azote-phosphore-potassium) plus équilibré, mais comporte un gros inconvénient, à savoir la production de N₂O due à la nitrification-dénitrification et une hausse du pH. Si on utilise de l'acide nitrique, le pH doit être de l'ordre de 4 pour éviter cette nitrification-dénitrification qui se traduit par des pertes de nitrate (NO₃) et la production de quantités inacceptables de N₂O. L'utilisation d'acide sulfurique ou phosphorique se traduit par une augmentation des éléments nutritifs dans le lisier, ce qui peut provoquer une surfertilisation en soufre et en phosphore. Par ailleurs, un excès d'acide risque de produire du sulfure d'hydrogène qui accroît les mauvaises odeurs et pose des problèmes de santé. L'acidification du lisier pour réduire les émissions de NH₃ est aujourd'hui utilisée au Danemark dans 125 exploitations, où le pH est ramené de 7,5 à environ 6,5. La méthode est utilisée aussi bien en intérieur (avec une réduction des émissions estimée à 70 %) qu'en extérieur (avec une réduction estimée à 60 %). Une injection du lisier à faible profondeur est nécessaire à proximité des zones naturelles. Le Danemark a adopté une nouvelle loi qui confirme que l'épandage par tuyau traîné/sabot traîné, combiné à l'acidification du lisier, est conforme à la réglementation.

176. **Addition de superphosphates et de phosphogypse.** En Fédération de Russie, de nombreuses années d'utilisation ont montré que l'addition de superphosphates et de phosphogypse permet de réduire sensiblement les émissions de NH₃ lors du stockage et de l'épandage de lisier et de fumier. L'ajout d'une part de phosphogypse pour 20 parts de fumier, en fonction des périodes de rétention, se traduit par une réduction des émissions de 60 %. La présence de phosphogypse dans les composts obtenus à partir de fumier et de bouses peut en accroître l'efficacité de 50 %, notamment lorsqu'ils sont utilisés pour la production de crucifères (Novikov *et al.*, 1989; Eskov *et al.*, 2001). Le principal frein à l'utilisation intensive de composts au phosphogypse est le risque d'accumulation excessive de fluorures et de strontium dans le sol. En Fédération de Russie, cette méthode utilise les déchets de phosphogypse découlant de la production d'acide sulfurique. Il faut prendre soin dans la gestion des éléments nutritifs de tenir compte des recommandations concernant les besoins des cultures en azote et en phosphore, et d'éviter une surcharge en phosphore.

Techniques de la catégorie 3

177. **Autres additifs.** Les sels de calcium (Ca) et de magnésium (Mg), les composés acides (par exemple FeCl₃, Ca(NO₃)₂) et les superphosphates se sont révélés être des facteurs de réduction des émissions de NH₃ mais (sauf dans le cas de la méthode décrite au paragraphe 169) les quantités nécessaires sont généralement trop grandes pour que l'adjonction de ces substances soit possible en pratique. On utilise également des matières absorbantes comme la tourbe ou les zéolites. Il existe aussi tout une gamme d'additifs vendus dans le commerce, mais le plus souvent ils n'ont pas fait l'objet d'essai indépendant.

VIII. Application d'engrais

A. Engrais à base d'urée

178. Les émissions d'ammoniac provenant des applications d'engrais dépendent du type d'engrais ainsi que des conditions météorologiques et pédologiques. Les engrais à base d'urée sont à l'origine d'émissions beaucoup plus fortes que d'autres engrais parce que l'hydrolyse rapide de l'urée provoque généralement une augmentation localisée du pH. L'hydrolyse est souvent rapide dans les sols contenant une grande quantité d'uréase en raison de l'abondance des résidus de cultures. Les émissions dues à l'ammoniac anhydre peuvent être importantes lorsque l'injection dans le sol est mal exécutée et que le sol n'est pas bien recouvert après l'injection; l'obtention de bons résultats dépend de la nature et de l'humidité du sol afin que les sillons soient bien fermés. Les émissions dues au sulfate d'ammonium et au phosphate de diammonium sont plus abondantes lorsque ce genre d'engrais est appliqué sur des sols calcaires (pH élevé). Les techniques de réduction des émissions concernent donc en priorité l'application d'engrais à base d'urée sur tous les types de sol et celle de sulfate d'ammonium et de phosphate de diammonium sur les sols calcaires. Elles ont essentiellement pour but soit de ralentir l'hydrolyse de l'urée en carbonate d'ammonium, soit de faciliter la pénétration rapide de l'engrais dans le sol (Sommer, Schjoerring et Denmead, 2004).

179. L'emploi des méthodes de réduction des émissions de NH_3 produites par des composés à base d'urée contribue beaucoup à la réduction globale des émissions d'ammoniac dans l'agriculture. Il convient en particulier de relever que les émissions sont bien plus élevées avec les engrais à base d'urée (généralement de 5 à 40 % d'azote perdu sous forme de NH_3) qu'avec le nitrate d'ammonium (généralement de 0,5 à 5 % d'azote perdu sous forme de NH_3). Le nitrate d'ammonium est le principal engrais azoté utilisé en Europe, mais le risque subsiste que son utilisation soit soumise à restrictions ou interdite à l'avenir dans certains pays pour des motifs d'ordre sécuritaire. Déjà, pour des raisons de sécurité et parce qu'il coûte plus cher, le nitrate d'ammonium a été largement remplacé par diverses formes d'urée dans toute l'Amérique du Nord. Comme les mesures de réduction des émissions de NH_3 provenant d'engrais à base d'urée demeurent limitées à certaines cultures, en particulier les cultures pérennes, un tel changement entraînerait probablement une forte augmentation des émissions régionales de NH_3 .

180. Si l'azote est appliqué à des taux et à des moments judicieusement choisis d'un point de vue agronomique, sa meilleure absorption par les cultures sera la principale retombée bénéfique de l'atténuation des émissions de NH_3 , l'augmentation des pertes par d'autres voies (lessivage des nitrates, dénitrification, par exemple) demeurant minime. En outre, la réduction des émissions de NH_3 devrait entraîner une réduction analogue des pertes indirectes d'azote (du fait, par exemple, d'une réduction du lessivage et de la dénitrification des sols forestiers). À l'échelle de l'ensemble du système (terres agricoles, terres non agricoles et transferts par dispersion atmosphérique), ces mesures ne devraient généralement pas accroître les pertes globales par lessivage des nitrates ou sous forme d'hémioxyde d'azote. Elles ont essentiellement pour but de retenir l'azote dans l'agriculture, optimisant ainsi la productivité (voir la section III).

181. *Technique de référence.* La technique de référence est l'épandage en surface de l'engrais azoté. L'efficacité, les limites et le coût des techniques d'épandage peu polluantes sont brièvement présentés au tableau 15.

Techniques de la catégorie 1

182. Les techniques de la catégorie 1 concernant les engrais à base d'urée sont les suivantes: utilisation d'inhibiteurs d'uréase ou d'enrobages à libération lente, injection dans le sol, enfouissement rapide dans le sol et irrigation suivant immédiatement l'épandage. Parmi ces techniques, l'injection dans le sol, l'enfouissement rapide et l'irrigation après l'épandage conviendraient également pour la fumure des sols calcaires avec du sulfate d'ammonium (et du phosphate de diammonium).

183. **Les inhibiteurs d'uréase** retardent la conversion de l'urée en carbonate d'ammonium en ralentissant directement l'action de l'enzyme uréase. L'hydrolyse qui est retardée/ralentie est associée à une montée beaucoup plus faible du pH à proximité des perles d'urée et, par voie de conséquence, à une émission nettement moins abondante d'ammoniac (Chadwick *et al.*, 2005; Watson *et al.*, 1994). De plus, si le déclenchement de l'hydrolyse se trouve retardé, l'urée peut pénétrer davantage dans la matrice du sol, ce qui réduit encore les possibilités d'émission de NH_3 . L'Union européenne a établi la liste des inhibiteurs d'uréase autorisés¹⁰.

184. **Les granulés d'urée avec enrobage polymère** fournissent un engrais retard qui peut entraîner une réduction des émissions de NH_3 (par exemple Rochette *et al.*, 2009) dont l'ampleur dépendra de la nature de l'enrobage polymère et de son utilisation pour un épandage en surface ou associé à l'injection d'urée.

185. **L'enfouissement d'engrais dans le sol**, soit par injection directe dans des sillons fermés soit par travail de la terre, peut être une technique de réduction efficace (Sommer, Schjoerring et Denmead, 2004). Si l'on procède à une injection ou à un enfouissement de perles d'urée à des enrobages à libération lente, il est possible de n'effectuer qu'une seule fumure avant la mise en culture, ce qui supprime la nécessité d'un épandage en surface par la suite. La profondeur de l'injection et la texture du sol détermineront le taux de réduction. Mélanger l'engrais avec la terre au moment de la mise en culture peut être une mesure de réduction moins efficace que l'injection à la même profondeur parce qu'une partie de l'engrais sera proche de la surface. Dans le cas des cultures à cycle végétatif court, l'apport saisonnier d'azote peut être réalisé par injection d'urée au moment de l'ensemencement, ce qui permet à l'agriculteur d'économiser du temps et de l'argent. Cette méthode a été largement adoptée dans l'ouest canadien.

186. Il a été démontré qu'une **irrigation apportant au moins 5 millimètres d'eau** immédiatement après l'épandage réduit dans une proportion allant jusqu'à 70 % les émissions de NH_3 (O. Oenema et Velthof, 1993; Sanz-Cobena, 2010). La quantité d'eau déversée sur des sols humides ne doit pas être supérieure à la capacité au champ. Cette technique n'est considérée comme relevant de la catégorie 1 que pour les sols ayant besoin d'être irrigués car elle risque d'accroître le risque de lessivage des nitrates.

187. **Le remplacement de l'urée par du nitrate d'ammonium** est un moyen relativement facile de réduire les émissions de NH_3 , avec une efficacité d'environ 90 %. L'augmentation potentielle de l'hémioxyde d'azote (N_2O) est un effet secondaire négatif possible, en particulier lorsque les engrais à base de nitrate d'ammonium (NH_4 et NO_3) sont appliqués sur des sols légèrement ou très humides. Le coût de cette mesure correspond simplement à la différence de prix entre les deux types d'engrais et aux quantités d'engrais nécessaires pour obtenir une fertilisation azotée optimale. Le nitrate d'ammonium a un coût

¹⁰ Règlement n° 1107/2008 de la Commission, du 7 novembre 2008, modifiant le Règlement n° 2003/2003 du Parlement européen et du Conseil relatif aux engrais en vue d'adapter ses annexes I et IV au progrès technique. Le texte peut être consulté à l'adresse <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008R1107:EN:NOT> (consulté le 29 mai 2013).

brut plus élevé que celui des engrais à base d'urée, selon l'état des marchés (de l'ordre de 10 à 30 %), mais le coût net peut être négligeable, voire laisser la place à un gain net en raison des plus faibles pertes d'azote.

188. **Incidences financières potentielles.** Le surcoût lié à la mise en application de ces techniques sera jusqu'à un certain point compensé (voire disparaîtra au profit d'un gain net) grâce à une moindre utilisation d'engrais pour obtenir le même rendement qu'avec la méthode de référence, voire un meilleur rendement avec le même taux de fertilisation.

189. **Impact sur le cycle de l'azote.** Si l'azote est appliqué à des doses, à des moments et sur des terres judicieusement choisis d'un point de vue agronomique, sa meilleure absorption par les cultures sera la principale retombée bénéfique de l'atténuation des émissions de NH_3 , l'augmentation des pertes par d'autres voies (lessivage des nitrates, dénitrification, par exemple) demeurant minime. En outre, la réduction des émissions de NH_3 devrait entraîner une réduction analogue des pertes indirectes d'azote (du fait, par exemple, d'une réduction du lessivage et de la dénitrification des sols forestiers). Pour l'ensemble du système (terres agricoles, terres non agricoles et transferts par dispersion atmosphérique), ces mesures ne devraient généralement pas accroître les pertes globales par lessivage des nitrates ou sous forme d'hémioxyde d'azote. Elles ont essentiellement pour but de retenir l'azote dans l'exploitation agricole, optimisant ainsi la productivité.

Techniques de la catégorie 2

190. *Système de gestion temporelle de l'application.* Il s'agit d'un système éprouvé pour exploiter la variation des émissions potentielles de NH_3 en fonction de la situation environnementale, afin de choisir le moment de l'application de manière à réduire les émissions globales. Les applications d'engrais par temps relativement frais et avant la pluie (mais sans négliger la nécessité d'éviter le risque de ruissellement dans les aquifères) entraînent de plus faibles émissions de NH_3 . Cette stratégie, si elle est appliquée, doit être associée à une vérification des conditions de référence et des réductions d'émission qui sont obtenues.

191. **Mélange d'urée et de sulfate d'ammonium.** Sur certains types de sol, l'utilisation de cogranulés d'urée et de sulfate d'ammonium peut aboutir à une plus grande réduction des émissions de NH_3 que celle de l'urée seule (O. Oenema et Velthof, 1993). Il est nécessaire de procéder à de nouvelles études sur un plus grand nombre de types de sol avant de pouvoir formuler des recommandations.

Tableau 15

Options en matière d'atténuation (catégorie 1) pour réduire les émissions d'ammoniac dégagé par les engrais à base d'urée

Mesure d'atténuation	Type d'engrais	Réduction des émissions (%)	Facteurs ayant une incidence sur la réduction des émissions	Applicabilité	Coût (€/kg de NH_3 non émis/an)
Fumure en surface	À base d'urée	Référence			
Inhibiteur d'uréase	À base d'urée	70 pour l'urée solide 40 pour l'urée liquide et le nitrate d'ammonium		Toutes	-0,5-2

<i>Mesure d'atténuation</i>	<i>Type d'engrais</i>	<i>Réduction des émissions (%)</i>	<i>Facteurs ayant une incidence sur la réduction des émissions</i>	<i>Applicabilité</i>	<i>Coût (€/kg de NH₃ non émis/an)</i>
Engrais retard (avec enrobage polymère)	À base d'urée	Environ 30	Type et intégrité de l'enrobage polymère; technique de fertilisation (en surface ou par injection)	Toutes	-0,5-2
Injection en sillons fermés	Engrais à base d'urée et ammoniac anhydre	80-90	Profondeur de l'épandage; texture du sol; fermeture des sillons (des sillons mal fermés peuvent entraîner de fortes émissions dues à une concentration élevée d'urée dans le sillon qui augmente le pH)	Terre labourée ou travail réduit du sol avant l'ensemencement, pendant l'ensemencement ou pendant le désherbage mécanique	-0,5-1
Enfouissement	Engrais à base d'urée	50-80	Retard après l'épandage; profondeur du mélange; texture du sol	Terre labourée avant mise en culture	-0,5-2
Irrigation	Tous	40-70	Moment de l'irrigation et volume d'eau (l'apport immédiat d'environ 10 mm est le plus efficace); humidité du sol; texture du sol	Là où l'irrigation des cultures est une pratique courante	-0,5-1
Remplacement par du nitrate d'ammonium	Engrais à base d'urée et ammoniac anhydre	Jusqu'à 90	Lorsque les engrais à base d'urée produiraient des émissions d'au moins 40 %	Toutes, en particulier lorsque seule une fumure en surface sans irrigation est possible	-0,5-1

Note: Les coûts/avantages varieront au niveau local; toutefois les essais ont fait apparaître que l'avantage financier procuré par une plus grande productivité des cultures peut compenser largement le coût de la technique utilisée pour certaines mesures de réduction.

Techniques de la catégorie 3

192. *Enfouissement de l'urée par bandes:* Cette technique n'est pas recommandée en cas de forte activité de l'uréase dans le sol (due par exemple à la présence de résidus de cultures) et de faible capacité d'absorption de l'urée car elle peut produire de plus fortes émissions de NH₃ que la technique de référence (Rochette *et al.*, 2009, par exemple).

B. Engrais à base de sulfate, de phosphate et de nitrate d'ammonium

193. *Technique de référence*: La technique de référence est l'application en surface d'engrais à base de sulfate d'ammonium ou de phosphate d'ammonium.

Techniques de la catégorie 1

194. Plusieurs des techniques exposées plus haut concernant l'urée peuvent être utilisées également pour réduire les émissions de NH_3 provenant d'engrais à base de sulfate d'ammonium ou de phosphate d'ammonium. Les risques sont particulièrement élevés lorsque ces engrais sont appliqués sur des sols calcaires ou à pH élevé. Les techniques de la catégorie 1 concernant les engrais à base de sulfate d'ammonium ou de phosphate d'ammonium sont les suivantes: enfouissement, injection, irrigation immédiatement après l'épandage et engrais retard avec enrobage polymère sur des sols à pH élevé (sous réserve du résultat des essais).

Techniques de la catégorie 2

195. Les émissions provenant d'engrais non uréiques tels que le nitrate d'ammonium et le nitrate d'ammoniaque calcique sont faibles; elles résultent en partie d'une émission directe à partir de l'engrais et en partie d'une émission indirecte à partir des végétaux par suite de la fertilisation. La coupe de l'herbe contribue aussi aux émissions de NH_3 , qui proviennent de la repousse du tapis herbacé après la mobilisation de l'azote induite par la coupe dans la végétation. La fumure des herbages dans les quelques jours qui suivent la coupe fournit un surplus d'azote qui augmente les émissions en raison des effets combinés de la coupe et de l'apport d'engrais. Si l'on retarde l'application d'engrais azoté après la coupe, l'herbe peut se régénérer, ce qui réduit les émissions de NH_3 . L'analyse d'un modèle a montré qu'en laissant un intervalle de deux semaines avant l'apport d'engrais azoté, on obtenait une réduction de 15 % des émissions totales (annuelles nettes) de NH_3 provenant des herbages coupés et fumés. Des résultats analogues peuvent être obtenus avec des intervalles différents selon les conditions régionales. Toutefois, cette pratique diminue le rendement de l'herbage. Compte tenu de l'influence des conditions météorologiques et de la nécessité de mener de nouvelles études pour déterminer l'intervalle optimal pour différents systèmes de gestion, cette méthode est classée dans la catégorie 2. La méthode peut être intégrée dans les systèmes de gestion temporelle de l'application.

IX. Autres mesures liées à l'azote d'origine agricole

A. Pâturage

196. L'urine des animaux en pacage s'infiltré souvent dans le sol avant d'avoir pu provoquer de fortes émissions de NH_3 . Les émissions par animal sont donc plus faibles dans le cas de ces animaux que dans celui des bêtes logées en étable et dont les déjections sont recueillies, stockées et appliquées sur les terres. La réduction des émissions obtenue en prolongeant le pacage dans l'année dépendra notamment de la situation de référence (émissions provenant d'animaux hors pâturage), de la durée du pacage et de la quantité de fumure azotée du pâturage. La possibilité d'augmenter la durée du pacage est parfois limitée par la superficie des terres disponibles, le type de sol, la topographie, la taille et la structure (distances) des exploitations, les conditions climatiques, des considérations économiques, etc. Il convient de noter que la prolongation de la durée du pacage risque

d'augmenter d'autres formes d'émission de l'azote (par exemple sous la forme de N_2O ou de NO_3). Cette technique peut néanmoins être classée dans la catégorie 1 en raison de l'effet net et bien quantifié sur les émissions de NH_3 (par rapport à la modification des périodes au cours desquelles les animaux sont en stabulation ou mis au pâturage vingt-quatre heures sur vingt-quatre). L'efficacité de la réduction obtenue peut être considérée comme étant la part relative des émissions totales de NH_3 dues au pacage par opposition à la stabulation (voir également les paragraphes 40 et 52).

197. La technique consistant à modifier la période de stabulation partielle (par exemple pacage seulement pendant la journée) produit des effets plus incertains; elle est donc considérée comme appartenant à la catégorie 2. Pour réduire les émissions de NH_3 , il est moins efficace de passer d'une période de stabulation totale au pacage pendant une partie de la journée que d'adopter le pacage total (vingt-quatre heures), car les bâtiments et les enceintes de stockage restent sales et continuent d'émettre de l'ammoniac (voir également les paragraphes 40 et 52).

