

**Commission économique pour l'Europe**

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

Groupe de travail des stratégies et de l'examen**Cinquante-huitième session**

Genève, 14-17 décembre 2020

Point 3 de l'ordre du jour provisoire

**Progrès accomplis dans la mise en œuvre
du plan de travail pour 2020-2021****Organe exécutif de la Convention sur la pollution
atmosphérique transfrontière à longue distance****Quarantième session**

Genève, 17 et 18 décembre 2020

Point 4 b) de l'ordre du jour provisoire

**Examen de la mise en œuvre du plan de travail
pour 2020-2021 : élaboration de politiques****Projet de document d'orientation sur la gestion durable
intégrée de l'azote****Agriculture, alimentation et environnement****Document présenté par l'Équipe spéciale de l'azote réactif***Résumé*

Le présent projet de document d'orientation sur la gestion durable intégrée de l'azote a été élaboré par l'Équipe spéciale de l'azote réactif conformément au point 2.2.3 du plan de travail 2020-2021 relatif à la mise en œuvre de la Convention (ECE/EB.AIR/144/Add.2). Dans la stratégie à long terme pour la Convention pour 2020-2030 et au-delà (ECE/EB.AIR/142/Add.2, décision 2018/5), il a été constaté que la perturbation du cycle de l'azote représentait l'un des défis les plus importants en matière de politique environnementale et nécessitait l'adoption d'une approche intégrée (par. 68 et 79 d)). L'objectif du présent document est de mobiliser les efforts des Parties pour lutter contre la pollution d'origine agricole dans le contexte plus large du cycle de l'azote, d'une manière intégrée permettant de bénéficier des nombreuses retombées positives d'une meilleure gestion de l'azote. Ce document vise particulièrement à appuyer la mise en œuvre du Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique.

Il est présenté pour examen au Groupe de travail des stratégies et de l'examen, lequel devrait transmettre un projet final à l'Organe exécutif pour adoption à sa session en cours.



Table des matières

	<i>Page</i>
Acronymes, abréviations et formules chimiques	4
I. Synthèse à l'attention des décideurs	6
A. Contexte	7
B. Approche du document d'orientation	9
C. Principaux messages du document d'orientation	13
D. Références	16
II. Aperçu technique	18
A. Principes de la gestion durable intégrée de l'azote	19
B. Bâtiments d'élevage, stockage, traitement et transformation des effluents d'élevage.....	26
C. Épandage d'engrais organiques et minéraux, y compris les effluents d'élevage et autres matières organiques	36
D. Utilisation des terres et gestion des paysages	42
E. Priorités générales pour les décideurs.....	47
F. Priorités pour les professionnels	57
III. Principes de la gestion durable intégrée de l'azote	59
A. Introduction et contexte	59
B. Dimensions de la gestion durable intégrée de l'azote	59
C. Points clefs du cycle de l'azote.....	63
D. Principes de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture	67
E. Outils pour l'élaboration d'approches de gestion intégrée de l'azote	77
F. Conclusions et recommandations	79
G. Références	81
IV. Bâtiments d'élevage, stockage et traitement des effluents d'élevage	86
A. Introduction et contexte	86
B. Approche adoptée pour décrire les mesures de réduction	90
C. Alimentation du bétail	90
D. Bâtiments d'élevage.....	94
E. Stockage, traitement et transformation des effluents d'élevage	107
F. Meilleures pratiques et mesures prioritaires	123
G. Conclusions et questions de recherche	125
H. Références	128
V. Épandage d'engrais organiques et minéraux.....	133
A. Introduction et contexte	133
B. Les apports d'azote aux terres agricoles	134
C. Pertes d'azote par les sols.....	137
D. Principes directeurs.....	138
E. Mesures de réduction des émissions	139
F. Priorités pour les décideurs.....	160

G.	Priorités pour les professionnels	160
H.	Conclusions et questions de recherche	161
I.	Documentation d'orientation	161
J.	Références	162
VI.	Utilisation des terres et gestion des paysages.....	165
A.	Introduction et contexte	165
B.	Pourquoi une gestion au niveau de l'utilisation des terres et des paysages ?.....	165
C.	Effets de l'utilisation des terres et de la gestion des paysages dans la pratique.....	166
D.	Principaux enjeux de la réduction des émissions de N _r via l'utilisation des terres et la gestion des paysages	168
E.	Intégrer les divers aspects des effets sur l'eau, le sol, l'air et le climat	170
F.	Priorités pour les décideurs.....	175
G.	Mesures d'atténuation relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages.....	176
H.	Priorités pour les agriculteurs et autres professionnels	191
I.	Synthèse des conclusions et recommandations.....	193
J.	Références	195
VII.	Élaboration d'ensembles de mesures pour une gestion intégrée et durable de l'azote	202
A.	Introduction	202
B.	Études de cas	203
C.	Éléments à prendre en considération pour l'élaboration d'ensembles de mesures.	209
D.	Complément d'information.....	211
E.	Glossaire des principaux termes	212

Acronymes, abréviations et formules chimiques

C	Carbone
C/N	Rapport carbone/azote
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur le changement climatique
CDU	Crotonylidène diurée
CEE	Commission économique pour l'Europe
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
COV	Composés organiques volatils
DPSIR	Force motrice-Pression-État-Impact-Réponse
ER	Taux de réduction
ESE	Évaluation stratégique environnementale
EUA	Efficacité de l'utilisation de l'azote – généralement définie par le rapport entre les entrées (apport) et les sorties (production) d'azote. Peut être calculée pour différents systèmes tels que les cultures, les animaux d'élevage, la chaîne alimentaire et l'ensemble de l'économie
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FEM	Fonds pour l'environnement mondial
GES	Gaz à effet de serre
GPS	Système mondial de localisation
H ₂ O	Eau
HELCOM	Commission pour la protection du milieu marin dans la zone de la mer Baltique
HNO ₃	Acide nitrique
IBDU	Isobutylidène diurée
INCOM	Mécanisme interconventions de coordination de l'azote
INMS	Système international de gestion de l'azote – sa mise en œuvre est financée par le FEM par l'intermédiaire du Programme des Nations Unies pour l'environnement
K	Potassium
MS	Matière sèche
MTD	Meilleures techniques disponibles
N	Azote
N ₂	Diazote, un gaz incolore et inodore qui compose environ 78 % de l'atmosphère terrestre
N ₂ O	Oxyde de diazote – un puissant gaz à effet de serre
NA	Nitrate d'ammonium
NBPT	N-(n-butyl) thiophosphorique triamide, un inhibiteur de l'uréase
NH ₃	Ammoniac – un polluant de l'air et de l'eau et la principale forme de l'azote dans les systèmes biologiques

NH ₄ ⁺	Ammonium – présent dans les systèmes biologiques et les sols, polluant atmosphérique particulaire et polluant des systèmes aquatiques
NH _x	Azote ammoniacal total
NO	Monoxyde d'azote – un polluant troposphérique
NO ₂	Dioxyde d'azote – un polluant troposphérique
NO ₂ ⁻	Nitrite
NO ₃ ⁻	Nitrate – polluant atmosphérique particulaire secondaire et polluant eutrophisant des systèmes aquatiques
N _{org}	Azote organique
NO _x	Oxydes d'azotes – essentiellement NO et NO ₂
N _r	Azote réactif – terme utilisé pour désigner divers composés azotés qui favorisent directement ou indirectement la croissance des végétaux, par opposition à N ₂ , qui est inerte.
N _t	Azote total
O ₃	Ozone
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OECD	Organisation de coopération et de développement économiques (sigle anglais, employé dans les références bibliographiques, qui ne sont pas traduites)
OMS	Organisation mondiale de la Santé
ONG	Organisation non gouvernementale
P	Phosphore
PB	Protéines brutes
PM	Matières particulaires – essentiellement NH ₄ ⁺ et NO ₃ ⁻ . Les sigles PM ₁₀ et PM _{2,5} désignent les particules atmosphériques dont le diamètre est inférieur à 10 et 2,5 µm respectivement.
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
R-NH ₂	Composés azotés organiques
S	Soufre
Si	Silicium
SO ₂	Dioxyde de soufre
TFIAM	Équipe spéciale des modèles d'évaluation intégrée de la Convention sur la pollution atmosphérique
TFRN	Équipe spéciale de l'azote réactif de la Convention sur la pollution atmosphérique
UE	Union européenne
UNA	Urée et nitrate d'ammonium (en solution)
UNECE	Commission économique pour l'Europe (sigle anglais, employé dans les références bibliographiques, qui ne sont pas traduites)
UNEP	Programme des Nations Unies pour l'environnement (sigle anglais, employé dans les références bibliographiques, qui ne sont pas traduites)
Zn	Zinc

I. Synthèse à l'attention des décideurs

Perspectives offertes par la gestion de l'azote pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

Objectifs et contexte

La gestion durable intégrée de l'azote donne la possibilité de relier les multiples avantages d'une meilleure utilisation de l'azote (N) du point de vue de l'environnement, de l'économie et de la santé, ce qui permet d'éviter les arbitrages tout en maximisant les synergies.