B. Traitement du fumier et du lisier

198. Des études sur diverses options en vue de réduire les émissions de NH_3 par traitement du fumier et du lisier ont été réalisées. Quelques solutions prometteuses sont les suivantes:

a) *Compostage du fumier ou du lisier par adjonction de solides*: les résultats expérimentaux sont très variables et font souvent apparaître une augmentation des émissions de NH_3 ; c'est la raison pour laquelle les systèmes de compostage devraient s'accompagner de méthodes complémentaires de réduction des émissions en provenance de cette source, par exemple des couvertures ou des systèmes d'épuration de l'air;

b) *Dénitrification contrôlée du lisier*: d'après les expériences réalisées dans des installations pilotes, il pourrait être possible de réduire les émissions de NH_3 en transformant l'ammonium en di-azote par dénitrification contrôlée (alternant les conditions aérobies et anaérobies). Cette opération nécessite un réacteur spécial. Il faudra étudier de façon plus approfondie l'efficacité et la fiabilité de ce système ainsi que ses effets sur d'autres émissions;

c) *Séparation du fumier et du lisier pour éliminer le phosphore ou constituer des litières*: il est nécessaire d'étudier les émissions imputables aux systèmes utilisés.

199. De façon générale, l'efficacité des différentes méthodes de traitement du fumier et du lisier devrait être étudiée dans les conditions propres au pays ou à l'exploitation. Il faudrait évaluer non seulement les émissions de NH_3 , mais aussi les autres émissions, les flux d'éléments fertilisants et l'applicabilité du système compte tenu des caractéristiques de l'exploitation. Du fait des incertitudes évoquées, ces mesures doivent dans l'ensemble être groupées dans la catégorie 2 ou 3, à l'exception de l'utilisation de systèmes d'épuration de l'air pour les installations de compostage du fumier (catégorie 1), qui ont été largement mis à l'essai mais entraînent des coûts élevés.

C. Utilisation du fumier et du lisier à des fins non agricoles

200. Les émissions d'origine agricole peuvent être réduites si le fumier et le lisier sont utilisés dans d'autres secteurs. L'incinération des fientes et l'utilisation du fumier de cheval et de volaille dans les champignonnières font partie des pratiques déjà courantes dans certains pays. Le degré de réduction des émissions dépend de la rapidité avec laquelle les déjections sont enlevées de l'exploitation et de la manière dont elles sont traitées. Une réduction globale des émissions ne pourra être obtenue que si leur utilisation ne génère

pas elle-même des émissions importantes (y compris de substances autres que le NH_3). Ainsi, l'utilisation du fumier en horticulture ou son exportation seront sans effet sur les émissions globales. Il faut également prendre en considération d'autres aspects environnementaux. Par exemple, l'incinération des litières provenant des élevages avicoles est une source d'énergie renouvelable mais les éléments fertilisants présents dans les litières ne sont pas tous recyclés dans l'agriculture.

X. Sources fixes et mobiles non agricoles

201. Il existe de nombreuses sources non agricoles de NH_3 , notamment les véhicules à moteur, l'élimination des déchets, l'utilisation de combustibles solides dans les habitations et divers secteurs industriels, parmi lesquels la production d'engrais occupe sans doute une place prédominante en Europe. Il existe aussi un groupe de sources naturelles, restreint mais significatif lorsqu'il est pris dans son ensemble, qui comprend par exemple la respiration et la transpiration humaines et les émissions provenant des animaux sauvages (Sutton *et al.*, 2000). Les protocoles de la CEE relatifs à la notification des émissions n'établissent pas pour l'instant de distinction entre les sources naturelles et les sources anthropiques comme ils le font pour les composés organiques volatils (COV).

202. Un grand nombre de ces secteurs ont en commun une caractéristique qui est l'absence de prise en compte des émissions de NH_3 jusqu'à présent. Ce fait est particulièrement notable en ce qui concerne les transports, comme il est indiqué plus loin. Une première recommandation pour réduire les émissions de NH_3 provenant de sources non agricoles est donc de veiller à prendre le NH_3 en considération dans l'évaluation du comportement de l'industrie et d'autres sources. En présence d'émissions de NH_3 ou d'un risque d'augmentation de ces émissions du fait de progrès techniques, il conviendra que les exploitants et les concepteurs envisagent des moyens d'optimiser les systèmes afin d'empêcher les émissions ou de les réduire le plus possible.

A. Techniques générales

203. **Les épurateurs-laveurs Venturi** sont utilisables pour des flux gazeux importants à forte concentration de NH_3 . Le coût de la réduction est de l'ordre de 3 500 euros par tonne, auquel s'ajoute le coût du traitement des effluents. Comme dans tous les cas examinés dans la présente section, leur rentabilité précise variera en fonction de divers facteurs, notamment la dimension de l'installation et les concentrations de NH_3 .

204. **Les épurateurs acide-eau**, comprenant une colonne à garnissage vrac en céramique à travers laquelle percole de l'eau légèrement acidifiée, permettent de traiter des flux de 50 à 500 tonnes par an. Cette technologie n'est pas utilisable systématiquement car elle ne convient pas toujours pour des volumes gazeux importants, le coût du traitement des effluents peut être élevé et l'entreposage d'acide sulfurique présente des risques pour la sécurité. Les coûts communiqués sont très variables, allant de 180 à 26 000 euros par tonne de NH_3 . Là encore, ils varient surtout en fonction de la dimension de l'installation et du flux de NH_3 .

205. L'oxydation thermique régénératrice utilise un combustible supplémentaire (en général le gaz naturel) pour brûler le NH_3 présent dans un courant gazeux, avec des coûts qui seraient compris entre 1 900 et 9 100 euros par tonne de NH_3 .

206. La biofiltration convient pour des flux gazeux peu abondants à faible concentration de NH_3 , réduisant les émissions d'une tonne par an environ. C'est le système le moins coûteux pour les sources peu importantes. Des coûts de réduction de 1 400 à 4 300 euros par tonne ont été signalés, selon le secteur considéré.

207. L'efficacité des techniques de réduction décrites dans la présente section se situe aux alentours de 90 %.

B. Techniques adaptées à certains secteurs

208. **Les émissions de NH₃ provenant des transports routiers** ont augmenté considérablement dans les années 1990 en raison de l'introduction de véhicules équipés d'un catalyseur (augmentation par un facteur de 14 au cours de cette période selon une estimation pour le Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord). Ce problème est en train d'être résolu grâce à la mise en place de meilleurs systèmes de gestion du carburant, le contrôle du carburateur étant remplacé par des systèmes informatisés qui surveillent de beaucoup plus près le rapport air-carburant. Les mesures visant à réduire la teneur en soufre des carburants, certaines méthodes de réduction des oxydes d'azote (NO_x) produits par les véhicules à moteur diesel et l'utilisation de certains carburants de substitution risquent de provoquer une augmentation des émissions. Malgré les répercussions de ces initiatives sur les émissions de NH₃, celui-ci n'est considéré comme un polluant prioritaire ni par les constructeurs automobiles ni par le législateur. Il est donc important, pour ce secteur comme pour d'autres, de tenir compte de l'impact des progrès technologiques sur les émissions de NH₃. De la sorte, il est possible de prendre des mesures pour prévenir ou réduire autant que possible les émissions au stade de la conception, lorsque les problèmes potentiels sont décelés.

209. **Présence d'ammoniac dans le gaz d'échappement des installations fixes de réduction catalytique.** Dans un certain nombre de secteurs, la source de rejet du NH₃ la plus importante peut être liée à la présence d'ammoniac dans le gaz d'échappement des installations de réduction des NO_x. Il existe deux types de techniques, à savoir l'épuration du NH₃ présent dans les gaz de combustion, qui permet de réduire de près de 90 % les émissions à partir de 40 mg/m³ environ, et un contrôle plus efficace des équipements de réduction des NO_x. Il faudra étudier attentivement le potentiel de réduction des émissions provenant de cette source car la réduction des NO_x s'intensifie grâce à une plus large adoption des meilleures techniques disponibles.

210. **Les systèmes de refroidissement sans évaporation** sont applicables à l'industrie de la betterave sucrière. Ils sont efficaces à plus de 95 % pour réduire les émissions. Les coûts sont estimés à 3 500 euros par tonne de NH₃ non émis.

211. **Les émissions provenant du chauffage domestique** peuvent être réduites au moyen de multiples techniques allant de l'adoption de mesures d'économie d'énergie à l'utilisation de combustibles de meilleure qualité et à l'optimisation des appareils de chauffage. L'introduction de certaines de ces solutions se heurte à des obstacles importants d'ordre technique (par exemple l'absence d'infrastructures pour le gaz naturel) ou esthétique (le plaisir de regarder un feu de bois dans une cheminée).

212. **Couverture des sites de décharge.** L'élimination des déchets en décharge ou par compostage peut créer des quantités importantes de NH₃. Les mesures visant à maîtriser les émissions de méthane provenant des décharges, comme la couverture des sites et le brûlage à la torche ou l'utilisation du gaz de décharge, permettent aussi de réduire efficacement l'ammoniac.

213. **La biofiltration** (voir plus haut) est utilisée avec efficacité dans un certain nombre d'installations de compostage centralisées, souvent pour atténuer les odeurs plutôt que les émissions de NH₃. Une technique plus générale, qui peut s'appliquer au compostage ménager comme à celui réalisé dans les grandes installations, consiste à contrôler le rapport carbone/azote en cherchant à obtenir une valeur optimale de 30:1 en poids.

214. **Chevaux.** Il convient d'évaluer dans quelle mesure les émissions provenant des chevaux sont incluses dans les inventaires des sources agricoles et non agricoles. De nombreux chevaux restent à l'extérieur des exploitations et peuvent donc être exclus des inventaires de sources agricoles. La méthode la plus efficace pour réduire les émissions en provenance de ces sources est une bonne organisation des écuries, qui devront contenir suffisamment de paille pour absorber l'urine et être nettoyées tous les jours. Des mesures plus élaborées telles que l'utilisation de cuves à lisier ont peu de chances d'être mises en œuvre dans les petites écuries; elles sont décrites ailleurs dans le présent document.

C. Production d'engrais azotés inorganiques, d'urée et d'ammoniac

215. Les principales sources industrielles de NH_3 sont les fabriques d'engrais mixtes, qui produisent du phosphate d'ammonium, des nitrophosphates, de la potasse et des engrais composés, ainsi que les usines d'engrais azotés qui fabriquent entre autres de l'urée et de l'ammoniac. La production de phosphate d'ammonium engendre les plus fortes émissions de NH_3 du secteur. En effet, les émissions atmosphériques non contrôlées de cette source contiendraient de 0,1 à 7,8 kg d'azote par tonne de produit.

216. Les engrais azotés sont fabriqués dans des usines produisant de l'ammoniac, de l'urée, du sulfate d'ammonium, du nitrate d'ammonium et/ou du nitrosulfate d'ammonium. L'acide nitrique qui est utilisé dans ce processus est généralement produit sur place. C'est lorsque l'acide nitrique est neutralisé par l'ammoniac anhydre que de l'ammoniac risque tout particulièrement de se dégager. L'épuration par voie humide permet de ramener les concentrations à 35 mg NH_3/m^3 , voire à un niveau inférieur. Les facteurs d'émission des usines convenablement exploitées se situeraient dans la fourchette de 0,25 à 0,5 kg NH_3 /tonne de produit.

217. Les dispositifs antipollution supplémentaires autres que les épurateurs-laveurs, les dépoussiéreurs cyclones et les dépoussiéreurs à manche, qui font partie intégrante de la conception et du fonctionnement des installations, ne sont généralement pas obligatoires pour les usines d'engrais mixtes. De façon générale, il est possible de parvenir à une valeur limite d'émission de 50 mg $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^3$ en optimisant la récupération des produits et en réduisant le plus possible les émissions dans l'atmosphère grâce au bon entretien et au bon fonctionnement des dispositifs antipollution.

218. Dans une usine convenablement exploitée, la fabrication d'engrais NPK par les filières nitrophosphates ou acides mixtes se solde généralement par des émissions de 0,3 kg/tonne de NPK produit, soit 0,01 kg/tonne de NPK en poids d'azote. Cependant, les facteurs d'émission peuvent être très variables selon la qualité de l'engrais produit.

219. Les émissions d'ammoniac provenant de la production d'urée correspondraient aux rejets lors des opérations d'absorption au niveau de la récupération (0,1-0,5 kg NH_3 /tonne de produit), de la concentration (0,1-0,2 kg NH_3 /tonne de produit), du perlage de l'urée (0,5-2,2 kg NH_3 /tonne de produit) et de la granulation (0,2-0,7 kg NH_3 /tonne de produit). La tour de grelonage est une source de poussière d'urée (0,5-2,2 kg NH_3 /tonne de produit), tout comme le granulateur (0,1-0,5 kg/tonne de produit en poids de poussière d'urée).

220. Dans les fabriques d'urée, on utilise des épurateurs-laveurs par voie humide ou des filtres en tissu pour piéger les émissions fugaces provenant des tours de grelonage et des opérations d'ensachage. Ces dispositifs antipollution, qui sont analogues à ceux installés dans les usines d'engrais mixtes, font partie intégrante du matériel de captage. Dans de bonnes conditions de fonctionnement, les nouvelles usines de production d'urée peuvent parvenir à respecter des limites d'émission de particules inférieures à 0,5 kg/tonne de produit pour l'urée comme pour l'ammoniac.

Annexe I

Gestion de l'azote, compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote

1. La gestion est couramment définie comme étant «un ensemble cohérent d'activités en vue d'atteindre des objectifs». Cette définition s'applique à tous les secteurs de l'économie, y compris l'agriculture. La gestion de l'azote peut être définie comme étant «un ensemble cohérent d'activités se rapportant à l'utilisation de l'azote dans l'agriculture, menées en vue d'atteindre des objectifs agronomiques et environnementaux/écologiques» (O. Oenema et Pietrzak, 2002). Les objectifs agronomiques se rapportent au rendement et à la qualité des cultures ainsi qu'à la productivité animale dans le contexte du bien-être des animaux. Les objectifs environnementaux/écologiques se rapportent aux pertes d'azote de sources agricoles. L'expression «compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote» met en relief la nécessité de prendre en considération tous les aspects du cycle de l'azote, y compris dans le cadre de la réduction des émissions de NH_3 afin d'éviter les «échanges de pollution».

2. L'azote est un constituant de toutes les protéines (et enzymes) végétales et animales et il intervient dans la photosynthèse, l'eutrophisation, l'acidification et divers processus d'oxydoréduction. Au travers de ces processus, la forme (c'est-à-dire les composés), la réactivité et la mobilité de l'azote varient. Les principales formes mobiles sont, en phase gazeuse, le di-azote (N_2), l'ammoniac (NH_3), les oxydes d'azote (NO et NO_2) et l'hémioxyde d'azote (N_2O) et, en phase liquide, le nitrate (NO_3), l'ammonium (NH_4^+) et l'azote organique dissous (DON). Dans les matières organiques, l'azote se trouve le plus souvent sous forme d'amides liés au carbone organique (R-NH_2). En raison de sa mobilité dans l'air comme dans l'eau, l'azote réactif est également qualifié de «doublement mobile».

3. Le cycle de l'azote est étroitement lié à celui du carbone et à ceux d'autres nutriments. C'est pourquoi la gestion de l'azote peut avoir une incidence sur le cycle du carbone, le rejet net de dioxyde de carbone (CO_2) dans l'atmosphère et le piégeage du carbone dans le sol. De manière générale, un système qui laisse fuir de l'azote laissera également fuir du carbone, et vice-versa, d'où l'importance d'aborder la gestion de l'azote en adoptant une approche globale de l'exploitation.

4. Selon le type de système agricole, la gestion de l'azote au niveau de l'exploitation comporte une série coordonnée d'activités de gestion, concernant notamment:

- a) La fertilisation des cultures;
- b) La croissance, la récolte et les résidus des végétaux;
- c) La croissance de cultures dérobées ou de couverture;
- d) Les prairies;
- e) Le travail, le drainage et l'irrigation du sol;
- f) L'alimentation des animaux;
- g) Les troupeaux (y compris leur bien-être), et notamment le logement des animaux;
- h) Les fumiers, y compris leur stockage et leur épandage;
- i) Les mesures de réduction des émissions d'ammoniac;
- j) Les mesures de réduction du lessivage et du ruissellement des nitrates;

- k) Les mesures de réduction des émissions d'hémioxyde d'azote;
- l) Les mesures de réduction de la dénitrification.

Afin d'obtenir une grande production végétale et animale tout en maintenant à leur minimum les déperditions d'azote et autres conséquences indésirables pour l'environnement, il est nécessaire de considérer l'ensemble des activités de manière coordonnée et équilibrée.

5. L'azote est indispensable à la croissance des végétaux. Il est souvent le nutriment le plus limitant des cultures et doit donc être disponible en quantités suffisantes et, dans le sol, sous une forme absorbable par les végétaux afin d'obtenir les meilleurs rendements. Des applications trop abondantes et/ou au mauvais moment sont la principale source de déperdition de l'azote dans l'environnement, notamment des émissions de NH_3 dans l'atmosphère. Éviter des applications d'azote trop abondantes ou inopportunes constitue donc l'un des meilleurs moyens de réduire le plus possible les déperditions (et autres impacts sur l'environnement) sans porter atteinte à la production végétale et animale. Les principes relatifs aux meilleures pratiques de gestion des nutriments selon le lieu considéré doivent être observés, concernant notamment:

- a) La gestion prévisionnelle des nutriments et l'archivage des données, pour tous les nutriments essentiels;
- b) Le calcul de la totalité des besoins azotés des végétaux sur la base d'estimations réalistes des objectifs en matière de rendement, de la teneur en azote des végétaux et de la capacité d'absorption de l'azote par les cultures;
- c) L'estimation de l'apport total d'azote provenant de sources indigènes, au moyen de méthodes agréées, à savoir:
 - i) L'azote minéral dans les couches supérieures du sol au moment de la plantation et pendant la croissance des végétaux (au moyen d'analyses de la terre ou des plantes);
 - ii) La minéralisation des résidus des récoltes précédentes;
 - iii) La minéralisation nette de la matière organique présente dans le sol, y compris les arrière-effets de l'épandage des effluents d'élevage pendant plusieurs années et, dans le cas des pâturages, des déjections des herbivores;
 - iv) Les dépôts d'azote réactif en provenance de l'atmosphère;
 - v) La fixation biologique du N_2 par les légumineuses;
- d) Le calcul de la quantité nécessaire d'azote à appliquer, compte tenu des besoins des cultures et de l'apport d'azote de sources indigènes;
- e) Le calcul de la quantité de nutriments présents dans l'épandage des effluents d'élevage qui pourront être absorbés par les cultures. La dose d'application dépendra:
 - i) Des besoins des cultures en azote, phosphore et potassium;
 - ii) De l'apport d'azote, de phosphore et de potassium du sol, calculé sur la base des analyses de la terre;
 - iii) De la quantité disponible d'effluents d'élevage;
 - iv) De la teneur des effluents en azote, phosphore et potassium immédiatement disponibles; et
 - v) De la vitesse de libération des nutriments qui se dégagent lentement des effluents, y compris les arrière-effets;

f) L'estimation des besoins en azote et autres éléments nutritifs, compte tenu des besoins en azote des végétaux et de l'apport d'azote provenant de sources indigènes et du bétail;

g) L'épandage des effluents d'élevage et/ou d'engrais azotés peu avant le démarrage de la croissance rapide des végétaux, au moyen de méthodes et techniques de prévention des émissions de NH_3 ;

h) Le cas échéant, l'application d'engrais azotés en plusieurs fois (apports fractionnés) accompagnée si besoin est d'analyses des cultures en cours.

6. Les mesures préconisées pour réduire l'ensemble des émissions de NH_3 sont celles qui diminuent simultanément d'autres émissions non désirées d'azote tout en maintenant ou en améliorant la productivité agricole (mesures ayant des effets synergiques). À l'inverse, les mesures visant à réduire les émissions de NH_3 qui augmentent d'autres émissions non désirées (effets antagonistes) doivent être modifiées de façon à réduire le plus possible les effets antagonistes. Il peut s'agir par exemple d'un accroissement des émissions de méthane (CH_4) produit par les ruminants. De même, il faut éviter de prendre des mesures de réduction qui augmentent d'autres types de pollution d'origine agricole (par exemple des pertes de phosphore, des agents pathogènes ou l'érosion du sol) ou l'utilisation de ressources (de combustibles par exemple), réduisent la qualité des aliments (en raison par exemple d'un accroissement des antibiotiques, des hormones ou des pesticides) ou nuisent à la santé et au bien-être des animaux d'élevage (par exemple en imposant des limites concernant la taille des étables ou le chargement en bétail) (Jarvis *et al.*, 2011).

7. On peut évaluer l'efficacité de la gestion de l'azote d'après: a) les diminutions des excédents d'azote; et b) l'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE). Les indicateurs de cette efficacité mesurent la quantité d'azote captée par les produits végétaux ou animaux par rapport à la quantité répandue ou fournie. L'excédent d'azote, qui est un indicateur de la pression exercée par l'azote de l'exploitation sur l'environnement en général, dépend également du mode de disparition de l'excédent, à savoir la volatilisation du NH_3 , le lessivage de l'azote et/ou la nitrification/dénitrification. La gestion influe considérablement à la fois sur l'efficacité de l'utilisation de l'azote (Tamminga, 1996; Mosier, Syers et Freney, 2004) et sur l'excédent d'azote.

8. Le rapport entre la production totale d'azote (sous la forme des produits exportés par l'exploitation) et l'apport total d'azote (importé dans l'exploitation, y compris par le biais de la fixation biologique de N_2) (rapports masse/masse) est un indicateur de l'efficacité de l'utilisation de l'azote au niveau de l'exploitation, et la différence entre l'apport total d'azote et la production totale d'azote (masse par unité de surface) est un indicateur de l'excédent (ou du déficit) d'azote à l'échelle de l'exploitation.

9. Il est courant de faire la distinction entre les bilans et les budgets entrées-sorties d'azote. Les uns et les autres comptabilisent à peu près les mêmes apports; la principale différence tient au fait que les bilans enregistrent uniquement les sorties d'azote dans les produits récoltés/commercialisables tandis que les budgets enregistrent ces sorties ainsi que les pertes du système. Les budgets donnent donc un tableau complet de tous les flux d'azote.

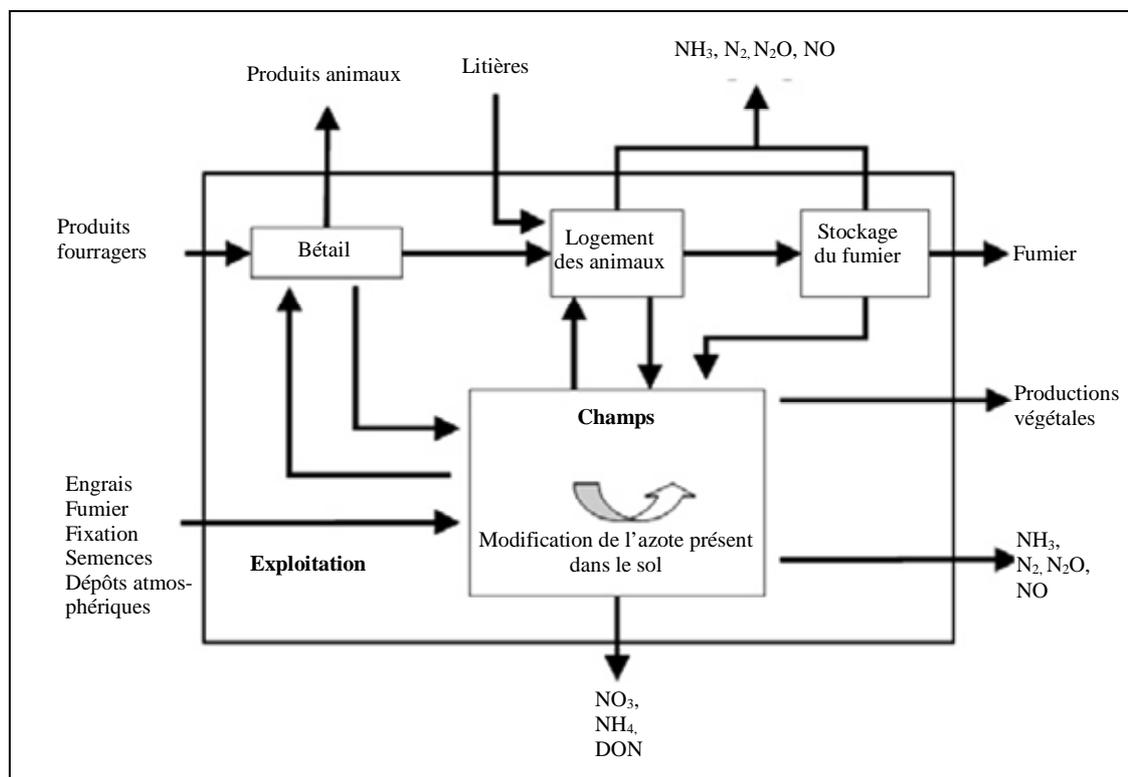
10. Il existe plusieurs méthodes pour établir les bilans entrées-sorties d'azote, y compris le bilan brut, le bilan à la surface du sol, le bilan sortie exploitation et le bilan de l'exploitation (par exemple Watson et Atkinson, 1999; Schroder *et al.*, 2003; O. Oenema, Kros et de Vries, 2003; OCDE, 2008). Fondamentalement, le bilan brut et le bilan à la surface du sol enregistrent tous les apports d'azote sur les terres agricoles et toutes les sorties d'azote dans les productions végétales provenant des terres agricoles. Toutefois, ils n'enregistrent pas de la même façon l'azote présent dans le fumier organique; le bilan brut inclut dans les entrées la quantité totale d'azote excrété tandis que le bilan à la surface du sol déduit de la quantité d'azote excrété les pertes de NH_3 provenant du fumier dans les

systèmes de logement et les systèmes de stockage du fumier. Le bilan sortie exploitation et le bilan de l'exploitation enregistrent toutes les entrées et sorties d'azote de l'exploitation. Le bilan de l'exploitation comprend les entrées d'azote provenant des dépôts atmosphériques (à la fois les composés azotés réduits et les composés azotés oxydés) et la fixation biologique du N_2 . Il est possible d'appliquer diverses méthodes aux niveaux du champ, de l'exploitation, de la région et du pays; il importe d'utiliser des présentations uniformisées pour établir les bilans et de définir la méthodologie utilisée, afin d'améliorer la comparaison.

11. Le budget azote d'une exploitation mixte associant culture et élevage est le budget le plus complexe (fig. AI.1). Les principales entrées sont les engrais minéraux/inorganiques, le fumier importé, le di-azote (N_2) atmosphérique fixé par certaines cultures (principalement les légumineuses), les dépôts atmosphériques ainsi que les apports provenant de l'eau d'irrigation et des produits fourragers. Les entrées par le biais des semences et des litières des animaux ont généralement une importance secondaire, encore que les secondes puissent être non négligeables dans le cas de certaines formes d'élevage traditionnel. Les principales sorties se retrouvent dans les productions végétales et animales et dans le fumier exporté. Des pertes sous forme de gaz se produisent à partir du fumier dans le logement des animaux ou du stockage du fumier ainsi qu'après l'épandage. D'autres pertes sous forme de gaz proviennent des champs, de l'épandage d'engrais, des cultures, du sol et des résidus de cultures. Le lessivage ou le ruissellement des nitrates, de l'ammonium et de l'azote organique dissous entraînent des pertes dans les eaux souterraines et les eaux superficielles. Il peut également se produire un ruissellement d'azote organique non dissous.

Figure AI.1

Budget azote d'une exploitation mixte de productions végétales et animales

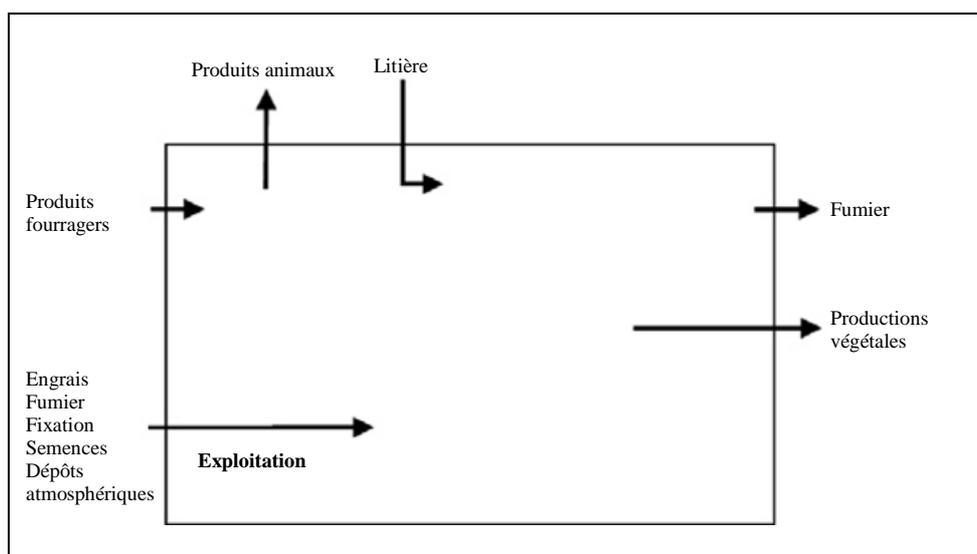


Source: Jarvis et al., 2011.

12. Les éléments du bilan azote d'une exploitation mixte culture et élevage sont indiqués dans la figure AI.2. De toute évidence, un tel bilan est beaucoup plus simple que le budget azote de l'exploitation, car les déperditions d'azote dans l'air, les eaux souterraines et les eaux de surface n'y figurent pas. Le bilan azote d'une exploitation spécialisée dans les productions végétales ou les productions animales est beaucoup plus simple qu'un bilan sortie exploitation d'une exploitation mixte culture et élevage parce qu'il comprend moins de catégories d'entrées et de sorties d'azote.

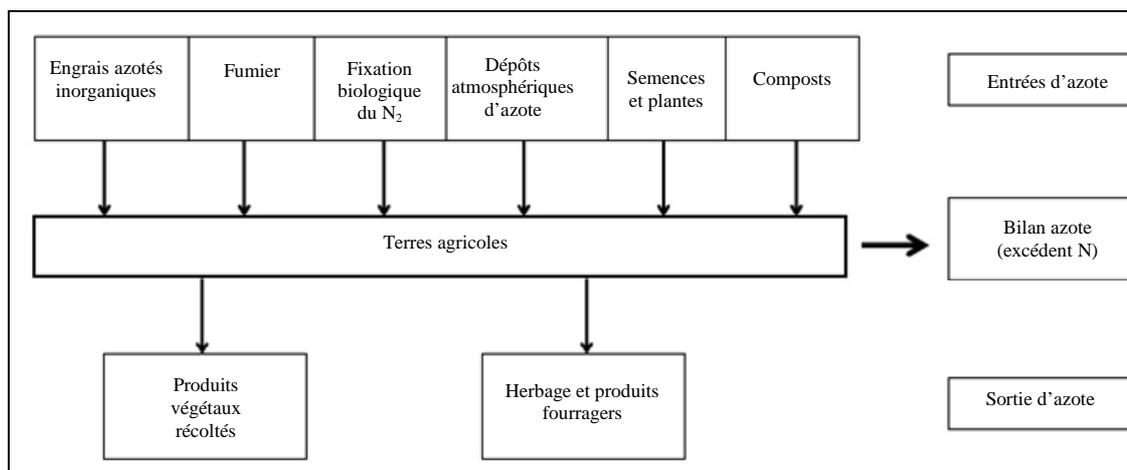
Figure AI.2

Éléments du bilan azote d'une exploitation mixte de productions végétales et animales



13. Un bilan azote à la surface du sol de terres agricoles est reproduit dans la figure AI.3. Les principales entrées d'azote sont les engrais minéraux/inorganiques, le fumier, l'azote atmosphérique fixé par certaines cultures (principalement les légumineuses) et les dépôts atmosphériques. D'autres entrées d'azote peuvent provenir des biosolides et des amendements organiques tels que le compost et les paillis. Les entrées provenant des semences et des composts ont généralement une importance secondaire. Les principales sorties se retrouvent dans les produits végétaux récoltés sous la forme de grains ou de plantes entières. Il convient de relever que les produits animaux autres que le fumier n'apparaissent pas dans le bilan à la surface du sol étant donné qu'ils ne sont pas répandus sur le sol.

Figure AI.3
Éléments du bilan azote à la surface du sol des terres agricoles



Source: OCDE, 2008.

14. Lorsque l'on utilise les bilans azote et l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) comme indicateurs à l'échelle de l'exploitation, il faut établir une distinction entre:

- a) Les exploitations spécialisées dans les productions végétales;
- b) Les exploitations mixtes associant des productions végétales (fourragères) et animales; et
- c) Les exploitations spécialisées dans les productions animales.

15. Les exploitations spécialisées dans les productions végétales comptent relativement peu de sources d'émission du NH_3 (éventuellement du fumier importé, des engrais à base d'urée et d'ammonium, des végétaux et des résidus de cultures). Ces exploitations peuvent être subdivisées en fonction de la rotation des cultures (par exemple pourcentage de céréales, de légumes à cosse, de légumes et de plantes-racines). Les exploitations spécialisées dans les productions animales ne produisent que des produits d'origine animale (lait, viande, œufs, sous-produits et fumiers) et elles les exportent tous. Elles peuvent aussi produire de l'énergie par digestion du carbone organique. Ces exploitations peuvent être subdivisées selon les catégories d'animaux (porcins, volailles et bovins, par exemple). Les exploitations mixtes ont à la fois des cultures et de l'élevage; les cultures servent habituellement à nourrir les animaux et les fumiers produits par les animaux servent à fertiliser les terres cultivées. Ces exploitations peuvent être subdivisées en fonction des catégories d'animaux (vaches laitières, bovins de boucherie, porcins, etc.) et du chargement en bétail (ou de l'autosuffisance en produits fourragers).

16. Dans la pratique, la NUE (rapport sorties/entrées) et les excédents d'azote (entrées déduction faite des sorties) varient beaucoup d'une exploitation à l'autre en raison des différences entre les systèmes de gestion et les systèmes de production (s'agissant en particulier des types de cultures et des catégories d'animaux, du chargement en bétail et du système agricole). Des fourchettes indicatives pour de grandes catégories de systèmes de production agricole figurent dans le tableau AI.2.

17. Il est possible d'établir un bilan azote et un rapport sorties-entrées d'azote pour des subdivisions d'une exploitation, en particulier dans le cas d'une exploitation mixte. Pour évaluer la NUE, il peut être utile de considérer trois subdivisions ou niveaux, à savoir:

- a) La conversion du fourrage azoté en produits animaux (NUE-fourrage ou NUE-animaux);
- b) La conversion des fumiers et engrais azotés en productions végétales (NUE-fumiers/engrais); et
- c) La NUE pour l'ensemble de l'exploitation.

18. Ces NUE correspondent au rapport entre les sorties et entrées d'azote, exprimé en pourcentage:

a) $NUE\text{-fourrage} = [(azote\ dans\ le\ lait,\ les\ produits\ animaux\ et\ les\ œufs)/(azote\ dans\ les\ produits\ fourragers)] \times 100\ \%$;

b) $NUE\text{-fumiers/engrais} = [absorption\ de\ l'azote\ par\ les\ cultures/apport\ d'azote\ par\ les\ fumiers/engrais] \times 100\ \%$;

c) $NUE\ ensemble\ de\ l'exploitation = [\Sigma\ (azote\ exporté\ hors\ de\ l'exploitation)/\Sigma\ (azote\ importé\ dans\ l'exploitation)] \times 100\ \%$.

Des fourchettes indicatives des NUE d'élevages laitiers sont indiquées ci-après au tableau AI.1.

Tableau AI.1

Élevages laitiers: valeurs indicatives des entrées d'azote et de la NUE

<i>Entrées/sorties</i>	<i>Fourchette des entrées d'azote</i>	<i>Fourchette des NUE (%)</i>	<i>Source</i>
Fourrage/lait (NUE-fourrage)	512-666 g vache ⁻¹ jour ⁻¹	26-33	Powell <i>et al.</i> (2006a)
	289-628 g vache ⁻¹ jour ⁻¹	22-29	Kebreab <i>et al.</i> (2001)
	200-750 g vache ⁻¹ jour ⁻¹	21-32	Castillo <i>et al.</i> (2000)
	496-897 g vache ⁻¹ jour ⁻¹	21-36	Chase (2004)
	838-1 360g vache ⁻¹ jour ⁻¹	16-24	Aarts <i>et al.</i> (2000)
Fumiers et engrais/productions végétales et pâturages (NUE-fumiers/engrais)	359-749 kg ha ⁻¹	53-77	Aarts <i>et al.</i> (2000)
	n.d.	16-57	Beegle <i>et al.</i> (2008)
Entrées/sorties (NUE pour l'ensemble de l'exploitation)	215-568 kg ha ⁻¹	14-55	Rotz <i>et al.</i> (2006)
	150-370 kg ha ⁻¹	39-47	Rotz <i>et al.</i> (2006)
	260-380 kg ha ⁻¹	23-36	Rotz <i>et al.</i> (2005)
	240-423 kg ha ⁻¹	34-46	Rotz <i>et al.</i> (1999)
	63-840 kg ha ⁻¹	8-55	Ovens <i>et al.</i> (2008)
	n.d.	25-64	Histov <i>et al.</i> (2006)

Source: Powell, Rotz et Weaver, 2009.

19. Pour évaluer la NUE-fourrage ou la NUE-animaux, il faut connaître les quantités de produits fourragers consommés et la teneur en azote de ces produits. Il faut également connaître les quantités d'azote dans les produits animaux (protéines du lait, viande et œufs). Il est possible d'utiliser des valeurs par défaut pour calculer la quantité d'azote dans les protéines du lait et les œufs, et dans le poids vif, le poids de la carcasse et la viande dans le cas des bovins, porcins et volailles.

Tableau AI.2

Systèmes de production agricole: indicateurs de l'excédent d'azote et de l'efficacité de l'utilisation de l'azote, avec mention de valeurs caractéristiques pour les exploitations spécialisées dans les productions végétales, les exploitations spécialisées dans les productions animales et les exploitations mixtes

<i>Indice</i>	<i>Calculs</i>	<i>Interprétation</i>	<i>Valeurs caractéristiques</i>
Excédent N = somme de toutes les entrées d'azote déduction faite des sorties d'azote au départ de l'exploitation, exprimée en kg/ha/an	Excédent N = $\Sigma (\text{Entrées}_N) - \Sigma (\text{Sorties}_N)$	L'excédent N dépend du type de système de production, de la gestion des cultures et des animaux, de l'apport d'azote indigène et des apports de l'extérieur (via les engrais et aliments pour animaux), ainsi que de l'environnement L'excédent N est une mesure de la déperdition totale d'azote dans l'environnement Le déficit N [$\Sigma (\text{Entrées}_N) < \Sigma (\text{Sorties}_N)$] est une mesure de l'appauvrissement du sol en azote S'agissant des systèmes de productions animales (sans terres), l'excédent N peut être très important et dépend aussi de l'éventuelle sortie d'azote par le biais du traitement et de l'exportation des fumiers	Dépend du type de système de production, des cultures et des animaux: Productions végétales: 0-50 kg/ha Productions mixtes: 0-200 kg/ha Productions animales: 0-1 000 kg/ha

<i>Indice</i>	<i>Calculs</i>	<i>Interprétation</i>	<i>Valeurs caractéristiques</i>
NUE = efficacité de l'utilisation de l'azote, c'est-à-dire sorties d'azote dans des produits utiles rapportées aux entrées totales d'azote	$NUE = \frac{\Sigma (\text{Sorties}_N)}{\Sigma (\text{Entrées}_N)}$	La NUE dépend du système de production, de la gestion des cultures et des animaux, de l'apport d'azote indigène et des apports de l'extérieur (via les engrais et aliments pour animaux) ainsi que de l'environnement Dans le cas des systèmes de productions animales (sans terres), il peut y avoir des sorties d'azote par le biais du traitement et de l'exportation des fumiers	Dépend du système de production des cultures et des animaux: Productions végétales: 0,6-1 Productions mixtes: 0,5-0,6 Productions animales: 0,2-0,6 ^a Productions animales: 0,8-0,95 ^b

^a Pas d'exportation de fumier.