La démonstration des multiples avantages découlant des mesures de gestion de l'azote devrait accroître considérablement la mobilisation en faveur du changement, et stimuler la réalisation de nombreux objectifs de développement durable des Nations Unies.

Le présent document a été établi sous la direction de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (Convention sur la pollution atmosphérique) de la Commission économique pour l'Europe (CEE) dans le cadre de ses travaux visant à réduire les effets de la pollution atmosphérique, notamment les impacts de l'acidification, de l'eutrophisation, de l'ozone troposphérique et des matières particulaires (PM), qui ont une incidence sur la santé humaine, la biodiversité et l'économie.

Les mesures relatives à l'azote génèrent de nombreuses retombées positives, notamment en ce qui concerne l'atténuation des effets des changements climatiques, la préservation de l'ozone stratosphérique et la protection des ressources en eau, tant les eaux souterraines que les rivières, les lacs, les zones côtières et l'ensemble du milieu marin.

Les présentes orientations constituent aussi une contribution du système international de gestion de l'azote (INMS), et appuient l'élaboration du mécanisme interconventions de coordination de l'azote (INCOM) en partenariat avec le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) et l'Initiative internationale sur l'azote.

Principaux points

L'azote est un nutriment essentiel à la production d'aliments, de fibres et de biocombustibles. Toutefois, l'efficacité d'utilisation de l'azote est très faible si l'on considère l'ensemble de la chaîne, de l'application d'engrais à la consommation humaine et aux déchets.

On distingue le diazote atmosphérique non réactif (N_2) des formes réactives de l'azote (N_r), qui représentent des ressources précieuses. Environ 80 % de la production anthropique d'azote réactif est perdue sous forme de pollution de l'air et de l'eau et par dénitrification (retransformation en N_2).

Le présent document d'orientation est axé sur l'agriculture dans le contexte du système alimentaire, et comprend des informations spécifiques sur les principes et les mesures susceptibles de réduire les émissions atmosphériques d'ammoniac (NH_3), d'oxydes d'azote (NO_x), d'oxyde de diazote (N_2O) et de diazote (N_2), le lessivage des nitrates (NO_3^-) et d'autres formes réactives (N_r) ainsi que la perte totale d'azote.

S'appuyant sur 10 points clefs du cycle de l'azote, le document examine 24 principes de gestion durable intégrée de l'azote. Le document recense ensuite 76 mesures permettant d'améliorer la gestion de l'azote, d'augmenter l'efficacité de l'utilisation de l'azote et de réduire les pertes dans l'environnement et la pollution.

Le document présente : 5 mesures relatives à l'alimentation des animaux d'élevage ; 18 mesures concernant les bâtiments d'élevage ; 12 mesures en matière de stockage, de traitement et de transformation des effluents d'élevage ; 5 mesures relatives à la récupération des nutriments ; 20 mesures concernant l'épandage des engrais organiques et minéraux ; et 16 mesures en matière d'utilisation des terres et de gestion des paysages.

Cette présentation est assortie d'un examen des principes de base qui contribuera à renforcer l'élaboration des futures stratégies en matière de lutte contre la pollution et de développement durable, ainsi que la mise en place d'« ensembles de mesures » cohérents qui maximisent les synergies.

A. Contexte

1. Depuis l'apparition de l'agriculture et de l'élevage, le maintien de la civilisation est intrinsèquement lié à l'altération par l'homme du cycle naturel de l'azote. La culture des plantes et l'élevage animal mobilisent de l'azote (N) et d'autres nutriments qui sont ensuite transportés sous forme de denrées alimentaires, d'aliments pour animaux et de fibres vers les villages et les villes (Lassaletta and others, 2014). Les cultures fixatrices d'azote et les déjections animales sont utilisées depuis des millénaires pour améliorer les rendements des récoltes (par exemple, Columella, *On Agriculture* 2.13.1, trans. Boyd Ash, 1941) ; ces deux cents dernières années ont vu la mobilisation de quantités d'azote supplémentaires provenant d'abord des ressources minières (par exemple, guano, salpêtre, distillation du charbon) puis, au XX^e siècle, de la production d'engrais minéraux directement à partir du diazote atmosphérique (N₂) (Sutton and others, 2011). Les conséquences de l'altération du cycle de l'azote par l'homme se sont accentuées à mesure que celle-ci s'intensifiait. Les engrais azotés minéraux (y compris l'urée synthétique) ont permis la production d'excédents de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux dans de nombreuses régions, et par conséquent une augmentation substantielle des populations humaines et animales (Erisman and others, 2008), la consommation de produits animaux par les humains dépassant les besoins alimentaires dans une grande partie de la région de la CEE (Westhoek and others, 2014, 2015 ; Springmann and others, 2018).

2. Cette transformation du cycle global de l'azote, en particulier au cours du siècle dernier, a entraîné un ensemble complexe de problèmes de pollution reliant la production et l'utilisation humaines des composés azotés à de multiples menaces pour l'environnement. La pollution par l'azote, y compris les composés azotés formés lors des processus de combustion et ceux mobilisés par les eaux usées, affecte actuellement tous les compartiments environnementaux sur l'ensemble de la planète.

3. Jusqu'à récemment, les efforts déployés pour lutter contre la pollution par l'azote étaient en grande partie dispersés. Cette situation est principalement due à la fragmentation de l'élaboration des politiques environnementales, de la gestion de l'environnement et des sciences de l'environnement entre les compartiments environnementaux et des questions telles que la pollution de l'air, la pollution de l'eau, les émissions de gaz à effet de serre (GES), la raréfaction de l'ozone stratosphérique, la perte de biodiversité et la protection des sols. Chacune de ces questions est liée à la pollution par l'azote, qui est donc un facteur commun à de nombreux problèmes concernant l'environnement, l'économie, la santé et le bien-être. La fragmentation traditionnelle des politiques entre ces questions a freiné la réalisation des objectifs en compromettant la cohérence des actions locales, nationales et internationales portant sur l'ensemble du cycle de l'azote, et augmenté le risque que les arbitrages rendus fassent obstacle au changement (Oenema and others, 2011a et 2011b).

4. La prise en compte grandissante de la manière dont l'azote relie toutes ces questions offre maintenant une occasion majeure de susciter une mobilisation porteuse de changement. Une approche conjointe du cycle de l'azote peut contribuer à mettre en lumière l'importance de l'origine commune de la pollution de l'air, de la pollution de l'eau, des changements climatiques, de la raréfaction de l'ozone stratosphérique, de la perte de biodiversité et des impacts sur la santé et l'économie (Oenema and others, 2011b ; Sutton and others, 2013, 2019 ; Zhang and others, 2015 ; Leip and others, 2015 ; Kanter and others, 2020).

5. La CEE fait depuis longtemps figure de pionnière dans l'élaboration de telles approches conjointes. Il s'agit notamment du Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique (Protocole de Göteborg, signé en 1999 et modifié en 2012) à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (Convention sur la pollution atmosphérique) (UNECE,

1999). Le Protocole modifié est entré en vigueur le 7 octobre 2019. Le Protocole de Göteborg prévoit des plafonds d'émission pour le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x) et l'ammoniac (NH₃) jusqu'en 2020, ainsi que des engagements nationaux de réduction des émissions de SO₂, de composés organiques volatils (COV), de particules (PM), de NO₂ et de NH₃ à partir de 2020, car ces substances contribuent à l'acidification, à l'eutrophisation, à la formation d'ozone troposphérique et à la présence de particules. Cette approche multipolluants et multieffets a encouragé la poursuite des efforts entrepris pour comprendre les nombreux impacts et interactions de l'azote s'agissant de la pollution atmosphérique. Après la création de l'Équipe spéciale de l'azote réactif (TFRN) en 2007 (ECE/EB.AIR/91/Add.1, décision 2007/1), l'évaluation européenne de l'azote, intitulée *European Nitrogen Assessment: Sources, effects and policy perspectives* (Sutton and others, 2011), a étendu l'approche à l'étude de l'ensemble des interactions de l'azote reliant l'air, l'eau, le climat, les écosystèmes et les sols, notamment en ce qui concerne le recensement des possibilités de réduction des émissions.

6. S'agissant des sources agricoles de pollution atmosphérique, la plupart des efforts déployés dans le cadre du Protocole de Göteborg ont porté sur le NH₃ qui, dans la région de la CEE, est principalement émis par les déjections animales et les engrais azotés. Cela a conduit à l'élaboration du *Document d'orientation pour la prévention et la réduction des émissions d'ammoniac provenant des sources agricoles* (Document d'orientation sur l'ammoniac), un manuel de référence complet révisé en 2012 (ECE/EB.AIR/120) (publié sous le nom de Bittman and others, 2014). Ce document est complété par le *Code-cadre de bonnes pratiques agricoles pour réduire les émissions d'ammoniac de la Commission économique pour l'Europe* (ECE/EB.AIR/129), un document plus court décrivant des approches volontaires, qui peut également servir de point de départ aux Parties pour élaborer, publier et diffuser leurs propres codes nationaux sur l'ammoniac, comme le prévoit l'annexe IX du Protocole de Göteborg.

7. À la lumière des connaissances approfondies apportées par l'évaluation européenne de l'azote (Sutton and others, 2011), la Convention sur la pollution atmosphérique a décidé qu'il était nécessaire d'établir des orientations sur la réduction des émissions de toutes les formes d'azote, en mettant prioritairement l'accent sur les sources agricoles pertinentes dans l'ensemble de la région de la CEE. Une telle initiative a été jugée nécessaire afin de soutenir les objectifs du Protocole de Göteborg (vingt-deuxième alinéa du préambule ; art. 4, par. 1 ; art. 6, par. 1, al. g) ; annexe IX, par. 2) et du Protocole de Göteborg modifié (dixième alinéa du préambule ; art. 7, par. 3, al. d) ; art. 10, par. 4). Dans le cadre du plan de travail 2016-2017 pour la mise en œuvre de la Convention, approuvé par l'Organe exécutif à sa trente-quatrième session (Genève, 18 décembre 2015), l'Équipe spéciale de l'azote réactif a entrepris « l'élaboration d'un document d'orientation de la CEE qui décrive une approche intégrée portant sur divers composés et leurs synergies en matière de gestion de l'azote dans le secteur agricole et qui fasse ressortir les retombées positives d'une telle approche » (ECE/EB.AIR/133/Add.1, point 2.3.4).

8. La rédaction de ce document d'orientation a été facilitée par le soutien apporté par la Direction générale de l'environnement de la Commission européenne et par le système international de gestion de l'azote (INMS). L'INMS fournit un appui scientifique mondial et régional aux fins de l'élaboration de politiques, de pratiques et d'activités de sensibilisation relatives à l'azote au niveau international, avec le soutien financier du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et du Fonds pour l'environnement mondial (FEM), tout en établissant des partenariats, notamment dans le cadre de l'Initiative internationale sur l'azote et du Partenariat mondial pour la gestion des nutriments.

9. Le présent document d'orientation contribue également à l'activité en cours de développement du mécanisme interconventions de coordination de l'azote (INCOM), actuellement mis en place par le groupe de travail de l'azote sous les auspices du Comité des représentants permanents du PNUE. Ce point constitue un élément central de la feuille de route 2020-2022 pour la mise en œuvre d'une gestion durable de l'azote (UNEP, 2019a et 2019b) dans le cadre de l'application de la résolution 4/14 de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement sur la gestion durable de l'azote (voir UNEP/EA.4/Res.14).

10. Le soutien financier du PNUE/FEM, de la Commission européenne et du Global Challenges Research Fund South Asian Nitrogen Hub – une contribution régionale à l'INMS – a permis de faire progresser les travaux lors de deux ateliers dédiés (Bruxelles, 11 et 12 octobre 2016 et 30 septembre et 1^{er} octobre 2019), auxquels ont participé des experts d'Europe orientale, du Caucase et de l'Asie centrale.

11. L'importance de ces activités a été soulignée dans le mandat révisé de l'Équipe spéciale de l'azote réactif (ECE/EB.AIR/142/Add.2, décision 2018/6, annexe, par. 3 g) et h)), dont les fonctions consistent notamment à :

3 g) Étudier les liens existant entre la réduction des émissions d'ammoniac et d'autres composés azotés en tenant compte des avantages de l'azote pour la production vivrière et énergétique, eu égard aux possibilités d'échanger des données d'expérience sur les outils permettant d'améliorer la gestion de l'azote et les approches favorisant l'adoption des solutions les plus prometteuses ;

h) Engager des travaux sur des stratégies susceptibles de réduire à la fois les émissions d'ammoniac et celles d'oxydes d'azote provenant des sols, compte tenu de la part croissante des NO_x d'origine agricole et des liens éventuels avec la réduction des émissions d'oxyde nitreux et de diazote.

12. Le présent document d'orientation découle de ce processus. Ce document devrait contribuer à mobiliser les efforts pour lutter contre la pollution atmosphérique d'origine agricole dans le contexte plus large du cycle de l'azote. Il vise en particulier à favoriser le changement en recensant clairement les nombreuses retombées positives de la réduction des émissions d'azote, qui présentent un intérêt pour la qualité de l'air, le climat, la qualité de l'eau, la santé humaine, les écosystèmes et l'économie. S'efforcer d'exploiter les nombreuses retombées positives d'une meilleure gestion de l'azote devrait déboucher sur une réponse plus cohérente et plus efficace qui optimise les synergies, limite les arbitrages et accélère la réalisation des objectifs de développement durable des Nations Unies.

B. Approche du document d'orientation

1. Portée et groupes cibles

13. Le présent document d'orientation sur la gestion durable intégrée de l'azote porte sur le secteur agricole, y compris les systèmes de culture et d'élevage. Si la gestion de l'azote fait implicitement partie des activités humaines depuis des millénaires, cette gestion n'a pas toujours été durable ou intégrée. L'utilisation du terme « durable » dans le titre souligne qu'il importe de prendre en compte l'ensemble des conséquences environnementales, sociales et économiques de l'utilisation de l'azote en agriculture. Elle s'inscrit dans la droite ligne de l'adoption, en mars 2019, de la résolution 4/14 de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement sur la gestion durable de l'azote et de la Déclaration de Colombo sur la gestion durable de l'azote (UNEP, 2019c) qui s'en est suivie, et rend compte du fait que la gestion durable de l'azote est une condition préalable à la réalisation de la plupart des objectifs de développement durable.

14. L'adjectif « intégrée », qui figure également dans le titre du présent document d'orientation, montre que les experts et les parties prenantes sont conscients du fait qu'une approche intégrée est nécessaire pour établir le lien entre les questions relatives à l'air, à l'eau, au climat, à l'ozone stratosphérique et à d'autres problématiques afin de pouvoir élaborer des stratégies viables. Ainsi, la notion d'« intégrée » renvoie ici à la possibilité et à la nécessité de prendre conscience des synergies et des arbitrages afin d'obtenir des résultats plus satisfaisants. Cette approche est également pleinement compatible avec les avancées vers la mise en place d'un mécanisme interconventions de coordination de l'azote (INCOM), coordonnées par le PNUE et l'INMS (Sutton and others, 2019). Cette activité vise à promouvoir les synergies grâce à la coopération entre la Convention sur la pollution atmosphérique et d'autres conventions et programmes intergouvernementaux, et d'accélérer ainsi la résolution des problèmes posés par l'azote dans la mise en œuvre de la résolution 4/14 de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement.