^b Exploitations agricoles sans terres; tous les fumiers sont exportés hors de l'exploitation.

20. Pour évaluer la NUE-fumiers/engrais, il est utile de faire la distinction entre différentes sources d'azote. L'«équivalent engrais azoté» indique la mesure dans laquelle l'azote provenant des engrais organiques, des composts et des résidus de récoltes est utilisé relativement à l'engrais de référence (généralement des engrais à base de NH_4NO_3), à qui est attribuée la valeur de 100 %. Une valeur élevée indique une utilisation très efficace de l'azote. L'équivalent engrais azoté dépend du type d'engrais (solide, en suspension ou liquide), de leur provenance (bovins, porcins, volailles) et de l'horizon temporel (effets de la fumure pendant l'année ou effets à long terme). Il dépend également du type de culture et des conditions ambiantes (nature du sol, température, pluviométrie). La gestion, c'est-à-dire le choix du moment et de la méthode d'application, est un facteur décisif pour obtenir un équivalent élevé. Le tableau AI.3 présente des fourchettes d'équivalents que l'on trouve dans les publications pour les fumiers, lisiers et boues provenant de bovins, porcins et volailles. Les sources d'azote organique contiennent habituellement une proportion non négligeable d'azote lié aux composés organiques, qui ne devient absorbable pendant la croissance des végétaux qu'après sa minéralisation. On distingue donc l'équivalent engrais azoté à court terme (c'est-à-dire pendant la période de végétation qui suit immédiatement l'application de l'azote organique) et l'équivalent engrais azoté à long terme, le second étant plus élevé que le premier. Certaines sources d'azote organique ne comprennent que de l'azote minéral et de l'azote organique facilement minéralisable. Dans ce cas, il n'y a pratiquement aucune différence entre l'équivalent à court terme et l'équivalent à long terme.

Tableau AI.3
Fourchettes d'équivalents engrais azotés à court terme et à long terme des fumiers et des résidus de cultures, exprimés en pourcentage de l'engrais de référence, le nitrate d'ammonium

Sources d'azote	Équivalents engrais azoté, en pourcentage	
	Court terme	Long terme
Purin séparé provenant de bovins et de porcins	70-100	70-100
Lisiers digérés de bovins et de porcins	40-60	50-80
Lisiers de bovins	30-50	50-80
Lisiers de porcins	30-65	50-80
Lisiers de volailles	30-65	50-80
Fumiers de bovins, de porcins et de volailles	20-40	40-60
Composts de fumiers de bovins, de porcins et de volailles	20-40	40-60
Déjections d'herbivores	10-20	20-40
Résidus de cultures contenant plus de 2,5 % d'azote	10-40	30-50
Résidus de cultures contenant de 1,5 à 2,5 % d'azote	0-30	20-40
Résidus de cultures contenant moins de 1,5 % d'azote	0	0-20

Sources: Berntsen *et al.*, 2007; Bittman *et al.*, 2007; Burton et Turner, 2003; Chadwick *et al.*, 2000; Gutser *et al.*, 2005; Hadas *et al.*, 2002; Hart *et al.*, 1993; Hatch *et al.*, 2004; Janssen, 1984; Jenkinson et Smith, 1988; Kolenbrander et De La Lande Cremer, 1967; Langmeier *et al.*, 2002; MacDonald *et al.*, 1997; Mosier, Syers et Freney, 2004; Nevens et Reheul, 2005; Rufino *et al.*, 2006; Rufino *et al.*, 2007; Schils et Kok, 2003; Schröder *et al.*, 2000; Schröder et Stevens, 2004; Schröder 2005; Schröder, Jansen et Hilhorst, 2005; Schröder, Uenk et Hilhorst, 2007; Sommerfeldt, Chang et Entz, 1988; Sørensen, 2004; Sørensen et Amato, 2002; Sørensen, Weisbjerg et Lund, 2003; Sørensen et Thomsen, 2005; Van der Meer *et al.*, 1987; Velthof *et al.*, 1998.

Notes: Les fumiers sont appliqués au moyen de techniques courantes peu polluantes. Les équivalents engrais azotés à court terme correspondent à l'équivalent engrais azoté d'applications réalisées au bon moment pendant l'année d'application. Les équivalents engrais azotés à long terme comprennent les arrières-effets et résultent par hypothèse d'applications annuelles répétées.

21. S'agissant des exploitations considérées dans leur globalité, l'excédent d'azote et la NUE des exploitations spécialisées dans les productions végétales sont calculés à l'aide des formules suivantes:

$$\text{SurplusN} = [\text{FertN} + \text{ManureN} + \text{CompostN} + \text{BNF} + \text{Atm.N} + \text{SeedN}] - [\text{CropN}] \quad [1]$$

$$\text{NUEcrop} = [\text{CropN}] / [\text{FertN} + \text{ManureN} + \text{CompostN} + \text{BNF} + \text{Atm.N} + \text{SeedN}] \quad [2]$$

Dans lesquelles:

SurplusN = Excédent d'azote à l'échelle de l'exploitation, en kg/ha

NUEcrop = Efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle de l'exploitation, rapport masse/masse (adimensionnel)

FertN = Quantité d'engrais azoté importé dans l'exploitation, en kg/ha

ManureN = Quantité de fumiers azotés importés dans l'exploitation, en kg/ha

CompostN = Quantité de composts azotés importés dans l'exploitation, en kg/ha

BNF = Quantité de N₂ fixé biologiquement par les légumineuses, en kg/ha

Atm.N = Quantité d'azote provenant de dépôts atmosphériques, en kg/ha

SeedN = Quantité d'azote importé par le biais des semences et des plantes, en kg/ha

CropN = Quantité nette d'azote dans les récoltes exportées de l'exploitation, y compris les résidus, en kg/ha.

22. L'exploitation peut recevoir des apports supplémentaires d'azote par le biais par exemple d'une fixation de N₂ par des bactéries autotrophes, de moyens de protection des cultures, de l'eau d'irrigation, des biosolides et des paillis. Ces apports sont généralement peu importants par rapport à ceux qui précèdent et sont également difficiles à gérer. Il n'en est donc pas souvent tenu compte. Toutefois, lorsqu'ils représentent un pourcentage non négligeable de l'apport total (>10 %), ils doivent être inclus dans le calcul du bilan. Cela peut arriver dans le cas d'exploitations sur des sols organiques dans lesquels la minéralisation nette de l'azote organique peut dégager de 20 à 200 kg d'azote par hectare et par an, selon l'état trophique de la tourbe et les conditions du drainage.

23. Une expression plus juste de l'efficacité de l'utilisation de l'azote et de l'excédent d'azote dans les exploitations spécialisées dans les productions végétales tient compte des différences d'équivalents engrais azoté des fumiers, des composts et de la BNF; elle est calculée à l'aide de la formule suivante:

$$\text{NUE}_{\text{crop}} = [\text{CropN}] / [\text{FertN} + (\text{ManureN} \times \text{FnevM}) + (\text{CompostN} \times \text{FnevC}) + (\text{BNF}) + \text{Atm.N} + \text{SeedN}] \quad [7]$$

Dans laquelle:

FnevM = Équivalent engrais azoté des fumiers, en kg/kg

FnevC = Équivalent engrais azoté des composts, en kg/kg.

24. S'agissant des exploitations sans terres spécialisées dans les productions animales, l'excédent d'azote et la NUE sont calculés à l'aide des formules suivantes:

$$\text{SurplusN} = [\text{FeedN}] - [\text{AnimalN} + \text{ManureN}] \quad [3]$$

$$\text{NUE}_{\text{animal}} = [\text{AnimalN} + \text{ManureN}] / [\text{FeedN}] \quad [4]$$

Dans lesquelles:

SurplusN = Excédent d'azote à l'échelle de l'exploitation, en kg

NUE_{animal} = Efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle de l'exploitation, rapport masse/masse (adimensionnel)

FeedN = Quantité nette d'azote contenu dans les produits fourragers importés dans l'exploitation, en kg

AnimalN = Quantité nette d'azote contenu dans les animaux exportés de l'exploitation (y compris les animaux morts, après déduction des animaux importés), en kg

ManureN = Quantité nette de fumiers azotés exportés de l'exploitation (y compris les résidus des fourrages), en kg.

L'exploitation recevra de petits apports supplémentaires d'azote, par le biais par exemple de l'eau de boisson et de l'eau utilisée pour les nettoyages, des litières et des médicaments; ces apports sont généralement peu importants (<5 %) par rapport à ceux qui précèdent et peuvent être laissés de côté dans ce cas.

25. S'agissant des exploitations mixtes de productions végétales et animales, l'excédent d'azote et la NUE sont calculés à l'aide des formules suivantes:

$$\text{SurplusN} = [\text{FertN} + \text{FeedN} + \text{ManureN}_i + \text{CompostN} + \text{BNF} + \text{Atm.N} + \text{SeedN}] - [\text{AnimalN} + \text{CropN} + \text{ManureN}_e] \quad [5]$$

$$\text{NUEmixed} = [\text{AnimalN} + \text{CropN} + \text{ManureN}_e] / [\text{FertN} + \text{FeedN} + \text{ManureN}_i + \text{CompostN} + \text{BNF} + \text{Atm.N} + \text{SeedN}] \quad [6]$$

Dans lesquelles:

SurplusN = Excédent d'azote à l'échelle de l'exploitation, en kg/ha

FertN = Quantité d'engrais azoté importé dans l'exploitation, en kg/ha

FeedN = Quantité d'azote contenu dans les produits fourragers importés dans l'exploitation, en kg/ha

ManureN_i = Quantité de fumiers azotés importés dans l'exploitation, en kg/ha

CompostN = Quantité de composts azotés importés dans l'exploitation, en kg/ha

BNF = Quantité de N₂ fixé biologiquement par les légumineuses, en kg/ha

Atm.N = Quantité d'azote provenant de dépôts atmosphériques, en kg/ha

SeedN = Quantité d'azote importé par le biais des semences et des plantes, en kg/ha

CropN = Quantité d'azote contenu dans les récoltes exportées de l'exploitation, y compris les résidus, en kg/ha

AnimalN = Quantité d'azote contenu dans les animaux exportés de l'exploitation (y compris les animaux morts, après déduction des animaux importés), en kg

ManureN_e = Quantité de fumiers azotés exportés de l'exploitation, en kg/ha.

26. Les améliorations apportées à la gestion de l'azote (et partant la diminution des pertes d'azote) au fil du temps découlent de la diminution des excédents d'azote et des améliorations de l'efficacité de l'utilisation de l'azote. Il est alors possible d'évaluer les progrès accomplis dans cette gestion en observant l'excédent annuel d'azote et l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle de l'exploitation. Afin de rendre compte des variations annuelles des conditions météorologiques et des imprévus, il est recommandé de calculer la moyenne quinquennale de l'excédent d'azote et de la NUE.

27. On peut évaluer les résultats de la gestion de l'azote obtenus dans une exploitation par rapport à ceux d'autres exploitations, d'exploitations pilotes ou d'exploitations expérimentales. Il peut être établi des valeurs cibles pour les excédents d'azote et la NUE des systèmes spécialisés dans les productions végétales à partir des résultats des systèmes (expérimentaux/pilotes) les mieux gérés dans la pratique compte tenu des facteurs pédologiques.

28. Les cultures sont plus ou moins capables d'absorber l'azote du sol parce que la longueur de leurs racines et la durée de leur période de croissance sont différentes. Les graminées (céréales et prairies) ont une grande capacité d'absorption, et les légumes à feuilles (laitues, épinards) une faible capacité d'absorption. Les valeurs cibles fixées à titre indicatif pour l'excédent d'azote et la NUE doivent être spécifiées en fonction de la superficie relative des champs de céréales et des prairies de l'exploitation (par exemple, si l'on considère cinq catégories: <25 %; 25-50, 50-75, 75-90 et >90 %) (tableau AI.4).

29. S'agissant des exploitations spécialisées dans les productions végétales qui cultivent des céréales sur plus de 90 % de leur superficie, et si l'on utilise les apports indiqués dans l'équation [7] et les équivalents engrais azoté indiqués au tableau AI.3, l'azote récolté correspond en gros à la totalité de l'apport effectif d'azote et la NUE peut atteindre 100 %. Toutefois, celle-ci diminue du fait d'une augmentation de l'apport d'azote, de l'action des ravageurs ou de la limitation d'autres nutriments; la difficulté consiste à trouver la dose de fertilisation optimale correspondant à la fois à un très bon rendement, une excellente qualité

des cultures, une grande NUE et un faible excédent d'azote. La rotation des cultures entraînant une diminution de la superficie relative des terres emblavées, la NUE prise comme cible va diminuer et les excédents d'azote augmenter, en fonction aussi de l'apport effectif d'azote (tableau AI.4). L'excédent d'azote et la NUE dépendent également de l'utilisation qui est faite des résidus de cultures; la moisson et l'évacuation des résidus augmentent la NUE et diminuent l'excédent d'azote, en particulier à court terme. Toutefois, l'évacuation des résidus peut entraîner une réduction des quantités de matière organique et d'azote dans le sol. Il est à noter que la NUE et l'excédent d'azote sont inversement corrélés (tableau AI.4), mais ce n'est pas toujours le cas; il arrive parfois qu'une augmentation de la NUE soit associée à un léger accroissement de l'excédent d'azote.

Tableau AI.4

Valeurs indicatives de l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) et des excédents d'azote des exploitations spécialisées dans les productions végétales qui reçoivent des quantités modérées ou élevées d'azote, selon le pourcentage de céréales dans la rotation des cultures

	Apport modéré d'azote			Apport élevé d'azote		
	Excédents d'azote			Excédents d'azote		
Céréales, en pourcentage	NUE (%)	50 kg/ha/an	100 kg/ha/an	NUE (%)	150 kg/ha/an	200 kg/ha/an
90-100	100	0	0	80	30	40
75-90	95	2,5	5	75	37,5	50
50-75	90	5	10	70	45	60
25-50	80	10	20	60	60	80
<25	70	15	30	50	75	100

30. La NUE des exploitations spécialisées dans les productions animales et des exploitations mixtes dépend en partie des déperditions «inévitables» d'azote sous forme de gaz provenant des fumiers dans les étables et du stockage des fumiers en raison de la volatilisation du NH_3 et des processus de nitrification-dénitrification. Les déperditions inévitables d'azote sont des déperditions qui se produisent lorsque l'on utilise les meilleures techniques disponibles. Les valeurs cibles de la $\text{NUE}_{\text{animal}}$ doivent être calculées à partir de l'équation suivante:

$$\text{TargetNUE}_{\text{animal}} = [\text{AnimalN} + (\text{ExcretedN} - \text{ManureN}_{\text{loss}})] / [\text{FeedN}] \quad [8]$$

Dans laquelle:

$\text{TargetNUE}_{\text{animal}}$ = Efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle de l'exploitation, rapport masse/masse (adimensionnel)

AnimalN = Quantité nette d'azote contenu dans les animaux exportés de l'exploitation (y compris les animaux morts, après déduction des animaux importés), en kg

FeedN = Quantité nette d'azote contenu dans les produits fourragers importés dans l'exploitation, en kg

ExcretedN = Quantité d'azote excrétée par les animaux en stabulation, en kg.

$\text{ManureN}_{\text{loss}}$ = Déperditions inévitables d'azote provenant des fumiers dans les logements des animaux et du stockage des fumiers en raison de la volatilisation du NH_3 et des processus de nitrification-dénitrification, en kg

$\text{ExcretedN} - \text{ManureN}_{\text{loss}}$ = Quantité de fumiers azotés exportés de l'exploitation.

31. Les déperditions inévitables d'azote dépendent du système de logement des animaux, de la gestion des fumiers et des pratiques agricoles. Dans le cas des bovins et porcins logés toute l'année dans des bâtiments dotés d'un système à lisier, avec des ouvrages couverts de stockage des fumiers, elles varieront entre 5 et 20 % de l'azote excrété pendant la stabulation et se situeront en bas de la fourchette dans le cas des systèmes de logement peu polluants (et des stalles entravées) et en haut de la fourchette dans celui des locaux à plancher recouvert en partie de caillebotis, mais elles dépendront également des conditions climatiques (Amon *et al.*, 2001; Monteny et Erisman, 1998; O. Oenema *et al.*, 2008). Lorsque les animaux ne sont confinés que pendant l'hiver, une moindre quantité d'azote sera excrétée pendant la stabulation et les déperditions d'azote par tête seront moins abondantes. Les déperditions sont généralement plus élevées (20 à 40 % en cas de stabulation toute l'année) dans les bâtiments avec fumiers solides en raison de pertes supérieures dues à la nitrification/dénitrification pendant le stockage des fumiers.

32. Dans le cas des volailles, les déperditions inévitables d'azote se situent entre 10 et 50 % d'azote excrété, le bas de la fourchette correspondant à des systèmes de logement peu polluants et le haut de la fourchette à des systèmes utilisant des fosses profondes et des litières à même le sol sans qu'il soit procédé à une épuration ni à une rétention du NH_3 de l'air refoulé (Groot Koerkamp et Groenestein, 2008).

33. La NUE des exploitations spécialisées dans les productions animales augmente dès lors qu'augmente la rétention de l'azote contenu dans les produits fourragers et que diminuent les «déperditions inévitables d'azote sous forme de gaz» (tableau AI.5, fig. AI.4). La rétention de l'azote contenu dans les produits fourragers dépend de l'espèce animale, de la productivité animale et de l'alimentation des bêtes. Les «déperditions inévitables d'azote sous forme de gaz» dépendent des systèmes de logement et de gestion des fumiers, y compris les systèmes de gestion peu polluants. C'est pourquoi la NUE des exploitations spécialisées dans les productions animales varie beaucoup en fonction des déperditions d'azote gazeux, y compris les déperditions par volatilisation du NH_3 ; c'est là un indicateur de gestion intégrée de l'azote.

Tableau AI.5

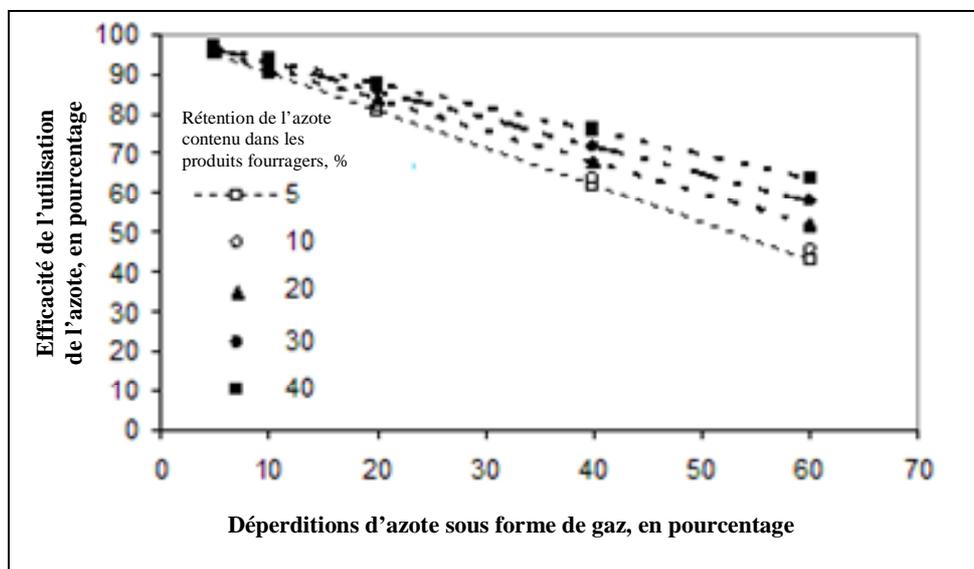
Efficacité de l'utilisation de l'azote des exploitations spécialisées dans les productions animales calculée en fonction du pourcentage de rétention de l'azote contenu dans les produits fourragers et du pourcentage de «déperditions inévitables d'azote» pendant la stabulation des animaux et le stockage des fumiers (conformément à l'équation [8])

Rétention de l'azote contenu dans les produits fourragers (en pourcentage)	«Déperditions inévitables d'azote», en pourcentage de l'azote excrété				
	5	10	20	40	60
5	95	91	81	62	43
10	96	91	82	64	46
20	96	92	84	68	52
30	97	93	86	72	58
40	97	94	88	76	64

Note: Par hypothèse, tous les produits animaux, y compris les fumiers, sont exportés de l'exploitation.

Figure AI.4

Efficacité de l'utilisation de l'azote des exploitations spécialisées dans les productions animales calculée en fonction du pourcentage de rétention de l'azote contenu dans les produits fourragers et du pourcentage de «déperditions inévitables d'azote» pendant le stockage des fumiers (conformément à l'équation [8])



Note: Par hypothèse, tous les produits animaux, y compris les fumiers, sont exportés de l'exploitation.

34. Le bilan azote et l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle de l'exploitation sont des indicateurs permettant de calculer la pression de l'azote sur l'environnement et l'efficacité de l'utilisation des ressources azotées, respectivement. Certains pays (le Danemark et les Pays-Bas par exemple) utilisent ou ont utilisé les bilans azote et les excédents azote comme instruments synthétiques de réglementation pour diminuer les pertes d'azote dans l'environnement. Toutefois l'excédent azote et la NUE n'ont pas encore été véritablement utilisés comme indicateurs spécifiques pour la réduction des émissions de NH_3 . Cela dit, il existe de solides indices aussi bien théoriques qu'empiriques prouvant qu'une augmentation de la NUE est associée à une diminution des pertes d'azote par unité de produit. De même, une augmentation de la NUE dans les systèmes de production animale et les systèmes de production mixte est généralement associée à une diminution des pertes de NH_3 par unité de produit, comme cela a été démontré par exemple, au Danemark (Mikkelsen *et al.*, 2010; Nørregaard Hansen *et al.* 2008; Anonymous, 2008).

35. Il ressort des enseignements tirés au Danemark et aux Pays-Bas que la plupart des exploitants agricoles sont capables à la fois de comprendre facilement le bilan azote et les indicateurs de la NUE et de les établir en utilisant des documents comptables et des valeurs par défaut de la teneur en azote de divers produits. Toutefois, une formation et la participation à des réunions entre exploitants sont utiles. Des comptables peuvent eux aussi établir des bilans azote et la NUE, là encore à partir des documents comptables et des valeurs par défaut de la teneur en azote de divers produits. L'établissement du bilan azote et des indicateurs de la NUE coûte entre 200 et 500 euros par exploitation.

36. Il est possible en gros d'améliorer la NUE et de diminuer l'excédent azote à l'aide de trois stratégies/techniques: a) augmenter les sorties d'azote en augmentant le rendement des cultures et des élevages tout en gardant plus ou moins constantes les entrées d'azote; b) diminuer les entrées d'azote dans les engrais azotés et les produits fourragers achetés tout en maintenant plus ou moins constants le rendement des cultures et des élevages ainsi

que les sorties d'azote; et c) diminuer les déperditions d'azote au moyen de technologies économes en azote (techniques peu polluantes, cultures de couverture, meilleure synchronisation de l'apport d'azote, etc.) et économiser ainsi des entrées d'azote, tout en maintenant plus ou moins constantes les sorties d'azote. Cette dernière stratégie s'apparente un peu aux autres mesures indiquées dans l'annexe IX au Protocole de Göteborg; l'accent est mis ici sur la mise à profit de l'azote économisé du fait de sa réutilisation et de la réduction simultanée des entrées d'azote. On obtiendra les meilleurs résultats lorsque la diminution des pertes sera associée à une diminution des entrées, ce qui réduira les coûts d'exploitation et les sorties accrues nécessaires pour améliorer la rentabilité. C'est pourquoi la démarche consistant à diminuer l'excédent d'azote et à augmenter la NUE varie selon l'exploitation; il n'existe pas de solution uniforme applicable à tous les systèmes de production agricole.

37. Il existe une masse d'informations sur les moyens d'améliorer la NUE et de diminuer les excédents d'azote dans les systèmes de production végétale. Divers organismes et fabricants d'engrais fournissent des instructions très claires. L'Institut international de la nutrition des plantes affiche sur son site Web (<http://www.ipni.net/4r>) des indications faciles à comprendre et des vidéos faciles d'accès pour utiliser les engrais minéraux de manière efficace et rationnelle. Les meilleures pratiques de gestion applicables aux engrais sont généralement désignées par l'expression «le concept des 4R de la bonne gestion des éléments nutritifs», c'est-à-dire the Right Source, Right Rate, Right Time and Right Place (la bonne source, la bonne dose, le bon moment et le bon endroit). Elles peuvent s'appliquer soit aux nutriments des végétaux en général (y compris les sources organiques), soit à des engrais en particulier. Le concept peut aider les exploitants agricoles et le grand public à comprendre comment de saines pratiques de gestion des engrais contribuent à la réalisation des objectifs de viabilité en agriculture. En un mot, il encourage les cultivateurs et leurs conseillers à choisir la bonne combinaison associant source, dose, moment et endroit en s'inspirant des pratiques validées par les travaux de recherche des agronomes. Ce sont ceux qui participent à la production des végétaux qui fixent les objectifs en matière de progrès économique, environnemental et social, lesquels se retrouvent dans les indicateurs de résultats qu'ils ont fixés. Ces pratiques sont toutes considérées comme des techniques de la catégorie 1. La difficulté à prédire les conditions météorologiques demeure le principal obstacle à l'amélioration de la NUE dans les cultures; d'autres obstacles existent, par exemple les ravageurs, la médiocrité des sols, etc.

38. L'amélioration de la NUE et la diminution de l'excédent d'azote dans les systèmes mixtes culture-élevage imposent la mise en place des mesures et activités nécessaires aussi bien pour la partie relative aux cultures (par exemple, le concept des 4R indiqué plus haut) que pour celle concernant l'élevage (alimentation, logement et gestion des animaux) ainsi que de mesures et activités en rapport avec le stockage et la gestion des fumiers.

39. Il existe peu de données empiriques concernant le coût économique d'une amélioration de la NUE et le coût économique direct d'une diminution de l'excédent d'azote. Le calcul de ce dernier n'est d'ailleurs pas facile car il requiert une définition appropriée des activités comprises dans «la gestion de l'azote, compte tenu de l'ensemble du cycle de l'azote». Par ailleurs, il faut établir une distinction entre les coûts directs et les coûts indirects. Les premiers se rapportent aux activités nécessaires pour améliorer la NUE et diminuer l'excédent d'azote, par exemple la sélection de variétés de plantes et de races d'animaux à haut rendement et une plus grande concordance entre l'offre et la demande d'azote. Selon une estimation, ces coûts varient de -1 à +1 euro par kg d'azote économisé. Les coûts indirects se rapportent à l'amélioration de la formation des agriculteurs ainsi qu'à la multiplication des données et informations disponibles grâce à des prélèvements et analyses d'échantillons, et à la tenue de fichiers. Ils sont plus élevés que les coûts directs, encore qu'une partie de ces coûts se trouveront compensés par une amélioration des rendements et de la qualité.

Annexe II

Stratégies d'alimentation des animaux d'élevage

A. Considérations générales

1. Dans la pratique, la proportion de protéines dans l'affouragement est souvent supérieure aux besoins effectifs de l'animal. On utilise une marge de sécurité dans la teneur de l'alimentation en protéines afin de tenir compte: a) des coefficients d'acides aminés non optimaux; b) des variations des besoins entre des animaux de génotype différent; c) des variations des besoins dues aux différences d'âge ou de stade de production; d) des variations de la teneur effective de l'alimentation en acides aminés essentiels et de leur digestibilité. On peut réduire la teneur en protéines et l'excrétion d'azote qui en résulte en calculant pour l'alimentation une teneur en protéines/acides aminés aussi proche que possible des besoins réels de l'animal.

2. La partie du fourrage qui n'est pas digérée, absorbée et assimilée est excrétée dans les matières fécales et l'urine. L'azote excédentaire est excrété sous forme de protéines (azote organique), d'urée, d'acide urique et d'ammonium. La répartition de l'azote entre ces composés ainsi que le pH des déjections influencent les risques de pertes de NH_3 .

3. Il existe de grandes variations dans la composition des matières fécales et de l'urine entre les vaches laitières, les porcs en fin de croissance et les poulets, à cause de leur alimentation respective. Le tableau AII.1 présente des valeurs trouvées dans les ouvrages spécialisés (Canh *et al.*, 1998a, 1998b; Bussink et O. Oenema, 1998; Whitehead, 2000).

Tableau AII.1

Composants azotés dans les matières fécales et l'urine de certaines espèces animales

Catégorie d'animaux	Matières sèches (g par kg)	N total				
		(g par kg féces/urine)	N uréique (% du N total)	N acide urique (% du N total)	N protéinique (% du N total)	N ammoniacal (% du N total)
Vaches laitières						
• Bouse	100-175	10-17	0	0	90-95	1-4
• Urine	30-40	4-10	60-95	0-2	0	1
Porcs en fin de croissance						
• Fèces	200-340	8-10	0	-	86-92	8-14
• Urine	30-36	4-7	70-90	-	10-20	2-10
Poulets	200-300	10-20	5-8	35-50	30-50	6-8

4. Étant donné que les pertes de NH_3 sont liées à la teneur de l'urine et des matières fécales en ammonium, en urée et en acide urique, les principaux moyens d'influencer les émissions de NH_3 issues de l'alimentation du bétail sont les suivants (fig. AII.1):

- a) Abaisser la teneur en ammonium, en urée et en acide urique des déjections:
 - i) Diminuer l'apport de protéines brutes;
 - ii) Accroître l'apport de polysaccharides non amylacés (qui remplace l'excrétion de N contenue dans l'urée/l'acide urique de l'urine par l'excrétion de protéines dans les matières fécales);

- b) Abaisser le pH des déjections:
 - i) pH des matières fécales;
 - ii) pH de l'urine;
- c) Diminuer l'activité de l'uréase, et par conséquent la concentration d'ammonium dans les déjections.

5. On peut calculer par la formule suivante (Aarnink, van Ouwerkerk et Verstegen, 1992) la teneur en ammonium des déjections (fèces + urine) après l'hydrolyse de l'urée et la digestion anaérobie des protéines:

$$[\text{NH}_4^+] = (\text{dc} \cdot \text{P}_f - \text{P}_r + \text{adc} \cdot (1 - \text{dc}) \cdot \text{P}_f) / (\text{M}_m)$$

Dans laquelle:

dc = coefficient d'utilisation digestive des protéines

P_f = protéines de l'alimentation

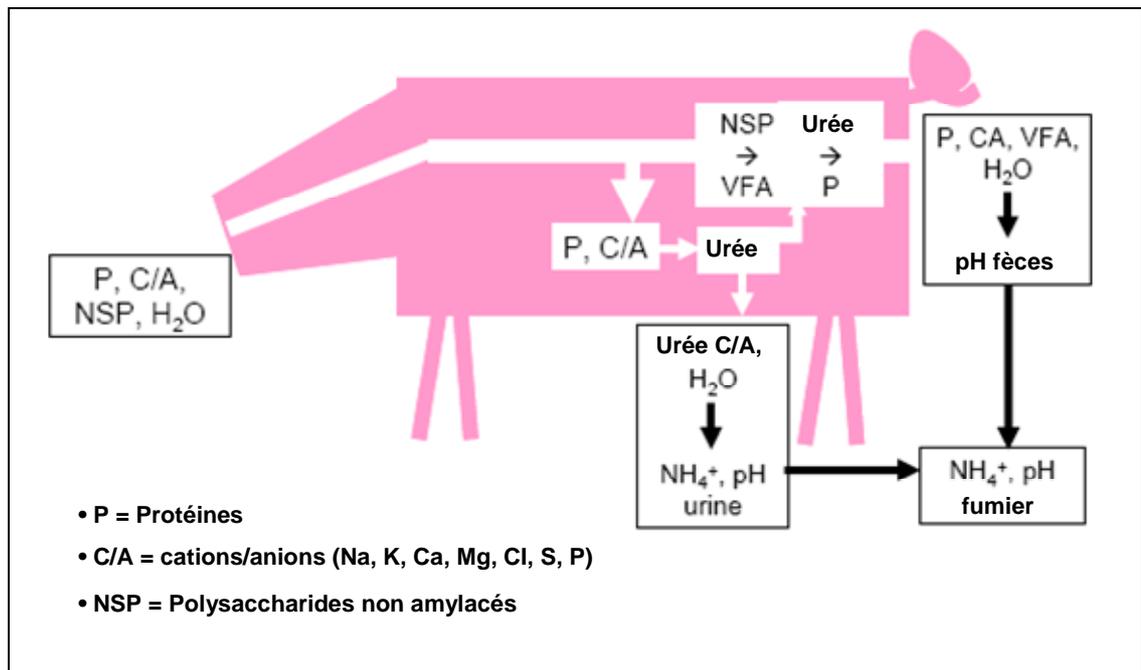
P_r = rétention des protéines

adc = coefficient de digestion anaérobie des protéines des déjections

M_m = masse des déjections.

Figure AII.1

Vue schématique des principaux éléments de la ration alimentaire (teneur en protéines, rapport cations/anions et teneur en polysaccharides non amylicés) qui influencent la teneur en urée et en ammonium et le pH de l'urine et des fèces des animaux



Source: Aarnink et Verstegen, 2007.

6. On estime le pH de l'urine et du fumier en faisant un bilan complet cations-anions. Il convient d'inclure dans l'estimation la concentration en ammonium et en carbonate.

7. Les stratégies d'alimentation des animaux peuvent influencer le pH des déjections. On peut abaisser le pH des matières fécales en accroissant la fermentation dans le gros intestin, ce qui augmente la teneur en acides gras volatils (VFA) des matières fécales et abaisse leur pH. On peut abaisser le pH de l'urine en abaissant l'équilibre électrolytique ($\text{Na} + \text{K} - \text{Cl}$) de l'alimentation (Patience, Austic et Boyd, 1987). On peut aussi abaisser ce pH en ajoutant à la ration des acidifiants tels que le sulfate de calcium (CaSO_4), le benzoate de calcium et l'acide benzoïque. Si le pH des déjections est faible, celui du lisier/fumier pendant le stockage le sera aussi, même après un certain temps. Cet effet du pH peut réduire de façon sensible les émissions de NH_3 du lisier pendant le stockage et aussi après l'épandage. Le phénomène a été prouvé particulièrement pour les porcs (Aarnink et Verstegen, 2007; Canh *et al.*, 1998a, 1998c, 1998d et 1998e).

8. Selon l'activité enzymatique, l'urée et l'acide urique se transforment en ammonium par hydrolyse, généralement en quelques heures ou quelques jours. La minéralisation de l'azote organique (protéines non digérées) des excréments est un processus lent. À une température de 18 °C, il faut soixante-dix jours pour transformer 43 % de l'azote organique des excréments de porc en NH_3 (Spoelstra, 1979). Par conséquent, en transférant l'excrétion d'azote des bovins et des porcins de l'urine aux fèces, on augmente l'excrétion d'azote sous forme de protéines (N organique) et on diminue l'excrétion sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammonium, et les émissions de NH_3 par l'urine s'en trouvent réduites (sans augmentation des émissions de NH_3 par les matières fécales).

9. Deux indicateurs sont déterminants pour caractériser l'efficacité de la transformation des fourrages en produits animaux. Ils se définissent comme suit:

a) Les besoins en protéines brutes (PB), souvent estimés sous forme de la teneur en azote multipliée par 6,25, en proportion des matières sèches (MS) de l'alimentation. Ils sont fonction de l'espèce animale, du type de production, de la digestibilité des MS et de la qualité (coefficient d'acides aminés) des PB. Concernant les concentrés, on trouve généralement auprès du fabricant d'aliments du bétail une information sur cet indicateur. Pour le fourrage, particulièrement le fourrage pâturé, l'opération peut être plus difficile, mais la hauteur du couvert prairial (SSH) peut être une indication utile: plus la SSH est élevée, plus la teneur en protéines est faible. Toutefois, si la SSH augmente, la digestibilité des herbages peut diminuer;

b) L'efficacité de l'utilisation de l'azote, représentée par la formule $\text{NUE} = \text{AY}_\text{N}/\text{F}_\text{N}$, dans laquelle AY_N est la masse de N dans les produits animaux (en kg), et F_N est la masse de N dans le fourrage utilisé (en kg). Cet indicateur exige une information sur la teneur en azote des produits animaux et des denrées d'affouragement. Les chiffres correspondants ont fait l'objet de nombreuses statistiques ces dernières années.

10. On ne peut pas obtenir de produits animaux (lait, viande, œufs) sans commencer par fournir aux bêtes les éléments nutritifs dont ils ont besoin. La quantité journalière de protéines requise dans la ration d'entretien est très inférieure à celle qui est nécessaire pour la synthèse des produits animaux. C'est pourquoi le rapport optimal de PB/MS varie avec la proportion d'éléments nutritifs qui est nécessaire à l'entretien des bêtes. Cette proportion est la plus forte chez les bêtes à croissance lente, comme les animaux de renouvellement dans le bétail, et la plus faible chez les bêtes à croissance rapide comme les poulets de chair.

B. Stratégies d'alimentation des ruminants (particulièrement vaches laitières et bovins de boucherie)

11. En définitive, l'efficacité de l'utilisation de l'azote (NUE) dans les exploitations entièrement laitières est limitée par l'aptitude biologique des vaches à transformer l'azote des aliments en lait et par celle des cultures et des pâturages à transformer l'azote du fumier

et des engrais en céréales, fourrage et autres produits de l'agronomie. Toutefois, la disparité entre la NUE théorique et la NUE effectivement obtenue par les producteurs montre qu'on pourrait améliorer notablement la situation dans de nombreuses exploitations commerciales (par exemple, Van Vuuren et Meijs, 1987). Les producteurs n'ont guère le moyen de remédier aux limitations biologiques de l'utilisation de l'azote. En revanche, des pratiques comme une charge de pâturage judicieuse, l'allocation de crédits pour réduction des émissions d'azote du fumier et le respect des recommandations visant à éviter le gaspillage peuvent améliorer sensiblement la NUE, les bénéfices de l'exploitation et les incidences de la production laitière sur l'environnement (Powell, Rotz et Weaver, 2009).

12. La diminution des quantités de protéines brutes dans l'alimentation des ruminants est une stratégie efficace, de la catégorie 1, pour réduire les pertes de NH_3 . Les principes suivants sont applicables (tableau AII.2):

a) La teneur moyenne en PB de l'alimentation des vaches laitières ne doit pas dépasser 150 à 160 g/kg de MS (Broderick, 2003; Swensson, 2003). Pour les animaux de boucherie de plus de 6 mois, la proportion pourrait être ramenée à 120 g/kg;

b) On peut pratiquer une alimentation modulée de manière à ramener progressivement la teneur en PB de l'alimentation des vaches laitières de 160 g/kg de MS juste avant la mise bas et au début de la lactation à moins de 140 g/kg en fin de lactation et pendant la plus grande partie de la période sèche;

c) On peut appliquer une alimentation modulée aussi au bétail de boucherie de manière à ramener progressivement la teneur en PB de 160 à 120 g/kg de MS.