15. Le présent document, établi sous la direction de la Convention sur la pollution atmosphérique, peut également être considéré comme une contribution à la coordination élargie de l'INCOM, au bénéfice de nombreux autres accords multilatéraux sur l'environnement. Le présent document d'orientation est destiné aux décideurs, aux autorités de réglementation et aux conseillers agricoles, qui pourront exploiter l'aperçu des mesures et des principes présentés lorsqu'ils définiront des stratégies et des politiques de gestion durable intégrée de l'azote. Il est prévu de produire de nouveaux documents qui ciblent plus spécifiquement les besoins des différents groupes d'agriculteurs dans l'ensemble de la région de la CEE et dans le monde.

2. Catégories de la Commission économique pour l'Europe et ampleur de l'effet

a) Catégories de la Commission économique pour l'Europe

16. Le présent document d'orientation adopte l'approche de la CEE définie pour le Document d'orientation sur l'ammoniac (ECE/EB.AIR/120, par. 18), où chaque mesure de réduction des émissions ou d'atténuation de leurs effets est classée par les experts dans l'une des trois catégories suivantes¹ :

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 d'azote, selon la situation locale ;

c) Techniques et stratégies de la catégorie 3 : techniques et stratégies dont l'efficacité n'a pas encore été démontrée ou qui risquent d'être exclues pour des raisons pratiques.

17. L'approche de la CEE ne tient aucun compte de la rentabilité éventuelle des mesures dans l'attribution de ces catégories, qui sont purement basées sur des critères techniques. Il est donc tout à fait possible qu'une mesure soit classée dans la catégorie 1 alors qu'elle n'est pas encore considérée comme rentable d'un point de vue sectoriel en l'absence d'un soutien approprié. Cette approche peut être considérée comme distincte et complémentaire des définitions des meilleures techniques disponibles (MTD), qui intègrent généralement dans leurs critères l'absence de coûts excessifs. Les experts peuvent ainsi attribuer très facilement les catégories CEE (les coûts des mesures étant spécifiés séparément lorsqu'ils sont disponibles), alors que de longues négociations technico-politiques sont nécessaires pour convenir de ce qui constitue des normes pertinentes s'agissant des MTD. L'aperçu technique ci-dessous présente la catégorie CEE attribuée à chacune des mesures pour chaque forme de l'azote, le code couleur étant le suivant : vert pour la catégorie 1, orange pour la catégorie 2 et rouge pour la catégorie 3. Il convient de souligner que la couleur rouge correspondant à la catégorie 3 n'indique aucun effet négatif de la mesure concernée, mais signale simplement que son efficacité n'a pas encore été démontrée. Cela peut signifier qu'il est nécessaire de poursuivre les travaux de recherche et de développement.

18. L'approche de la CEE a été élargie afin d'attribuer une catégorie à chaque mesure en fonction de sa pertinence pour les principales formes de l'azote : l'ammoniac (NH₃) ; les oxydes d'azote² (NO_x) ; l'oxyde de diazote (N₂O) ; les nitrates (NO₃⁻), y compris les autres

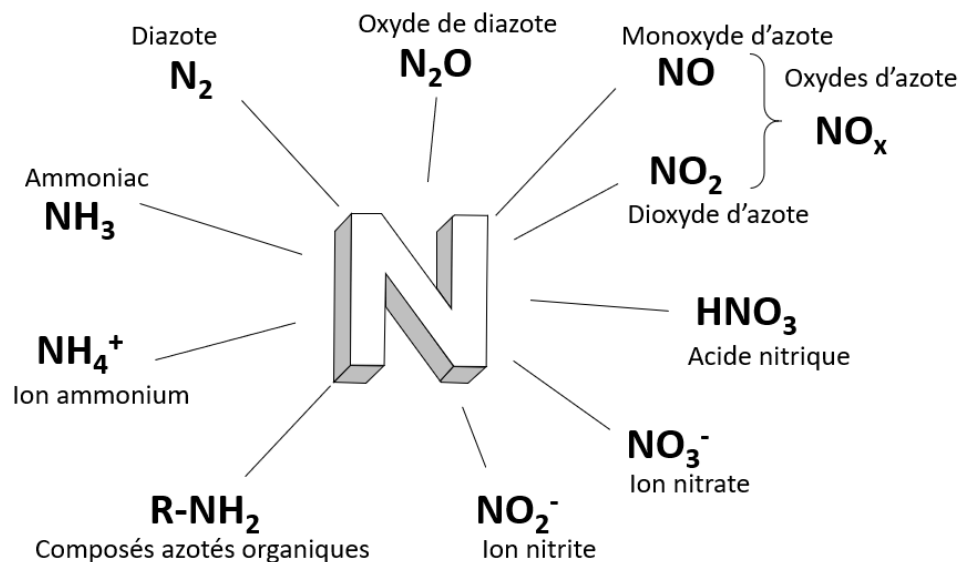
¹ Les catégories CEE et les conventions d'indication de l'ampleur de l'effet décrites au chapitre I, par. 16, du présent document s'appliquent dans tout le document.

² Le terme « oxydes d'azote » (NO_x) désigne un mélange de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂). Les émissions de NO_x des terres agricoles se font principalement sous forme de NO, bien que des émissions sous forme de NO₂ soient également possibles. Du fait de la réaction du NO avec l'ozone (O₃) à l'intérieur de la canopée, une grande partie des émissions peut avoir lieu sous forme de NO₂ au niveau du couvert végétal. Bien que les milieux de la recherche aient principalement

pertes de composés azotés dans les eaux ; le diazote (N_2) ; et la perte totale d'azote. Le document utilise également le terme « azote réactif » (N_r), qui désigne tous les composés azotés à l'exception de N_2 , qui est non réactif (voir fig. I.1 ci-dessous).

Figure I.1

Principales formes d'azote présentes dans l'environnement



Source : La figure a été créée pour le présent document.

Remarque : L'ensemble des formes de l'azote, à l'exception de N_2 , est généralement appelé azote réactif (N_r).

b) Ampleur de l'effet

19. Le présent document d'orientation ne remplace pas le document d'orientation de la CEE sur l'ammoniac (ECE/EB.AIR.120), qui fournit des informations beaucoup plus détaillées sur l'efficacité quantitative et les coûts des mesures de réduction des émissions d'ammoniac. Il est par contre impossible de fournir des informations quantitatives sur les performances de chaque mesure pour chaque composant de l'azote. Pour remédier à cette situation, le présent document donne, pour chaque mesure, une indication qualitative de son efficacité à réduire les pertes de chaque forme d'azote. Les conventions utilisées sont les suivantes :

- Les flèches vers le bas indiquent une réduction des pertes : \downarrow , effet faible à modéré ; $\downarrow\downarrow$, effet modéré à important ;
- Les flèches vers le haut indiquent une augmentation des pertes : \uparrow , effet faible à modéré ; $\uparrow\uparrow$, effet modéré à important ;
- Le symbole \sim indique un effet limité ou nul ;
- Le symbole $?$ indique un effet incertain.

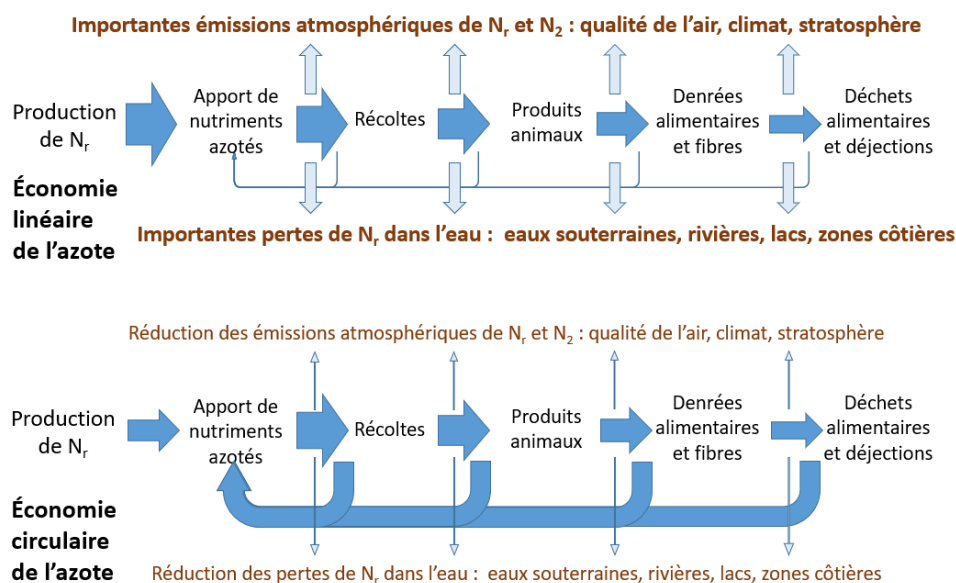
20. L'ampleur de l'effet peut être considérée comme une indication de l'efficacité de la mesure, par opposition à son degré d'applicabilité dans différents contextes. Les flèches indiquent les résultats à l'échelon de la mesure décrite (par exemple, les bâtiments d'élevage, l'application d'engrais), mais il faut également tenir compte des conséquences sur le système au sens large. Lorsqu'on considère qu'une mesure augmente les pertes pour une forme d'azote spécifique, la mesure est, par définition, classée en catégorie 3 pour cette forme d'azote. Lorsqu'une clarification est nécessaire, l'ampleur de l'effet d'une mesure est décrit par rapport à un système de référence spécifié.

mentionné par le passé les émissions de NO des sols, pour ces raisons, et dans un souci de cohérence avec la nomenclature de la Convention sur la pollution atmosphérique, le présent document fait essentiellement référence aux émissions de NO_x provenant des sols.

21. Certaines mesures visant une forme de pollution par l'azote peuvent augmenter le risque de pertes pour d'autres formes d'azote. De tels arbitrages (ou transferts de pollution) ne sont pas inéluctables, et peuvent souvent être évités grâce à des actions adéquates qu'il est difficile de résumer dans un tableau. C'est pourquoi le texte décrivant chaque mesure mentionne généralement les principales interactions, tandis que le chapitre III est consacré aux principes de bonne gestion de l'azote, qui contribuent à optimiser les arbitrages et les synergies. Cela met en évidence la possibilité de concevoir des « ensembles de mesures » cohérents. Par exemple, si de nombreuses mesures sont applicables aux systèmes conventionnels comme biologiques (ainsi qu'à d'autres systèmes agricoles agroécologiques), les ensembles de mesures devraient varier en fonction du climat et du système agricole.

Figure I.2

Comparaison simplifiée des économies linéaire et circulaire de l'azote dans le système agroalimentaire



Source : La figure a été créée pour le présent document.

22. Certaines pertes d'azote ont tendance à être beaucoup plus importantes que d'autres sur le plan de la masse totale d'azote concernée. Les pertes les plus importantes sont souvent liées aux émissions de NH₃, au lessivage ou au ruissellement des nitrates et d'autres substances azotées, et à la dénitrification (transformation en N₂). Les émissions d'oxyde de diazote (N₂O) et de NO_x ne représentent généralement qu'une petite fraction des flux d'azote (environ 1 % des apports). Bien que les pertes des systèmes agricoles sous forme de N₂O et de NO_x ne contribuent que pour une faible part aux pertes totales d'azote, elles sont pertinentes en raison de leurs impacts spécifiques sur la qualité de l'air, le climat et la raréfaction de l'ozone stratosphérique. Inversement, si les émissions de diazote (N₂) dues à la dénitrification sont inoffensives pour l'environnement, elles représentent une fraction potentiellement importante des ressources en azote disponibles. Cela signifie que la réduction des émissions de N₂ est importante, car elle peut permettre d'améliorer l'efficacité globale du système, en diminuant la quantité de composés azotés qu'il est nécessaire de produire et en contribuant par conséquent à limiter les phénomènes responsables des pertes d'azote et leurs impacts. La philosophie du présent document d'orientation est de promouvoir le passage à une économie circulaire de l'azote, illustrée à la figure I.2 ci-dessus.

C. Principaux messages du document d'orientation

23. L'essentiel du présent document d'orientation consiste en un ensemble de principes de gestion durable de l'azote, suivi d'un examen détaillé des mesures visant à réduire les pertes d'azote dans les principales composantes du système agroalimentaire.

24. La description de la gestion durable de l'azote est étayée par dix points clefs du cycle de l'azote, résumés à la figure I.3 ci-dessous. Il est nécessaire de tenir compte des observations fondamentales de la biogéochimie si l'on veut faire passer la gestion humaine du cycle de l'azote d'un système centré sur la production de composés azotés et les pertes inutiles à un système plus circulaire, qui maximise la récupération et la réutilisation des ressources d'azote disponibles.

25. Vingt-quatre principes de gestion durable intégrée de l'azote sont recensés et résumés dans l'aperçu technique. Le premier de ces principes synthétise la philosophie générale de l'approche :

principe 1 : l'objectif de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture est de réduire les pertes d'azote dans l'environnement afin de protéger la santé humaine, le climat et les écosystèmes, tout en garantissant une production alimentaire suffisante et une utilisation efficace de l'azote, notamment grâce à des apports d'azote équilibrés.

26. Tous les principes sont importants, leur grande diversité reflétant celle des formes, des enjeux et des impacts de l'azote. La prise en compte de ces principes offre une base solide permettant d'éclairer la sélection de mesures appropriées.

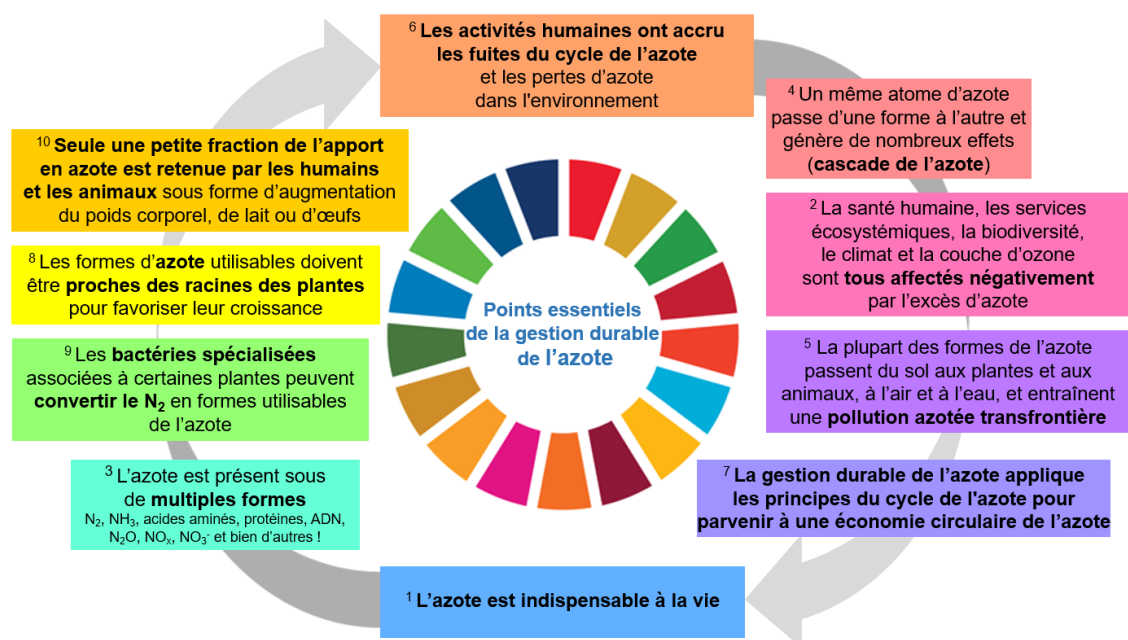
27. L'idée que la prise en compte du cycle de l'azote dans son ensemble permet de mettre en évidence les synergies et d'optimiser les arbitrages est au cœur de la gestion de l'azote. Elle peut être illustrée par la comparaison des principes 4, 5 et 6 de la gestion durable de l'azote :

a) Principe 4 : Les mesures de réduction des émissions d'azote et d'atténuation de leurs effets peuvent avoir des impacts nécessitant d'opérer des arbitrages et de fixer des priorités, par exemple, définir quels impacts négatifs doivent être traités en premier ;

b) Principe 5 : Les mesures de contrôle de l'apport d'azote ont une incidence sur tous les mécanismes responsables des pertes d'azote ;

c) Principe 6 : Une mesure visant à réduire une forme de pollution permet de conserver plus d'azote dans le système agricole, et donc d'augmenter la quantité d'azote disponible pour répondre aux besoins des cultures et des animaux.