Tableau AII.2

Objectif indicatif de teneur en protéines brutes (PB), en grammes par kilogramme de masse sèche de la ration alimentaire, et efficacité qui en résulte de l'utilisation de l'azote par le bétail (NUE), par tranche de masse (kg/kg)

<i>Espèce de bétail</i>	<i>PB (g/kg)</i>	<i>NUE (kg/kg)</i>
Lait + entretien, début de lactation	150-160	0,30
Lait + entretien, fin de lactation	120-140	0,25
Renouvellement	130-150	0,10
Veaux	170-190	0,45
Bétail <3 mois	150-160	0,30
Bétail 3-18 mois	130-150	0,15
Bétail >18 mois	120	0,05

13. Dans bien des régions du monde, l'élevage se fait en plein air totalement ou partiellement. Une bonne part de l'alimentation est constituée d'herbe et de produits herbacés riches en protéines, de sorte qu'il peut être difficile d'atteindre les objectifs du tableau AII.2 pour les protéines brutes, étant donné que l'herbe des prairies cultivées en contient beaucoup. La teneur en PB de l'herbe fraîche au stade du pâturage (2 000 à 2 500 kilos MS à l'hectare) est souvent de l'ordre de 180 à 200 g/kg, la teneur des graminées ensilées est souvent de 160 à 180 g/kg et celle du foin est de 120 à 150 g/kg (par exemple, Whitehead, 2000). Par contraste, le maïs ensilé ne contient que 70 à 80 g/kg de PB. Ainsi, l'alimentation herbagère contient souvent un excédent de protéines et l'excrétion fortement azotée qui en résulte dépend fortement de la proportion de graminées, d'ensilage d'herbe et de foin dans la ration alimentaire, et de la teneur protéinique de ces aliments. L'excédent de protéines ainsi que l'excrétion azotée et les pertes de NH_3 qui en découlent sont les plus élevés dans le cas des rations d'été composées uniquement de graminées jeunes et intensément fertilisées ou d'un mélange graminées-légumineuses.

Toutefois, l'urine du bétail en pacage s'infiltré généralement dans le sol avant d'avoir pu se décharger de quantités notables de NH_3 , de sorte que les émissions globales par bête sont inférieures à celles des bêtes sous abri, dont les déjections sont recueillies, stockées et répandues sur la terre.

14. La réduction des émissions de NH_3 obtenue en prolongeant le pacage dans l'année dépendra de la situation de référence (émissions provenant d'animaux hors pâturage), de la durée du pacage et du niveau de fumure azotée du pâturage. La possibilité d'augmenter la durée du pacage est souvent limitée par la nature du sol, la topographie, la taille et la structure des exploitations (distances), les conditions climatiques et d'autres facteurs. Il convient de noter que le pacage risque d'augmenter d'autres émissions d'azote (par exemple sous forme de N_2O ou NO_3). La prolongation de la période où les bêtes sont au pâturage peut néanmoins être classée dans la catégorie 1 en raison de son effet net et bien quantifié sur les émissions de NH_3 . Le potentiel de réduction effectif dépendra de la situation de référence pour chaque secteur d'élevage dans chaque pays. La technique consistant à modifier la période de stabulation partielle (par exemple pacage seulement pendant la journée) produit des effets plus incertains; elle est donc considérée comme appartenant à la catégorie 2. Pour réduire les émissions de NH_3 , il est moins efficace de passer de la stabulation permanente au pacage pendant une partie de la journée que d'adopter le pacage total (vingt-quatre heures), car les bâtiments et les enceintes de stockage restent sales et continuent d'émettre de l'ammoniac. La conduite du pâturage (pâturage par bandes, pâturage tournant, pâturage continu) ne devrait avoir que peu d'effet supplémentaire sur les pertes d'ammoniac; elle est donc considérée comme une stratégie de la catégorie 3.

15. D'une manière générale, l'augmentation du rapport énergie/protéines de la ration en donnant aux animaux de l'herbe moins jeune (couvert prairial plus haut) et/ou en complétant l'herbe par des aliments fortement énergétiques (par exemple du maïs d'ensilage) est une stratégie de la catégorie 1. Toutefois, dans les élevages reposant essentiellement sur les herbages, la viabilité de cette stratégie est souvent limitée car l'herbe moins jeune peut être un aliment de moindre qualité, surtout lorsque les conditions de culture de végétaux très énergétiques sont mauvaises et que par conséquent il faut les acheter. De ce fait, l'utilisation intégrale de la production herbacée ne serait plus garantie (dans des conditions de production limitée, par exemple en cas de quotas laitiers ou de restrictions à la densité des troupeaux). C'est pourquoi l'amélioration de l'équilibre énergie/protéines dans l'élevage en pâturage sans possibilité de cultiver des fourrages très énergétiques est considérée comme une stratégie de la catégorie 2.

16. Il est recommandé (par exemple Van Duinkerken *et al.*, 2011a) d'utiliser des systèmes modernes d'évaluation des protéines (tels que PDI en France, MP au Royaume-Uni, DVE/OEB aux Pays-Bas, AAT/PBV dans les pays scandinaves)^a. Pour les vaches laitières, il peut être utile d'utiliser des acides aminés limitants protégés dans le rumen, tels que la lysine et la méthionine, afin de mieux équilibrer la composition en acides aminés des protéines digérées par l'intestin grêle. Le succès de la méthode exige un complément d'information détaillée sur le comportement du bol alimentaire dans l'appareil digestif, de sorte que cette méthode est considérée comme une stratégie de la catégorie 2.

17. Le passage de l'excrétion d'azote sous forme d'urée dans l'urine à l'excrétion de protéines dans les bouses est aussi un bon moyen d'atténuer les pertes de NH_3 . La composition de la ration alimentaire doit être de nature à stimuler un certain degré de fermentation dans l'intestin postérieur sans perturber la fermentation dans le rumen.

^a Ces acronymes correspondent à peu près aux expressions suivantes: protéine digestible dans l'intestin (PDI); protéine métabolisable (MP); protéine digérée dans l'intestin grêle/bilan des protéines dégradées (DEV/OEB); acides aminés absorbés dans l'intestin/bilan des protéines dégradées (AAT/PBV).

C'est ainsi qu'on obtient une excrétion d'azote non plus par l'urine mais par la bouse. La fermentation dans l'intestin postérieur peut être stimulée par l'ajout d'amidon résistant à l'action du rumen ou de fibres fermentescibles échappant à la fermentation dans le rumen (Van Vuuren *et al.*, 1993). Du fait que l'intestin postérieur contient des bactéries acétogènes et non des bactéries méthanogènes, il n'y a guère de risque de fortes pertes de CH₄. Les connaissances concernant les facteurs responsables du transfert de l'excrétion d'azote de l'urine à l'excrétion de protéines dans les bouses sont encore insuffisantes et cette méthode est considérée comme une stratégie de la catégorie 3.

18. Le pH de l'urine fraîchement excrétée varie entre 5,5 et 8,5; il dépend surtout de la teneur de l'alimentation en électrolytes. Quelle que soit sa valeur initiale, le pH va finir par monter vers des valeurs alcalines par suite de l'hydrolyse de l'urée, mais le pH initial et le pouvoir tampon de l'urine sur le pH déterminent la vitesse de volatilisation du NH₃ immédiatement après la miction. En théorie, il serait possible d'abaisser le pH de l'urine des ruminants, mais à cause de l'influence du volume d'urine, de la productivité des ruminants et du bien-être des animaux, la méthode est considérée comme une technique de la catégorie 3. De même, il serait possible en théorie d'abaisser le pH des bouses, mais cette pratique risquerait beaucoup de perturber la fermentation dans le rumen et elle n'est donc pas recommandée. Étant donné les effets secondaires qu'elle peut entraîner, cette technique est considérée comme ressortissant à la catégorie 3. On pourrait s'assurer de la bonne fermentation dans le rumen en surveillant la consistance des bouses.

19. L'état protéinique peut être surveillé grâce au bilan (calculé) des protéines dégradables dans le rumen (par exemple PBV dans les pays scandinaves, OEB aux Pays-Bas) et/ou à l'azote uréique du lait (MUN) (par exemple Van Duinkerken *et al.*, 2011b). De préférence, le MUN ne doit pas dépasser 10 milligrammes par décilitre (10 mg/dl) (urée du lait inférieure à 22 mg/dl). On ne connaît pas encore assez bien les facteurs responsables de la variation du MUN, de sorte que cette méthode est considérée comme une stratégie de la catégorie 2.

20. Il existe aussi des moyens de réduire les émissions de NH₃ par la gestion des troupeaux. Premièrement, on peut améliorer le capital génétique des vaches (pour leur faire donner plus de lait), ce qui aboutit à relever l'efficacité de l'utilisation de l'azote dans un troupeau parce qu'il faut moins d'aliments énergétiques d'entretien. À égalité de production totale de lait par an et par pays, le nombre des vaches laitières et du bétail de renouvellement va diminuer en conséquence. Deuxièmement, on peut augmenter le nombre de lactations par vache, ce qui diminue l'effectif du bétail de renouvellement. Enfin, il convient d'optimiser le nombre effectif de bêtes de renouvellement par vache laitière. Ces trois options s'inscrivent dans une approche à long terme, mais représentent néanmoins des techniques de la catégorie 1 lorsqu'il s'agit de réduire les émissions totales de NH₃. En outre, elles peuvent être utiles au bien-être des animaux, et ont des chances de contribuer à diminuer aussi les émissions de méthane (CH₄) dues à la fermentation entérique, surtout lorsqu'elles sont exprimées sous forme d'émissions par unité de lait produite (Tamminga, 1996; Kebreab *et al.*, 2001; Powell, Rotz et Weaver, 2009).

21. La mise des ruminants en pacage par rotation sur les terres cultivées peut réduire les émissions de NH₃ et accroître la récupération d'azote du fumier par rapport à la méthode classique de collecte du fumier dans les étables et de son épandage à l'extérieur (Powell et Russelle, 2009). Dans l'ensemble, on a constaté que le pacage des vaches laitières sur des terres cultivées améliore le captage de l'azote de l'urine, réduit la perte de NH₃ et améliore le recyclage de l'azote des déjections par la culture. Cette méthode est considérée comme une stratégie de la catégorie 2.

22. Différentes stratégies d'alimentation permettent de réduire l'excrétion de l'azote par l'urine des vaches laitières élevées sous abri. On peut optimiser la synthèse des protéines microbiennes, maximiser la transformation de l'azote alimentaire en lait et minimiser son

excrétion par l'urine en ajustant de près la ration alimentaire aux besoins nutritionnels des bêtes, en ne leur donnant que la quantité de protéines nécessaire à leurs besoins en protéines métabolisables, en réduisant la granulométrie des aliments de manière à augmenter la digestion ruminale de l'amidon des céréales et en augmentant la formation de protéines microbiennes (pour autant que le pH ruminal ne soit pas amoindri). Ces moyens sont considérés comme des stratégies de la catégorie 2.

C. Stratégies d'alimentation des porcins

23. Pour la production des porcins, les mesures en matière de nutrition comprennent l'alimentation modulée, la formulation de rations sur la base des nutriments digestibles/disponibles, l'utilisation de rations à faible teneur en protéines supplémentées en acides aminés et de suppléments/additifs d'affouragement. Toutes ces techniques sont considérées comme étant de la catégorie 1. D'autres techniques en cours d'étude (par exemple une alimentation différente pour les mâles (verrats et mâles castrés) et pour les femelles) pourraient être utilisées à l'avenir.

24. L'alimentation modulée (composition différente de la ration selon le groupe d'âge ou de production) est un moyen économique de réduire les rejets d'azote par les porcs qui pourrait être mis en œuvre à court terme. L'alimentation multiphase est une technique automatisée qui nécessite un matériel informatique.

25. On peut réduire la teneur de l'alimentation en protéines brutes en optimisant l'apport d'acides aminés par addition de produits de synthèse (comme la lysine, la méthionine, la thréonine ou le tryptophane) ou d'éléments nutritifs spéciaux, en puisant dans la meilleure information disponible sur «la protéine idéale» associée à des compléments alimentaires.

26. Une réduction des protéines brutes de 2 à 3 % (20 à 30 g/kg d'aliments) peut être atteinte selon la catégorie de production et le point de départ effectif. Le tableau AII.3 indique les teneurs en protéines brutes dans les rations qui en résultent. Les valeurs du tableau sont données uniquement à titre indicatif et doivent parfois être adaptées aux conditions locales.

Tableau AII.3

Niveaux indicatifs des protéines brutes à atteindre dans les rations pour porcins

<i>Espèce</i>	<i>Phase</i>	<i>Teneur en protéines brutes (en pourcentage)^a</i>
Porcelet sevré	<10 kg	19-21
Porcelet	<25 kg	17-19
Porc d'engraissement	25-50 kg	15-17
	50-110 kg	14-15
	>110 kg	12-13
Truie	Gestation	13-15
	Lactation	15-17

Source: Commission européenne, 2003.

^a Avec un apport bien équilibré et optimal d'acides aminés.

27. Pour une réduction de 10 g/kg de la teneur de la ration en protéines brutes, on peut obtenir un abaissement de 10 % du TAN (azote ammoniacal total) du lisier porcin et de 10 % des émissions de NH₃ pour les porcs en phase de croissance ou de finition

(Canh *et al.*, 1998b). Actuellement, la teneur en protéines brutes pour cette catégorie est le plus souvent de 170 g/kg approximativement. Des expériences ont montré qu'on pouvait abaisser la teneur à 120 grammes de protéines par kilogramme de ration alimentaire, sans aucun effet sur le taux de croissance ou l'efficacité nutritionnelle, en ajoutant à la ration des acides aminés limitants (= réduction de 50 % des émissions de NH₃). Dans la pratique, une alimentation dosée à 140 grammes de protéines par kilogramme est économique (= 30 % de réduction des émissions de NH₃ par rapport à la valeur de référence d'une alimentation contenant 170 g/kg). On peut obtenir ce résultat par une alimentation modulée à laquelle on ajoute les acides aminés les plus limitants (Canh *et al.*, 1998b; Dourmad *et al.*, 1993; Lenis et Schutte, 1990). Le terme «économique» signifie que le coût de l'abaissement de la teneur en protéines à 140 g/kg (complétée par l'apport d'acides aminés de synthèse) équivaut à peu près aux avantages qu'apporte une meilleure productivité animale. Il reste encore du travail à faire pour définir les modalités d'application de la méthode, mais celle-ci est néanmoins considérée comme une technique de la catégorie 1 pour les porcs en phase de croissance ou de finition. Pour les truies et les porcelets sevrés, des études complémentaires sont nécessaires; donc, pour ces animaux, la technique est considérée comme ressortissant à la catégorie 2.

28. L'addition d'éléments spéciaux à teneur élevée en polysaccharides non amylacés (NSP) (par exemple la pulpe de betterave sucrière ou les pellicules de soja) peut abaisser le pH des déjections de porcs et donc les émissions de NH₃. Une augmentation de la quantité de NSP dans la ration augmente la fermentation bactérienne dans le gros intestin, ce qui entraîne l'immobilisation de l'azote uréique du sang dans les protéines bactériennes. Les émissions d'ammoniac diminuent dans une proportion de 16 % lorsque la teneur en NSP passe de 200 à 300 g/kg et de 25 % lorsqu'elle passe de 300 à 400 g/kg. Toutefois, l'effet sur les émissions de NH₃ dépend dans une certaine mesure de la nature des NSP introduits dans l'alimentation. D'ailleurs, l'augmentation de la quantité de NSP peut avoir des inconvénients. Si cette quantité est élevée, la digestibilité des éléments nutritifs diminue, ce qui accroît la production de déchets, phénomène indésirable dans les zones à forte densité animale. En outre, lorsque la quantité de NSP augmente, la concentration du fumier en acides gras volatils (VFA) augmente aussi. Ces acides gras ne sont pas les principaux composés odorants, mais une augmentation de leur volume peut accentuer l'odeur du fumier. Avec l'augmentation des NSP dans la ration alimentaire, la production de méthane des animaux et du fumier peut augmenter aussi (Kirchgessner *et al.*, 1991; Jarret, Martinez et Dourmad, 2011). Pour toutes ces raisons, l'accroissement de la quantité de NSP dans la ration comme moyen de diminuer les émissions de NH₃ est considéré comme une stratégie de la catégorie 3 dans les zones à forte densité animale et de la catégorie 2 dans les autres zones. D'ailleurs, l'incorporation d'une quantité excessive de NSP dans la nourriture des porcins peut avoir un effet néfaste sur la productivité porcine et amoindrir l'efficacité alimentaire.

29. Le remplacement du carbonate de calcium (CaCO₃) dans l'alimentation animale par CaSO₄, le chlorure de calcium (CaCl₂) ou le benzoate de calcium permet d'abaisser le pH et l'émission de NH₃ de l'urine et du lisier. En remplaçant le calcium (6 g/kg) sous forme de CaCO₃ par du benzoate de calcium, on peut abaisser de plus de deux unités le pH des déjections, ce qui permet de réduire les émissions de NH₃ dans une proportion allant jusqu'à 60 %. L'acide benzoïque est dégradé dans l'animal en acide hippurique qui abaisse le pH de l'urine et par conséquent celui du lisier de la porcherie. L'acide benzoïque est officiellement autorisé dans l'Union européenne pour limiter l'acidité (E210) et aussi comme additif alimentaire pour l'engraissement des porcs (à la dose de 1 %) et des porcelets (dose de 0,5 %) (marque déposée: Vevovital). L'addition de 1 % d'acide benzoïque à la ration des porcs en phase de croissance ou de finition réduit les émissions de NH₃ d'environ 20 % (Aarnink *et al.*, 2008; Guingand, Demerson et Broz, 2005). De même, le remplacement de CaCO₃ par CaSO₄ ou CaCl₂ réduit le pH du lisier de 1,2 unité et les émissions de NH₃ d'environ 35 % (Canh *et al.*, 1998a; Mroz *et al.*, 1996). L'addition

d'acide benzoïque est considérée comme une technique de la catégorie 1 pour les porcs en croissance ou en finition et de la catégorie 2 pour les autres porcs. Le remplacement de CaCO_3 par CaSO_4 , CaCl_2 ou le benzoate de calcium est considéré comme une technique de la catégorie 2 pour tous les porcs.

30. Les différentes mesures concernant l'alimentation ont des effets indépendants sur l'émission de NH_3 , ce qui veut dire que ces effets sont cumulatifs (Bakker et Smits, 2002). Les mesures d'alimentation combinées sont considérées comme des techniques de la catégorie 2 pour tous les porcs.

D. Stratégies d'alimentation de la volaille

31. Pour la volaille, le potentiel de réduction de l'excrétion d'azote grâce à des mesures en matière de nutrition est plus limité que pour les porcins car le rendement de conversion moyen est déjà élevé et la variabilité au sein d'un élevage de volailles est plus grande. Une réduction des protéines brutes de l'ordre de 1 à 2 % (10 à 20 g/kg de nourriture) peut généralement être obtenue, selon l'espèce et le point de départ effectif. Le tableau AII.4 indique les teneurs en protéines brutes dans les rations qui en résultent. Les valeurs mentionnées dans le tableau sont données à titre indicatif seulement et les niveaux à atteindre doivent parfois être adaptés aux conditions locales. Des recherches appliquées sur ce sujet sont actuellement menées dans les États membres de l'Union européenne et en Amérique du Nord et pourront servir de base à de nouvelles réductions dans l'avenir. Une réduction de 1 à 2 % de la teneur en protéines brutes est une mesure de la catégorie 1 pour les volailles en croissance ou en finition.

Tableau AII.4

Niveau indicatif des protéines brutes à atteindre dans l'alimentation des volailles

<i>Espèce</i>	<i>Phase</i>	<i>Teneur en protéines brutes (%)^a</i>
Poulets de chair	En démarrage	20-22
	En croissance	19-21
	En finition	18-20
Poules pondeuses	18-40 semaines	15,5-16,5
	Plus de 40 semaines	14,5-15,5
Dindes	Moins de 4 semaines	24-27
	5-8 semaines	22-24
	9-12 semaines	19-21
	Plus de 13 semaines	16-19
	Plus de 16 semaines	14-17

^a Avec un apport bien équilibré et optimal d'acides aminés.