Figure I.3
10 points clés du cycle de l'azote



Source : La figure a été créée pour le présent document.

Remarque : Ces points clés sous-tendent les principes de la gestion durable intégrée de l'azote. Les numéros correspondent à l'ordre dans lequel ces principes sont présentés au chapitre III du présent document. Les humains introduisent d'énormes quantités d'azote réactif supplémentaire dans le cycle de l'azote, ce qui signifie que le système est maintenant déséquilibré.

28. Le principe 7 souligne que « le principe du bilan azote implique que ce qui entre doit sortir ». Cela signifie qu'il faut veiller à adapter les apports d'azote aux besoins des cultures et des animaux d'élevage, ce qui permet de réduire simultanément toutes les pertes d'azote (principe 8), et de tenir compte des variations spatiales de la vulnérabilité des terres agricoles et semi-naturelles (principes 9 et 10). L'accent mis sur l'utilisation des terres et la gestion des paysages rend compte du rôle des terres agricoles et des forêts non fertilisées, qui peuvent constituer des zones tampons permettant de renforcer la résilience des paysages afin d'atténuer les effets néfastes sur l'environnement local (principe 11), pour autant cela ne porte pas atteinte aux objectifs spécifiques de conservation des habitats pour ces écosystèmes tampons.

29. Il est établi que la gestion de l'azote doit être abordée en tenant compte d'autres facteurs limitants, dont les niveaux doivent être optimisés afin de réduire le plus possible la pollution par l'azote, pour les systèmes de cultures comme pour les systèmes d'élevage (principes 12 et 13). Cette approche est complétée par des principes qui reconnaissent la nécessité d'envisager la gestion de l'azote en relation dans le cadre d'une gestion plus large de tous les nutriments, de tous les cycles biogéochimiques (y compris le carbone (C), le phosphore (P), le soufre (S), la silice (Si), les micronutriments, etc.) et des ressources en eau (principes 19, 20 et 21).

30. Les principes 14, 15, 16 et 17 s'appuient sur les phénomènes physico-chimiques à la base de la réduction des émissions, notamment le ralentissement de l'hydrolyse de l'urée, la réduction de l'exposition des ressources riches en ammonium à l'air et à la chaleur du soleil et le ralentissement de la nitrification et de la dénitrification, qui maximisent simultanément les possibilités de gérer utilement les ressources en azote.

« Aussitôt que le fumier est répandu, il doit être enfoui à la charrue, de peur que l'évaporation produite par le soleil ne lui enlève ses bonnes qualités... »

Columelle, vers 50 apr. J.-C.

31. Il est reconnu que la gestion de l'azote dans l'agriculture est intimement liée à l'ensemble du système alimentaire. Cela signifie que les mesures relatives à l'alimentation humaine et des animaux d'élevage tout comme la gestion des déchets seront essentielles si l'on veut atteindre des objectifs de durabilité ambitieux (principe 18). En parallèle, les stratégies relatives à l'alimentation des ruminants doivent tenir compte de leurs effets potentiels sur les émissions de méthane (principe 22), certaines mesures allant à l'encontre d'une gestion durable de l'azote et du méthane.

32. D'autres principes tiennent compte de la dimension sociale et économique, y compris les caractéristiques locales des différents acteurs de l'agriculture et de la chaîne alimentaire, dans la mesure où ces acteurs partagent la responsabilité de la gestion de l'azote (principe 2), notamment les producteurs, les transformateurs, les détaillants et les consommateurs. Ces principes reconnaissent que « l'échelon de l'exploitation agricole est souvent un niveau d'intégration essentiel s'agissant des décisions relatives à la réduction des émissions et à l'atténuation de leurs effets » (principe 24), qui s'ajoute aux actions plus générales des citoyens et des autres acteurs du système alimentaire. Le principe 23 prévoit que le coût et l'efficacité des mesures visant à réduire les pertes d'azote doivent tenir compte des contraintes qui pèsent sur les agriculteurs et des possibilités qui leur sont offertes au niveau régional, ainsi que de la taille, de la structure et du contexte économique des exploitations. Somme toute, ces principes montrent que la gestion durable intégrée de l'azote offre aux différents acteurs du système agroalimentaire une opportunité de collaborer, et que l'efficacité, la réduction des déchets, la bonne intendance de l'environnement et l'investissement pour une production alimentaire rentable vont de pair.

33. L'aperçu technique et les chapitres IV à VI fournissent une liste détaillée des mesures sélectionnées, en indiquant les possibilités de réduction des émissions des différentes formes d'azote et d'atténuation de leurs effets sur la qualité de l'air et de l'eau, le climat, la biodiversité, la santé humaine, l'ozone stratosphérique, etc. Enfin, le chapitre VII réfléchit brièvement à la manière dont les différentes mesures peuvent s'articuler entre elles, en donnant des exemples d'ensembles de mesures susceptibles de permettre une approche cohérente de la gestion durable de l'azote adaptée aux niveaux d'ambition nécessaires à la réalisation des différents objectifs locaux, nationaux et internationaux.

34. Le présent document constitue une avancée significative dans le soutien à l'élaboration de politiques internationales, et exploite la compréhension du cycle de l'azote pour stimuler le développement durable face à de nombreux défis. Le document innove en fournissant des orientations sur la réduction des pertes de toutes les principales formes d'azote : NH_3 , N_2O , NO_x , NO_3^- et N_2 . Si la démarche d'intégration est nouvelle et s'appuie sur les recherches les plus récentes, elle repose également sur une expérience de longue date. Voici ce qu'écrivait un fermier romain il y a près de deux mille ans :

Aussitôt que le fumier est répandu, il doit être enfoui à la charrue, de peur que l'évaporation produite par le soleil ne lui enlève ses bonnes qualités, et pour que la terre, s'y mêlant mieux, s'en engraisse plus abondamment. C'est pourquoi, lorsque les monceaux de fumier seront disposés dans le champ, on ne devra ne répandre que ce que les laboureurs peuvent couvrir dans la journée.

Columelle, *De l'agriculture*, livre II.V (trad. Louis Du Bois, 1844)

35. Cette mesure et ses principes qui la sous-tendent, tels qu'expliqués par Columelle, sont toujours d'actualité et sont repris dans le présent document d'orientation. Cet exemple montre que les mesures visant à réduire les pertes de nutriments sont bien connues depuis des siècles. Le défi consiste à les mettre en pratique.

D. Références

- Bittman, S. and others, eds. (2014). *Options for ammonia mitigation: guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. Edinburgh: Centre for Ecology and Hydrology. Available at www.clrtap-tfrn.org/sites/clrtap-tfrn.org/files/documents/AGD_final_file.pdf.
- Boyd Ash, H., transl. (1941). *Columella. On Agriculture, Volume I: Books 1–4*. Loeb Classical Library 361, Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press.
- Erisman, J.W. and others (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, vol. 1, No. 10 (October), pp. 636–639.
- Kanter, D.R. and others (2020). Nitrogen pollution policy beyond the farm. *Nature Food*, vol. 1 (January), pp. 27–32.
- Lassaletta, L. and others (2014). Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, vol. 118, No. 1–3 (April), pp. 225–241.
- Leip, A. and others (2015). Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, vol. 10, No. 11 (November).
- Oenema, O. and others (2011a). Nitrogen in current European policies, in *The European Nitrogen Assessment; Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton, M.A. and others, eds. (Cambridge, Cambridge University Press).
- Oenema, O. and others (2011b). Developing integrated approaches to nitrogen management, in *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton, M.A. and others, eds. (Cambridge, Cambridge University Press).
- Springmann, M. and others (2018). Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, vol. 562, No. 7728 (October), pp. 519–525.
- Sutton, M.A. and others, eds. (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives* (Cambridge, Cambridge University Press).
- Sutton, M.A. and others (2013). *Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution*. Global Overview of Nutrient Management (Edinburgh, Centre of Ecology and Hydrology).
- Sutton, M.A. and others (2019). The Nitrogen Fix: From nitrogen cycle pollution to nitrogen circular economy, in *Frontiers 2018/19: Emerging Issues of Environmental Concern* (Nairobi, United Nations Environment Programme (UNEP)), pp. 52–65.
- United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) 1999. *Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone* (Gothenburg Protocol, revised 2012).
- UNECE (2015). *Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions*. Available at www.unece.org/environmental-policy/conventions/envlrtapwelcome/publications.html.
- UNEP (2019a). *Road map for action on Sustainable Nitrogen Management 2020–2022*. Available at https://papersmart.unon.org/resolution/uploads/roadmap_for_action_on_sustainable_nitrogen_management_roadmap1.1.pdf.
- UNEP 2019b. *Concept note to the Road map for action on Sustainable Nitrogen Management 2020–2022*. Available at https://papersmart.unon.org/resolution/uploads/roadmap_for_action_on_sustainable_nitrogen_management_concept_note1.1_draft.pdf.
- UNEP 2019c. *Colombo Declaration on Sustainable Nitrogen Management*. Launch of United Nations Global Campaign on Sustainable Nitrogen Management, 23 and 24 October 2019, Colombo. Available at <https://papersmart.unon.org/resolution/sustainable-nitrogen-management>.

Westhoek, H. and others (2014). Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change*, vol. 26 (May), pp. 196–205.

Westhoek, H. and others (2015). *Nitrogen on the Table: The influence of food choices on nitrogen emissions and the European environment*. European Nitrogen Assessment Special Report on Nitrogen and Food (Edinburgh, Centre for Ecology and Hydrology).

Zhang, X. and others (2015). Managing nitrogen for sustainable development. *Nature*, vol. 528, No. 7580 (November), pp. 51–59.

II. Aperçu technique

Intégration des principes et des mesures relatifs à la gestion durable de l'azote dans le système agroalimentaire

36. Les orientations fournies dans le présent document s'articulent autour de quatre thèmes principaux :

a) **Principes de la gestion durable intégrée de l'azote.** Le chapitre III donne les informations de base nécessaires pour comprendre ce qu'est la gestion durable intégrée de l'azote, y compris les points clefs du cycle de l'azote, les dimensions de l'intégration et les principes sur lesquels reposent les mesures ;

b) **Bâtiments d'élevage, stockage, traitement et transformation des effluents d'élevage.** Le chapitre IV explique la raison d'être d'une approche intégrée de la gestion des effluents d'élevage, de l'excrétion au stockage, y compris les possibilités de traitement et de transformation qui considèrent ces effluents comme une ressource précieuse d'azote et de nutriments à recycler. L'essentiel du chapitre consiste en une synthèse des principales mesures relatives à l'alimentation des animaux, aux bâtiments d'élevage, aux effluents d'élevage et à la récupération des nutriments ;

c) **Épandage des engrais organiques et minéraux.** Le chapitre V traite de l'utilisation des effluents d'élevage dans les champs, en faisant le lien avec les possibilités d'amélioration de la gestion des engrais de synthèse. Selon les normes établies, le terme « engrais de synthèse » désigne également les engrais à base d'urée. L'essentiel du chapitre consiste en une synthèse des principales mesures relatives à l'épandage ;

d) **Utilisation des terres et gestion des paysages.** Le chapitre VI explique comment les décisions en matière d'utilisation des terres et de gestion du paysage prises à l'échelle des territoires concernés offrent des possibilités de gestion intégrée de l'azote. Si l'accent est principalement mis sur l'atténuation des effets néfastes de la pollution azotée, les mesures peuvent également contribuer à la réduction des émissions d'azote. L'essentiel du chapitre consiste en une synthèse des mesures les plus importantes.

37. Le présent aperçu technique indique les performances de chaque mesure pour chaque forme d'azote (voir fig. II.1 ci-dessous), selon les catégories CEE³ :

Figure II.1

Illustration des performances de chaque mesure pour chaque forme d'azote, selon les catégories CEE définies dans le présent document

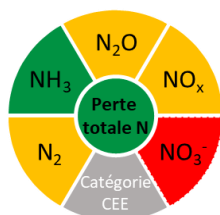


Figure II.1 : Illustration des performances de chaque mesure pour chaque forme d'azote, selon les catégories CEE définies dans le présent document.

Catégorie 1 : ● (vert)

Catégorie 2 : ● (orange)

Catégorie 3 : ● (rouge)

³ Les catégories CEE et le système utilisé pour représenter l'ampleur de l'effet sont décrits au chapitre I, par. 16, du présent document.

38. Les chapitres IV, V et VI fournissent des précisions sur les performances de chaque mesure, y compris une indication qualitative de l'ampleur des effets. Une réduction de la « perte totale d'azote » indique un potentiel de réduction indirecte de toutes les autres pertes d'azote.

A. Principes de la gestion durable intégrée de l'azote

39. L'azote apporte des avantages considérables à la société en stimulant la productivité des cultures, ce qui permet aux êtres humains d'enrichir leur alimentation, notamment grâce à l'augmentation de la production et de la consommation de viande et de produits laitiers. Cependant, les pertes d'azote posent des problèmes multiformes qui affectent l'air, l'eau, la santé humaine, le climat, la biodiversité et l'économie. La compréhension des principes de la gestion durable de l'azote passe par l'étude des points clés du cycle de l'azote (voir encadré II.1 ci-dessous).

Encadré II.1

10 points clés du cycle de l'azote à prendre en compte pour une gestion intégrée et durable de l'azote

1. L'azote est indispensable à la vie. C'est un élément de la chlorophylle des plantes et des acides aminés (protéines), des acides nucléiques et de l'adénosine triphosphate (ATP) des êtres vivants (y compris les bactéries, les plantes, les animaux et les humains). L'azote est souvent un facteur limitant de la croissance des végétaux.

2. L'excès d'azote entraîne toute une série d'effets néfastes, notamment sur la santé humaine, les services écosystémiques, la biodiversité, l'air, l'eau et le climat. Les quantités totales d'azote introduites dans la biosphère par les activités humaines ont considérablement augmenté (plus que doublé) au cours du siècle dernier, et ont maintenant dépassé les limites critiques de ce qu'on appelle l'espace de fonctionnement sûr de l'humanité.

3. L'azote est présent sous de multiples formes. La plupart des formes de l'azote sont dites réactives (N_r) parce que le passage de l'une à l'autre se fait à facilement, par des processus biochimiques faisant intervenir des micro-organismes, des plantes et des animaux et par des processus chimiques dépendant du climat. Le diazote (N_2) n'est pas réactif et constitue le principal composant de l'air (78 %). L'azote réactif est qualifié de « doublement mobile », car il est facilement transporté par l'air et l'eau.

4. Un même atome d'azote peut avoir de multiples effets sur l'atmosphère, les écosystèmes terrestres, les systèmes marins et d'eau douce ainsi que sur la santé humaine. Ce phénomène est appelé la « cascade de l'azote », définie comme le transfert séquentiel de l'azote réactif à travers les systèmes environnementaux.

5. L'azote passe du sol aux plantes et aux animaux, à l'air et aux masses d'eau et vice versa, le transport transfrontière de la pollution concernant la plupart des formes d'azote. Ces flux sont le résultat de facteurs naturels et d'activités humaines, qu'il est nécessaire de comprendre pour assurer une gestion efficace de l'azote.

6. Les activités humaines ont considérablement modifié le cycle naturel de l'azote, qui fuit de plus en plus. Parmi les principaux facteurs figurent : l'invention des engrais azotés de synthèse ; le changement d'affectation des terres ; l'urbanisation ; les procédés de combustion ; et le transport de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux à travers le monde. Cela a entraîné une raréfaction de l'azote dans les régions exportatrices de produits destinés à l'alimentation humaine et animale et un enrichissement régional en azote dans les zones urbaines et les zones d'élevage intensif. La séparation entre les régions de production et de consommation des denrées alimentaires et des aliments pour animaux est également l'un des principaux facteurs qui expliquent pourquoi l'efficacité de l'utilisation de l'azote au niveau de l'ensemble du système alimentaire a diminué dans le monde au cours des dernières décennies.