E. Récapitulation et synthèse des stratégies d'alimentation

32. Une alimentation animale faiblement protéinée est un des moyens les plus économiques et les plus stratégiques de réduire les émissions de NH_3 . Pour chaque point de pourcentage (valeur absolue) de diminution de la teneur des produits fourragers

en protéines, les émissions de NH₃ provenant des logements des animaux, du stockage du fumier et de l'épandage d'engrais organiques sont réduites de 5 à 15 %, selon le pH de l'urine et des matières fécales. Une alimentation faiblement protéinée conduit aussi à une baisse des émissions de N₂O et améliore l'efficacité de l'utilisation de l'azote dans les élevages. En outre, dès lors que tous les besoins en acides aminés sont satisfaits, la santé et le bien-être des animaux ne sont pas compromis.

33. L'alimentation faiblement protéinée convient le mieux aux animaux en étable et moins aux animaux en pacage car l'herbe à un stade de croissance physiologique jeune et les herbages contenant des légumineuses (telles que le trèfle et la luzerne) ont une teneur en protéines relativement élevée. Il existe des stratégies qui permettent d'abaisser cette teneur dans les herbages (fertilisation équilibrée en azote, pacage/fauchage des prairies à un stade de croissance physiologique plus avancé, etc.) et dans les élevages reposant essentiellement sur les herbages (compléments faiblement protéinés), mais ces stratégies ne sont pas toujours applicables intégralement.

34. Le tableau AII.5 présente des valeurs de protéines brutes à atteindre pour différentes catégories d'animaux et pour trois «niveaux d'ambition» concernant l'atténuation des émissions de NH₃. Les «valeurs de haute ambition» correspondent aux chiffres les plus bas de teneur en protéines brutes pour les pratiques optimales de gestion de l'alimentation et de gestion d'une alimentation faiblement protéinée. Ces valeurs ont été testées maintes fois dans la recherche et se sont révélées fiables dans la pratique. Les valeurs cibles de moyenne et basse ambition ont été calculées à partir des chiffres d'ambition haute simplement en augmentant de 1 % la teneur en protéines brutes. Les niveaux d'ambition réalisables pour les animaux en étable dépendent de la compétence de gestion de l'éleveur et de la disponibilité en denrées d'affouragement faiblement protéinées, y compris en acides aminés de synthèse.

35. Les valeurs d'ambition haute du tableau AII.5 peuvent être difficiles à atteindre lorsque la qualité de l'affouragement est médiocre (forte teneur en fibres et mauvaise digestibilité). Dans ce cas, des additifs particuliers peuvent contribuer à rendre le fourrage plus digeste. Les ruminants et aussi les porcs (particulièrement les truies) ont besoin d'un minimum de fibres dans leur alimentation pour le bon fonctionnement du rumen et pour leur bien-être.

36. Pour obtenir des produits carnés et laitiers spéciaux, la teneur recommandée de l'alimentation en protéines pour une catégorie donnée d'animaux peut être légèrement supérieure à la valeur maximale des fourchettes indiquées au tableau AII.5.

Tableau AII.5

Quantités possibles de protéines brutes (pourcentage de l'alimentation sèche ayant une teneur usuelle en matière sèche de 88 %) pour les animaux en étable, selon la catégorie d'animal et pour différents niveaux d'ambition

Type d'animal	Teneur moyenne en protéines brutes (en pourcentage)		
	Ambition basse	Ambition moyenne	Ambition haute ^a
Vaches laitières, début de lactation (>30 kg/jour)	17-18	16-17	15-16
Vaches laitières, début de lactation (<30 kg/jour)	16-17	15-16	14-15
Vaches laitières, fin de lactation	15-16	14-15	12-14
Bétail de renouvellement (jeunes)	14-16	13-14	12-13

<i>Type d'animal</i>	<i>Teneur moyenne en protéines brutes (en pourcentage)</i>		
	<i>Ambition basse</i>	<i>Ambition moyenne</i>	<i>Ambition haute^a</i>
Veaux	20-22	19-20	17-19
Bœufs, moins de 3 mois	17-18	16-17	15-16
Bœufs, plus de 6 mois	14-15	13-14	12-13
Truies, en gestation	15-16	14-15	13-14
Truies, en lactation	17-18	16-17	15-16
Porcelets sevrés, moins de 10 kg	21-22	20-21	19-20
Porcelets, 10-25 kg	19-20	18-19	17-18
Porcs d'engraissement, 25-50 kg	17-18	16-17	15-16
Porcs d'engraissement, 50-110 kg	15-16	14-15	13-14
Porcs d'engraissement, plus de 110 kg	13-14	12-13	11-12
Poulets de chair, en démarrage	22-23	21-22	20-21
Poulets de chair, en croissance	21-22	20-21	19-20
Poulets de chair, en finition	20-21	19-20	18-19
Poules pondeuses, 18-40 semaines	17-18	16-17	15-16
Poules pondeuses, plus de 40 semaines	16-17	15-16	14-15
Dindes, moins de 4 semaines	26-27	25-26	24-25
Dindes, 5-8 semaines	24-25	23-24	22-23
Dindes, 9-12 semaines	21-22	20-21	19-20
Dindes, 13-16 semaines	18-19	17-18	16-17
Dindes, plus de 16 semaines	16-17	15-16	14-15

Note: Ces valeurs peuvent être utilisées comme des cibles moyennes annuelles dans les stratégies d'alimentation faiblement protéinée.

^a Avec un apport bien équilibré et optimal d'acides aminés digestibles.

37. Le coût des stratégies d'alimentation animale visant à réduire le risque de volatilisation de NH₃ des excréments par l'ajustement de la teneur en protéines brutes, l'équilibre cations-anions et la teneur en polysaccharides non amylacés (par exemple pulpe de betterave sucrière, pellicules de soja) est fonction de la composition initiale de l'alimentation et du prix des ingrédients sur le marché. En général, ce coût va de -2 à +2 euros par kg d'azote économisé, c'est-à-dire qu'il existe des possibilités de gains nets et des risques de coûts nets. Habituellement, le coût augmente lorsqu'on cherche à diminuer le risque de volatilisation du NH₃. Les coûts marginaux en hausse tiennent en partie au coût des compléments d'acides aminés de synthèse par rapport à celui du soja. Le coût économique est fonction des cours du marché mondial des acides aminés et du soja, mais le coût des compléments d'acides aminés a tendance à baisser. Ce dernier augmente lorsque la teneur cible de l'alimentation en protéines est abaissée. Ce phénomène est illustré ci-après

pour l'élevage des porcs d'engraissement (communication personnelle du docteur André Aarnink, octobre 2009). On trouvera un complément d'information dans une publication de Reis (à paraître), issue d'un atelier sur le coût de la réduction des émissions d'ammoniac qui s'est tenu à Paris les 25 et 26 octobre 2010.

Tableau AII.6

Coûts découlant de la réduction de la concentration en protéines de l'alimentation d'engraissement des porcs

<i>Teneur en protéines à atteindre (en pourcentage)</i>	<i>Coût supplémentaire, en euros pour 100 kg de nourriture</i>
15	0
13,5	0,90
12,7	3,10

Bibliographie^a

- Aaes, O., *et al.* (2008). Evaluering af det generelle ammoniakkrav. Avril 2008 Rapport du Ministère de l'environnement du Danemark. Aarhus, Danemark: Université d'Aarhus. Peut être consulté à l'adresse <http://www.mim.dk/NR/rdonlyres/00287B6C-9C67-49CF-9394-73F2739051F0/0/Ammoniakevalueringrapport.pdf>.
- Aarnink, A. J. A., et A. Elzing (1998). Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 53, No. 2 (février), pp. 153–169.
- Aarnink, A. J. A., J. M. G. Hol et G. M. Nijeboer (2008). Het effect van toevoeging van benzoëzuur (1% VevoVital®) aan vleesvarkensvoer op de ammoniakemissiereductie is bepaald en bedroeg gemiddeld 15,8% ten opzichte van voer zonder VevoVital® (Ammonia emission factor for using benzoic acid (1% vevovital) in the diet of growing-finishing pigs). Animal Sciences Group report 133. Wageningen (Pays-Bas): Université et centre de recherche de Wageningen. Peut être consulté à l'adresse <http://edepot.wur.nl/107952>.
- Aarnink, A. J. A., E. N. J. van Ouwerkerk et M. W. A. Verstegen (1992). A mathematical model for estimating the amount and composition of slurry from fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 31, pp. 133–147.
- Aarnink, A. J. A., et M. W. A. Verstegen (2007). Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science*, vol. 109, pp. 194–203.
- Aarnink, A. J. A., *et al.* (1996). Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agriculture Engineering Research*, vol. 64, pp. 299–310.
- _____ (2007). Kempfarm vleesvarkensstal: milieu emissies en investeringskosten. Kempfarm vleesvarkensstal: milieu-emissies en investeringskosten (Kempfarm housing system for growing-finishing pigs: environmental emissions and investment costs) Animal Sciences Group Report 67. Wageningen (Pays-Bas): Université et centre de recherche de Wageningen. Peut être consulté à l'adresse <http://edepot.wur.nl/16883>.
- Aarts, H. F. M., B. Habekotté et H. van Keulen (2000). Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 56, pp. 231–240.
- Amon, B. Th., *et al.* (2001). Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 60, pp. 103–113.
- Association internationale de l'industrie des engrais (2007). *Fertilizer Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs Regulations*. Paris (France).
- Atapattu, N. S. B. M., D. Senaratna et U. D. Belpagodagamage (2008). Comparison of Ammonia Emission Rates from Three Types of Broiler Litters. *Poultry Science*, vol. 87, No. 12 (décembre), pp. 2436-2440.
- Aubert, C., *et al.* (2011). Utilisation d'un complexe de microorganismes pour réduire les émissions d'ammoniac en élevage de poulets (Using a complex of microorganisms to reduce the ammonia emissions from poultry farming). Document de séance pour

^a Tous les articles et autres références indiqués avec une adresse électronique ont été consultés le plus récemment en septembre 2013.

- les neuvièmes Journées de la recherche avicole*, Tours (France), 29 et 30 mars 2011, pp. 116–120.
- Bakker, G. C. M., et M. C. J. Smits (2002). Dietary factors are additive in reducing in vitro ammonia emission from pig manure. *Journal of Animal Science*, vol. 79, Suppl. 1, Abstract 757.
- Baltussen, W. H. M., *et al.* (2010). Economische gevolgen van bestaande regelgeving voor de Nederlandse varkenshouderij (Economic impacts of governmental policy measures for the pig industry in the Netherlands). Landbouw-Economisch Instituut (LEI) Rapport 2010–010. La Haye (Pays-Bas).
- Bannink, A., H. Valk et A. M. Van Vuuren (1999). Intake and Excretion of Sodium, Potassium, and Nitrogen and the Effects on Urine Production by Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 82, No. 5 (mai), pp. 1008–1018.
- Berntsen, J., *et al.* (2007). Simulating residual effects of animal manures using ¹⁵N isotopes. *Plant and Soil*, vol. 290 (janvier), No. 1–2, pp. 173–187.
- Bittman, S., *et al.* (2007). Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Technology*, vol. 98, No. 17 (décembre), pp. 3249–3258.
- Bouwman, A. F., *et al.* (1997). A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 11, No. 4 (décembre), pp. 561–587.
- Braam, C. R., J. Ketelaars et M. C. J. Smits (1997). Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 45, pp. 49–64.
- Braam, C. R., *et al.* (1997). Ammonia Emission from a Double-Sloped Solid Floor in a Cubicle House for Dairy Cows. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 68, No. 4 (décembre), pp. 375–386.
- Bracher, A., *et al.* (forthcoming). Feeding measures to reduce ammonia emissions. In *Procedures of the International Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, Saint-Malo (France), 10-13 juin 2012*, M. Hassouna *et al.*, eds.
- Broderick, G. A. (2003). Effects of Varying Dietary Protein and Energy Levels on the Production of Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 86, pp. 1370–1381.
- Burton, C. H., et C. Turner (2003). *Manure management — treatment strategies for sustainable agriculture*, 2^e éd. Silsoe (Royaume-Uni): Silsoe Research Institute.
- Burton, C. H. (2007). The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure, *Livestock Science*, vol. 112, pp. 208–216.
- Bussink, D. W., et O. Oenema (1998). Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas; a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 51, pp. 19–33.
- Canh, T. T., *et al.* (1998a). Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Production Science*, vol. 56, No. 1 (octobre), pp. 1–13.
- _____ (1998b). Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science*, vol. 56, No. 5 (décembre), pp. 181–191.
- _____ (1998c). Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science*, vol. 76, No. 4 (avril), pp. 1123–1130.

- _____ (1998d). Effect of dietary fermentable fibre from pressed sugar-beet pulp silage on ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Animal Science*, vol. 67, No. 3 (décembre), pp. 583–590.
- _____ (1998e). Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science*, vol. 76, No. 7 (juillet), pp. 1887–1895.
- Castillo, A. R., *et al.* (2000). A review of efficiency of nitrogen utilisation in dairy cows and its relationship with the environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, vol. 9, pp. 1–32.
- Chadwick, D. R. (2005). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment*, vol. 39, No. 4 (février): pp. 787–799.
- Chadwick, D. R., *et al.* (2000). Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: A laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science*, vol. 134, No. 2 (mars), pp. 159–168.
- (2005) Ammonia emissions from nitrogen fertiliser applications to grassland and tillage land. In WP1B Ammonia emissions and crop N use efficiency. United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), component report for Defra Project NT2605 (CSA 6579), novembre 2005. Peut être consulté à l'adresse <http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=11983>.
- Chambers, B. J., et K. A. Smith (1995). Management of farm manures: economic and environmental considerations. *Soil Use and Management*, vol. 11, No. 3 (septembre) pp. 150–151.
- Commission européenne, 1999. Directive 1999/74/CE du Conseil du 19 juillet 1999 établissant les normes minimales relatives à la protection des poules pondeuses. Journal officiel L 203 du 3 août 1999, pp. 53–57.
- _____, 2003. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Juillet 2003. Peut être consulté à l'adresse <http://eippcb.jrc.es/reference/irpp.html>.
- Doberman, A. (2007). Nutrient use efficiency — measurement and management. In *Fertilizer Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs. Regulations*. Paris: Association internationale de l'industrie des engrais.
- Dourmad, J. Y., *et al.* (1993). Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs. Actes du Congress on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences, Wageningen (Pays-Bas), 8-11 juin, p. 206–211.
- Ellen, H. H., et N. W. M. Ogink (2009). Emissie-afleiding Kleinvoliere. Animal Sciences Group Report 234. Wageningen (Pays-Bas): Université et centre de recherche de Wageningen. Peut être consulté à l'adresse <http://edepot.wur.nl/14940>.
- Ellen, H. H., *et al.* (2008). Ammoniakemissie en kosten van chemische luchtwasser met bypassventilatoren bij vleesvarkens (Ammonia emission and costs of a chemical air scrubber with bypass ventilation at a pig house). Animal Sciences Group Report 151. Wageningen (Pays-Bas): Université et centre de recherche de Wageningen. Peut être consulté à l'adresse <http://edepot.wur.nl/35138>.

- Eskov, A. I., *et al.* (2001). *Spravochnaya kniga po proizvodstvu i primeneniju organicheskikh udobrenij* (Handbook for the production and use of organic fertilizers). Vladimir, Fédération de Russie: VNIPTIOU “All-Russia Scientific Research Institute of Organic Fertilizers and Peat”.
- Fangueiro, D., *et al.* (2008a). Effect of cattle slurry separation on greenhouse gas and ammonia emissions during storage. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, No. 6 (novembre) pp. 2322–2331.
- _____ (2008b). Laboratory assessment of the effect of cattle slurry pre-treatment on organic N degradation after soil application and N₂O and N₂ emissions, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 80, pp. 107–120.
- Galloway, J. N., *et al.* (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience*, vol. 53, pp. 341–356.
- Geers, R., et F. Madec, eds. (2006). *Livestock production and society*. Wageningen (Pays-Bas): Wageningen Academic Publishers.
- Gilhespy, S. L., *et al.* (2009). Will additional straw bedding in buildings housing cattle and pigs reduce ammonia emissions? *Biosystems Engineering*, vol. 102, pp. 180–189.
- Groenestein, C. M., et H. G. van Faassen (1996). Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 65, No. 4 (décembre), pp. 269–274.
- Groenestein, C. M., *et al.* (2001). Ammonia emission from individual- and group-housing systems for sows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 49, pp. 313–322.
- Groot Koerkamp, P. W. G., et C. M. Groenestein (2008). Ammonia and odour emission from a broiler house with a litter drying ventilation system. In *AgEng2008: Agricultural and Biosystems Engineering for a Sustainable World*. Report of the International Conference on Agricultural Engineering and Industry Exhibition, Crète (Grèce), 23-25 juin 2008.
- Guingand N. (2009). Wet scrubber: one way to reduce ammonia and odours emitted by pig units. Soixantième Réunion de la Fédération européenne de zootechnie, Barcelone (Espagne), 24-27 août 2009.
- Guingand, N., et V. Courboulay (2007). Reduction of the number of slots for concrete slatted floor in fattening buildings: consequences for pigs and environment. In G. J. Monteny and E. Hartung, eds., *Proceedings of the International Conference on Ammonia in Agriculture: Policy, Science, Control and Implementation, 19-21 mars 2007, Ede (Pays-Bas)*, pp. 147–148. Wageningen (Pays-Bas), Wageningen Academic Publishers.
- Guingand, N., L. Demerson et J. Broz (2005). Incidence de l’incorporation d’acide benzoïque dans l’alimentation des porcs charcutiers sur les performances zootechniques et l’émission d’ammoniac. *Journées recherche porcine*, vol. 37, pp. 1–6.
- Gutser, R., *et al.* (2005). Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, vol. 168, pp. 439–446.
- Hadas, A., *et al.* (2002). Modelling the turnover of ¹⁵N-labelled fertilizer and cover crop in soil and its recovery by maize. *European Journal of Soil Science*, vol. 53, No. 4 (décembre), pp. 541–552.
- Hart, P. B. S., *et al.* (1993). The availability of the nitrogen in the crop residues of winter wheat to subsequent crops. *The Journal of Agricultural Science*, vol. 121, No. 3 (décembre), pp. 355–362.

- Hansen, M. N., K. Henriksen et S. G. Sommer (2006). Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp. 4172–4181.
- Hatch, D. J., *et al.*, eds. (2004). *Controlling nitrogen flows and Losses*. Wageningen (Pays-Bas): Wageningen Academic Publishers.
- Histov, A. N., W. Hazen et J. W. Ellsworth (2006). Efficiency of use of imported nitrogen, phosphorus and potassium and potential for reducing phosphorus imports on Idaho dairy farms. *Journal of Dairy Science*, vol. 89, No. 9 (septembre), pp. 3702–3712.
- Huynh, T. T. T., *et al.* (2004). Effects of floor cooling during high ambient temperatures on the lying behavior and productivity of growing finishing pigs. *Transactions of the ASAE^b*, vol. 47, No. 5, pp. 1773–1782.
- Janssen, B. H. (1984). A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil*, vol. 76, pp. 297–304.
- Jarret G., J. Martinez et J.-Y. Dourmad (2011). Effect of biofuel co-products in pig diets on the excretory patterns of N and C and on the subsequent ammonia and methane emissions from pig effluent. *Animal*, vol. 5, No. 4 (février), pp. 622–631.
- Jarvis, S. C., et B. F. Pain, eds. (1997). *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. Wallingford (Royaume-Uni): CAB International.
- Jarvis, S., *et al.* (2011). Nitrogen flows in farming systems across Europe. In *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, M. A. Sutton *et al.*, eds. Cambridge (Royaume-Uni): Cambridge University Press, pp. 211–228.
- Jenkinson, D. S., et K. A. Smith, eds. (1988). *Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils*. London: Elsevier Applied Science.
- Kebreab, E., *et al.* (2001). Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 60, Nos. 1–3 (juillet), pp. 275–285.
- Kirchgessner, M., *et al.* (1991). Bestimmungsfaktoren der Güllecharakteristik beim Schwein. 2. Einfluss von Fütterungsintensität und den Anteilen an unverdaulichen sowie an bakteriell fermentierbaren Substanzen (BFS) im Futter. *Agribiological Research*, vol. 44, pp. 325–344.
- Kolenbrander, G. J., et L. C. N. De La Lande Cremer (1967). *Stalmest en gier: Waarde en mogelijkheden* (Manure and slurry: Value and opportunities). Wageningen (Pays-Bas): H. Veenman & Zonen NV.
- Langmeier M., *et al.* (2002). Nitrogen fertilizer value of cattle manure applied on soils originating from organic and conventional farming systems. *Agronomie*, vol. 22, pp. 789–800.
- Lenis, N. P., et J. B. Schutte (1990). Aminozuurvoorziening van biggen en vleesvarkens in relatie tot de stikstofuitscheiding (Amino acid supply of piglets and fattening pigs in relation to nitrogen excretion). In A. W. Jongbloed et J. Coppoolse, eds., *Mestproblematiek: aanpak via de voeding van varkens en pluimvee. Onderzoek inzake de mest en ammoniakproblematiek in de veehouderij 4* (Manure Issues: Approach via the diet of pigs and poultry. Research on manure and ammonia in livestock No. 4), Wageningen (Pays-Bas): Université et centre de recherche de Wageningen.

^b American Society of Agricultural Engineers, devenue American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE).

- MacDonald, A., *et al.* (1997). Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *Journal of Agricultural Science*, vol. 129, No. 2 (septembre), pp. 125–154.
- McCrary, D. F., et P. J. Hobbs (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, No. 2 (mars-avril), pp. 345–355.
- Melse, R. W., P. Hofschreuder et N. W. M. Ogink (2012). Removal of Particulate Matter (PM₁₀) by Air Scrubbers at Livestock Facilities: Results of an On-Farm Monitoring Program. *Transactions of the ASABE*,^c vol. 55, pp. 689–698.
- Melse, R. W., et N. W. M. Ogink (2005). Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the ASAE*, vol. 48, pp. 2303–2313.
- Melse, R. W., N. W. M. Ogink et B. J. J. Bosma (2008). Multi-pollutant scrubbers for removal of ammonia, odor, and particulate matter from animal house exhaust air. In *Proceedings of the Mitigating Air Emissions from Animal Feeding Operations Conference*, 19-21 mai 2008, Des Moines, Iowa (États-Unis d'Amérique).
- Menzi, H., *et al.* (2010). Impacts of intensive livestock production and manure management on the environment. In *Livestock in a changing landscape*, vol.1, *Drivers, Consequences and Responses*, H. Steinfeld, *et al.*, eds. Washington, D.C.: Island Press.
- Mikkelsen, S. A., *et al.* (2010). Denmark-UE: the regulation of nutrient losses from intensive livestock operations. In *Livestock in a changing landscape*, vol. 2, *Experiences and regional perspectives*, P. Gerber *et al.*, eds. Washington, D.C.: Island Press.
- Misselbrook, T. H., F. A. Nicholson et B. J. Chambers (2005). Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. *Bioresource Technology*, vol. 96, pp. 159–168.
- Misselbrook, T. H., et J. M. Powell (2005). Influence of Bedding Material on Ammonia Emissions from Cattle Excreta. *Journal of Dairy Science*, vol. 88, pp. 4304–4312.
- Misselbrook, T. H., *et al.* (2004). Ammonia Emissions from Irrigation of Dilute Pig Slurries. *Biosystems Engineering*, vol. 89, No. 4 (août), pp. 473–484.
- _____ (2005a). Crusting of Stored Dairy Slurry to Abate Ammonia Emissions: Pilot-scale studies. *Journal of Environmental Quality*, vol. 34, No. 2 (juin) pp. 411–419.
- _____ (2005b). Dietary manipulation in dairy cattle: laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *Journal of Dairy Science*, vol. 88, pp. 1765–1777.
- Moal, J. F., *et al.* (1995). Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *Journal of Agricultural Science*, vol. 125, No. 2 (octobre) pp. 245–252.
- Møller, H. B., J. D. Hansen et C. A. G. Sørensen (2007). Nutrient recovery by solid-liquid separation and methane productivity of solids. *Transactions of the ASABE*, vol. 50, pp. 193–200.
- Monteny, G. J. (2000). Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. Thèse de doctorat, Université de Wageningen (Pays-Bas) (avec résumés en anglais et en néerlandais).

^c American Society of Agricultural and Biological Engineers.

- Monteny, G. J., et J. W. Erisman (1998). Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors, and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 46, pp. 225–247.
- Mosier, A. R., J. K. Syers et J. R. Freney, eds. (2004). *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) series, vol. 65. Washington, D.C.: Island Press.
- Mroz, Z., et al. (1996). Lowering ammonia volatilization from pig excreta by manipulating dietary acid-base difference. Proceedings of the 8th Animal Science Congress of AAAP, Tokyo, 13-18 octobre 1996, vol. 2, pp. 762–763. Tokyo: Japanese Society of Zootechnical Science.
- Nevens, F., D. Reheul (2005). Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage maize. *European Journal of Agronomy*, vol. 22, pp. 349–361.
- Nicholson, F. A., B. J. Chambers et A. W. Walker (2004). Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering*, vol. 89, No. 2 (octobre), pp. 175–185.
- Nørregaard Hansen, M., et al. (2008). *Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning* (Emission factors for calculation of ammonia volatilization by storage and application of animal manure). *DJF^d Husdyrbrug* series, No. 84 (décembre). Aarhus (Danemark), Université d’Aarhus.
- Novikov, M. N., et al. (1989). *Pometnie komposty s fosfogipsom. Rekomendzii* (Treating compost with phosphogypsum). Moscou: VO “Agropromizdat”.
- Oenema, J., et al. (2011). Participatory farm management adaptations to reduce environmental impact on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, vol. 58, pp. 39–48.
- Oenema, O., H. Kros et W. de Vries (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, vol. 20, Nos. 1–2 (décembre), pp. 3–16.
- Oenema, O., et S. Pietrzak (2002). Nutrient Management in Food Production: Achieving Agronomic and Environmental Targets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 31, No. 2 (mars), pp. 159–168.
- Oenema, O., et G. L. Velthof (1993) Ammonia volatilization from compound nitrogen-sulfur fertilizers. In *Optimization of Plant Nutrition*, M. A. C. Fragaso et M. L. van Beusichem, eds., pp. 341–349. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers.
- Oenema, O., et al. (2008). Gaseous Nitrogen Emissions from Livestock Farming Systems. In *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management*, 2nd ed., J. L. Hatfield et R. F. Follett, eds., pp. 395–441. Amsterdam: Academic Press/Elsevier.
- _____ (2009). Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 133, Nos. 3–4 (octobre), pp. 280–288.

^d Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (faculté d’agronomie) (DJF).

- Ogink, Nico W. M., et Bert J. J. Bosma (2007). Multi-phase air scrubbers for the combined abatement of ammonia, odor and particulate matter emissions. In *Proceedings of the International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, Broomfield, Colorado, 16-19 septembre 2007*. ASABE. Peut être consulté à l'adresse <http://elibrary.asabe.org/conference.asp?confid=aqwm2007>.
- Organisation de coopération et de développement économiques (2008). La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990. Paris (France).
- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (2009). *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture 2009: Le point sur l'élevage*, Rome.
- Pain, B., et H. Menzi, eds. (2003). Glossary of terms on livestock manure management 2003. Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN). Peut être consulté sur le site WWW.RAMIRAN.NET.
- Patterson, P. H., et Adrizal (2005). Management Strategies to Reduce Air Emissions: Emphasis — Dust and Ammonia. *Journal of Applied Poultry Research*, vol. 14, No. 3 (Fall), pp. 638–650.
- Patience, J. F., R. E. Austic et R. D. Boyd (1987). Effect of dietary electrolyte balance on growth and acid-base status in swine. *Journal of Animal Science*, vol. 64, No. 2 (février), pp. 457–466.
- Paul, J. W., *et al.* (1998). Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value. *Journal of Environmental Quality*, vol. 27, No. 3 (mai) pp. 528–534.
- Portejoie, S., *et al.* (2004). Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 91, No. 1 (décembre), pp. 45–55.
- Powell, J. M., et G. A. Broderick (2009). Ammonia emissions from dairy barns: What have we learned? *2009 Proceedings of the Cornell Nutrition Conference for Feed Manufacturers, 20-22 octobre 2009, East Syracuse, New York*. Ithaca, New York: Université Cornell.
- Powell, J. M., G. A. Broderick et T. H. Misselbrook (2008). Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Dairy Science*, vol. 91, No. 2 (février), pp. 857–869.
- Powell, J. M., T. H. Misselbrook et M. D. Casler (2008). Season and bedding impacts on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, pp. 7–15.
- Powell, J. M., C. A. Rotz et D. M. Weaver (2009). Nitrogen use efficiency in dairy production. In C. Grignani *et al.*, eds., *Proceedings of the 16th Nitrogen Workshop — Connecting different scales of nitrogen use in agriculture, 2 juin–1^{er} juillet 2009, Turin (Italie)*, pp. 241–242.
- Powell, J. M., et M. P. Russelle (2009). Dairy heifer management impacts manure N collection and cycling through crops in Wisconsin, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 131, pp. 170–177.
- Powell, J. M., *et al.* (2006). Dairy diet impacts on fecal properties and nitrogen cycling in soils. *Science Society of America Journal*, vol. 70, No. 3 (mai), pp. 786–794.
- Reidy, B., et H. Menzi (2007). Assessment of the ammonia abatement potential of different geographical regions and altitudinal zones based on a large-scale farm and manure management survey. *Biosystems Engineering*, vol. 97, No. 4 (août), pp. 520–531.

- Reis, S., ed. (à paraître). *Overview of the economic cost of ammonia abatement techniques in the UNECE region*. Dordrecht (Pays-Bas): Springer Verlag.
- Ritz, C. W., *et al.* (2006). Improving In-House Air Quality in Broiler Production Facilities Using an Electrostatic Space Charge System. *Journal of Applied Poultry Research*, vol. 15, No. 2 (été), pp. 333–340.
- Rochette P., *et al.* (2009). Banding of urea increased ammonia volatilization in a dry acidic soil. *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, No. 4 (juillet), pp. 1383–1390.
- Rotz, C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, vol. 82, No. 13 (janvier) (supplément): pp. E119–E137.
- Rotz, C. A., J. Oenema et H. van Keulen (2006). Whole farm management to reduce nutrient losses from dairy farms: a simulation study. *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 22, pp. 773–784.
- Rotz, C. A., *et al.* (2005). Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science*, vol. 45, No. 6 (novembre): pp. 2139–2159.
- Rufino, M. C., *et al.* (2006). Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 116, pp. 261–282.
- _____ (2007). Manure as a key resource within smallholder farming systems: analysing farm-scale nutrient cycling efficiencies with the NUANCES framework. *Livestock Science*, vol. 112, No. 3 (décembre), pp. 273–287.
- Sanz-Cobeña, A. (2010). Ammonia emissions from fertiliser application: Quantification techniques and mitigation strategies. Thèse de doctorat, Universidad Politécnica de Madrid.
- Schils, R. L. M., et I. Kok (2003). Effects of cattle slurry manure management on grass yield. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 51, pp. 41–65.
- Schlegel, P., S. Durosoy et A. W. Jongbloed, eds. (2008). *Trace elements in animal production systems*. Wageningen (Pays-Bas): Wageningen Academic Publishers.
- Schröder, J. J. (2005). Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresource Technology*, vol. 96, No. 2 (janvier), pp. 253–261.
- Schröder J. J., A. G. Jansen et G. J. Hilhorst (2005). Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use and Management*, vol. 21, pp. 196–204.
- Schröder, J. J., et R. J. Stevens (2004). Optimizing N additions: can we integrate fertilizer and manure use? In *Controlling nitrogen flows and losses: 12th Nitrogen Workshop, Université d'Exeter, Royaume-Uni, 21-24 septembre 2003*, D. J. Hatch, *et al.*, eds., pp. 586–593. Wageningen (Pays-Bas): Wageningen Academic Publishers.
- Schröder J. J., D. Uenk et G. J. Hilhorst (2007). Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant Soil*, vol. 299, pp. 83–99.
- Schröder J. J., *et al.* (2000). Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? — Reviewing the state of the art. *Field Crops Research*, vol. 66, No. 2 (mai), pp. 151–164.
- _____ (2003). An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy*, vol. 20, No. 1 (décembre) pp. 33–44.

- Seré, C., H. Steinfeld et J. Groenewold, (1996). World livestock production systems: current status, issues and trends. In FAO Animal Production and Health Paper No. 127, Rome: Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.
- Smil, V. (2001). *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch and the Transformation of World Food Production*. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- _____ (2002). Eating Meat: Evolution, Patterns, and Consequences. *Population and Development Review*, vol. 28, No. 4 (décembre): pp. 599–639.
- Smith, K. A., et al. (2000). PA — Precision Agriculture: Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 77, No. 3 (novembre), pp. 277–287.
- Smith, K., et al. (2007). Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosystems Engineering*, vol. 97, pp. 464–471.
- Smits, M. C. J. (1998). Groeven maken in een dichte V-vormige vloer: enkele observaties naar loopgedrag en ammoniakemissies (Grooving a solid V-shaped floor: some observations on walking behaviour and ammonia emission). DLO^e-IMAG^f Report P 98–60. Wageningen (Pays-Bas).
- Søgaard, H. T., et al. (2002). Ammonia volatilization from field-applied animal slurry — the ALFAM model. *Atmospheric Environment*, vol. 36, pp. 3309–3319.
- Sommer, S. G., et J. E. Olesen (1991). Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*, vol. 20, No. 3 (juillet), pp. 679–683.
- Sommer S. G., J. K. Schjoerring et O. T. Denmead (2004). Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. *Advances in Agronomy*, vol. 82, pp. 557–622.
- Sommer, S. G., et al. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, vol. 19, No. 4 (août) pp. 465–486.
- _____ (2006). Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy*, vol. 89, pp. 261–335.
- Sommerfeldt, T. G., C. Chang et T. Entz (1988). Long-term annual manure applications increase soil organic matter and nitrogen, and decrease carbon to nitrogen ratio. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 52, No. 6 (novembre), pp. 1668–1672.
- Sørensen, P. (2004). Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, vol. 267, pp. 285–296.
- Sørensen, P., et M. Amato (2002). Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, vol. 16, No. 2 (mars), pp. 81–95.
- Sørensen, P., et I. K. Thomsen (2005). Separation of Pig Slurry and Plant Utilization and Loss of Nitrogen-15-labeled Slurry Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 69, No. 5 (septembre), pp. 1644–1651.

^e Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) = Service de recherche agricole.

^f Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG) = Institut du génie de l'environnement et du génie agricole.

- Sørensen, P., M. R. Weisbjerg et P. Lund (2003). Dietary effects on the composition and plant utilization of nitrogen in dairy cattle manure. *Journal of Agricultural Science*, vol. 141, No. 1 (août), pp. 79–91.
- Spoelstra, S. F. (1979). Volatile fatty acids in anaerobically stored piggery wastes. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 27, pp. 60–66.
- Steinfeld, H., *et al.* (2006). *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Rome: Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.
- _____, eds. (2010). In *Livestock in a changing landscape*, vol.1, *Drivers, Consequences and Responses*. Washington, D.C.: Island Press.
- Stevens, R. J. et R. J. Laughlin (1997). The impact of cattle slurries and their management on ammonia and nitrous oxide emissions from grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, S. C. Jarvis et B. F. Pain, eds. Wallingford (Royaume-Uni): CAB International.
- Sutton, M. A. *et al.* (2000). Ammonia emissions from non-agricultural sources in the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, vol. 34, No. 6 (janvier), pp. 855–869.
- _____, eds. (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge (Royaume-Uni), Cambridge University Press.
- Swensson, C. (2003). Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows, N in urine and ammonia release. *Livestock Production Science*, vol. 84, No. 2 (décembre), pp. 125–133.
- Swierstra, D., C. R. Braam et M. C. J. Smits (2001). Grooved floor systems for cattle housing: ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 17, pp. 85–90.
- Tamminga, S. (1996). A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *Journal of Animal Science*, vol. 74, No. 12 (décembre), pp. 3112–3124.
- Van der Meer, H. G., *et al.*, eds. (1987). *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer Or Waste?* Dordrecht (Pays-Bas): Martinus Nijhoff Publishers.
- Van der Zaag A., *et al.* (à paraître). Manure storage techniques and costs for abating ammonia. In *Overview of the economic cost of ammonia abatement techniques in the UNECE region*, S. Reis, ed. Dordrecht (Pays-Bas): Springer Verlag.
- Van Duinkerken, G. M. C. *et al.* (2011a). Update of the Dutch protein evaluation systems for ruminants: the DVE/OEB₂₀₁₀ system. *Journal of Agricultural Science*, vol. 149, No. 3 (juin), pp. 351–367.
- _____, (2011b). Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science*, vol. 94, No. 1 (janvier), pp. 321–335.
- Van Vuuren, A. M. et J. A. C. Meijs (1987). Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing cows. In *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer Or Waste?*, Van der Meer, H. G., *et al.*, eds., pp. 17–25. Dordrecht (Pays-Bas): Martinus Nijhoff Publishers.
- Van Vuuren, A. M. *et al.* (1993). Effect of partial replacement of ryegrass by low protein feeds on rumen fermentation and nitrogen loss by dairy cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 76, No. 10 (octobre), pp. 2982–2993.

- Velthof, G. L., *et al.* (1998). Relationship between availability indices and plant uptake of nitrogen and phosphorus from organic products. *Plant and Soil*, vol. 200, No. 2 (mars), pp. 215–226.
- Watson, C. A., et D. Atkinson (1999). Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 53, No. 3 (mars), pp. 259–267.
- Watson, C. J., *et al.* (1994). Soil properties and the ability of the urease inhibitor N-(n-BUTYL) thiophosphoric triamide (nBTPT) to reduce ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 26, No. 9 (septembre), pp. 1165–1171.
- Webb, J., S. Anthony et S. Yamulki (2006). Validating the MAVIS Model for Optimizing Incorporation of Litter-Based Manures to Reduce Ammonia Emissions. *Transactions of the ASABE*, vol. 49, pp. 1905–1913.
- Webb, J., D. Chadwick et S. Ellis (2004). Emissions of ammonia and nitrous oxide following rapid incorporation of farmyard manures stored at different densities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 70, No. 1 (septembre), pp. 67–76.
- Webb, J. et T. H. Misselbrook (2004). A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. *Atmospheric Environment*, vol. 38, No. 14 (mai), pp. 2163–2176.
- Webb, J., *et al.* (2005a). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution*, vol. 135, No. 3 (juin), pp. 399–406.
- _____ (2005b). The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 105, Nos. 1–2 (janvier) pp. 307–321.
- _____ (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response — A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 137, Nos. 1–2 (avril), pp. 39–46.
- Webb, M., *et al.* (2006). Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp. 7222–7233.
- Whitehead, D. C. (2000). *Nutrient Elements in Grassland: Soil-Plant-Animal Relationships*. Wallingford (Royaume-Uni): CABI Publishing.
- Ye, Z. Y., *et al.* (2008a). Influence of airflow and liquid properties on the mass transfer coefficient of ammonia in aqueous solutions. *Biosystems Engineering*, vol. 100, No. 3 (juillet), pp. 422–434.
- Ye, Z. Y., *et al.* (2008b). Ammonia emissions affected by airflow in a model pig house: effects of ventilation rate, floor slat opening and headspace height in a manure storage pit. *Transactions of the ASABE*, vol. 51, pp. 2113–2122.
- Zhao, Y., *et al.* (2011). Effectiveness of multi-stage scrubbers in reducing emissions of air pollutants from pig houses. *Transactions of the ASABE*, vol. 54, pp. 285–293.
-