7. Les modifications naturelles et anthropiques du cycle de l'azote compromettent la réalisation d'une économie circulaire et d'une gestion durable intégrée de l'azote. La gestion durable de l'azote constitue le fondement de la consolidation d'une « économie circulaire de l'azote » naissante, qui réduit les pertes d'azote et favorise sa récupération et sa réutilisation.

8. Les formes d'azote doivent être proches des racines des plantes pour favoriser efficacement leur croissance. L'absorption de l'azote dépend de la demande en azote de la culture, de la longueur et de la densité des racines, et de la disponibilité des ions nitrates (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+) dans la solution du sol.

9. Certaines plantes sont capables de convertir l'azote non réactif en formes réactives (ammoniac, amines, protéines) grâce aux bactéries spécialisées présentes dans les nodules de leurs racines. Ce processus de fixation biologique de l'azote est une source importante d'azote réactif pour la biosphère, y compris l'agriculture, et peut également entraîner une pollution par l'azote.

10. Les êtres humains et les animaux ont besoin de protéines azotées et d'acides aminés pour leur croissance, leur développement et leur fonctionnement, mais seule une petite fraction de l'apport en azote est retenue sous forme d'augmentation du poids corporel, de lait ou d'œufs. Le reste est excrété, principalement dans l'urine et les fèces, et cet azote peut être recyclé et réutilisé.

40. La gestion durable intégrée de l'azote en agriculture a un double objectif : réduire les émissions et les pertes d'azote, notamment pour protéger la santé humaine, l'environnement et le climat ; et optimiser les effets bénéfiques de l'azote sur la production alimentaire grâce à une application d'engrais équilibrée et aux principes de l'économie circulaire.

41. De nombreuses politiques environnementales ont une portée limitée en ce qui concerne la gestion de l'azote, et gagneraient à adopter une approche intégrée. Par exemple, la plupart des sources de NO_x et de NH_3 sont visées par le Protocole de Göteborg, mais les émissions de NO_x provenant des terres agricoles ainsi que les sources (semi-)naturelles de NO_x et de NH_3 sont exclues de l'évaluation du respect des engagements de réduction des émissions au titre du Protocole, tout comme les émissions atmosphériques de N_2O et de N_2 et le lessivage des nitrates. Inversement, la directive Nitrates de l'Union européenne⁴ prévoit que toutes les sources agricoles d'azote doivent être prises en compte dans la lutte contre la pollution des eaux par les nitrates, mais les émissions atmosphériques de NH_3 , de NO_x , de N_2O et de N_2 ne sont pas explicitement traitées.

1. Les différentes dimensions de l'intégration de la gestion de l'azote

42. **Dimension 1 : La relation de cause à effet** sous-tend les politiques actuelles en matière d'azote, car les effets des émissions d'azote sur la santé humaine et l'environnement orientent les mesures visant à réduire ces émissions.

43. **Dimension 2 : L'intégration spatiale et temporelle** dans les plans de gestion de toutes les formes et sources d'azote sur une zone et une durée donnée est essentielle pour que les mesures relatives à l'azote génèrent de nombreuses retombées positives, ce qui optimise les synergies et les arbitrages.

44. **Dimension 3 : L'azote interagit avec de nombreux nutriments et polluants**, qui peuvent avoir des effets similaires. L'azote en tant qu'élément est unique en raison de son importance multiforme pour l'environnement et la durabilité. La gestion durable de l'azote peut donc bénéficier de l'intégration d'autres éléments et composés, en raison des liens :

a) Entre l'ammoniac (NH_3) et les NO_x , le SO_2 , les COV et les particules s'agissant de la pollution atmosphérique ;

⁴ Directive du Conseil du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles (91/676/CEE), Journal officiel de l'Union européenne, L 375 (1991), p. 1 à 8.

- b) Entre l'azote et le carbone, y compris le CO₂ et le CH₄ s'agissant des effets sur le climat ;
- c) Entre l'azote, le phosphore (P), le potassium (k) et le silicium (Si) s'agissant de l'eutrophisation des eaux douces et côtières ;
- d) Entre l'azote et tous les autres nutriments essentiels pour les plantes (macronutriments ou micronutriments) s'agissant des cultures, de l'élevage animal et de la nutrition humaine ;
- e) Entre l'azote et l'eau d'irrigation s'agissant de la gestion durable de l'eau.

45. **Dimension 4 : L'intégration des points de vue des parties prenantes** est une dimension supplémentaire et doit se faire le plus tôt possible au cours de la phase de conception des plans et mesures concernant la gestion de l'azote. La participation de différentes parties prenantes garantit que les mesures sont :

- a) Pertinentes et abordent les principaux problèmes ;
- b) Scientifiquement fondées et justifiées sur le plan analytique ;
- c) Financièrement rationnelles, les coûts étant proportionnés à l'objectif poursuivi ; et
- d) Équitables pour tous les acteurs et tous les utilisateurs.

46. **Dimension 5 : L'intégration régionale** vise à renforcer la coopération entre les régions et les pays, en tenant compte de l'échelle des territoires concernés. Les arguments en faveur de l'intégration régionale sont les suivants :

- a) Le renforcement des marchés ;
- b) La mise en place de règles du jeu équitables s'agissant des mesures ;
- c) La nature transfrontière de la pollution environnementale ;
- d) La prise en compte des effets indirects de la pollution ; et
- e) L'amélioration de l'efficacité et de l'efficience des politiques régionales et des mesures de gestion associées.

47. Le Protocole de Göteborg a démontré les avantages de l'élaboration d'une approche multipolluants et multieffets. Dans le cas de l'azote, la plupart des sources de NO_x et de NH₃ sont prises en compte pour définir les plafonds d'émission, tandis que des efforts restent à faire pour intégrer les émissions de NO_x provenant des terres agricoles, les sources (semi-)naturelles de NO_x et de NH₃, ainsi que les relations avec les émissions de N₂O et de N₂ et le lessivage des nitrates. La nécessité de traiter ces questions de manière globale a été récemment reconnue dans la résolution 4/14 de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement sur la gestion durable de l'azote et dans la Déclaration de Colombo sur la gestion durable de l'azote qui s'en est suivie. Ces textes mettent l'accent sur les avantages d'une telle approche à la fois pour l'environnement, la santé et l'économie, y compris la qualité de l'air, la qualité de l'eau, le climat, la protection de l'ozone stratosphérique et de la biodiversité, ainsi que pour l'approvisionnement durable en aliments et en énergie.

2. Principes de la gestion durable intégrée de l'azote

48. Vingt-quatre principes de gestion durable intégrée de l'azote sont énumérés ci-dessous :

a) **Principe 1 : L'objectif de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture est de réduire les pertes d'azote dans l'environnement afin de protéger la santé humaine, le climat et les écosystèmes, tout en garantissant une production alimentaire suffisante et une utilisation efficace de l'azote, notamment grâce à des apports d'azote équilibrés ;**

b) **Principe 2 : Les acteurs du monde agricole et de la chaîne alimentaire sont divers, et tous ont un rôle à jouer dans la gestion de l'azote.** Tous les acteurs de la chaîne alimentaire, y compris les décideurs à plusieurs niveaux, doivent conjointement soutenir la diminution des pertes d'azote et partager les coûts et les avantages des mesures de réduction des émissions d'azote et d'atténuation de leurs effets ;

c) **Principe 3 : Des mesures spécifiques sont nécessaires pour réduire les pertes d'azote résultant de processus spécifiques.** Les mécanismes responsables des pertes d'azote sont différents selon qu'il s'agit de la volatilisation de l'ammoniac, du lessivage des nitrates, du transfert par érosion de toutes les formes d'azote réactif vers les eaux de surface ou des émissions de NO_x, de N₂O et de N₂ associées aux processus de nitrification-dénitrification. Les mesures spécifiques aux différents mécanismes doivent tenir compte des facteurs contrôlant ces processus.

« La réduction des apports d'azote ou l'augmentation de la quantité d'azote produite sont par conséquent un élément essentiel de la gestion intégrée de l'azote, et offrent des possibilités en matière d'accroissement des performances économiques. »

Principe 6

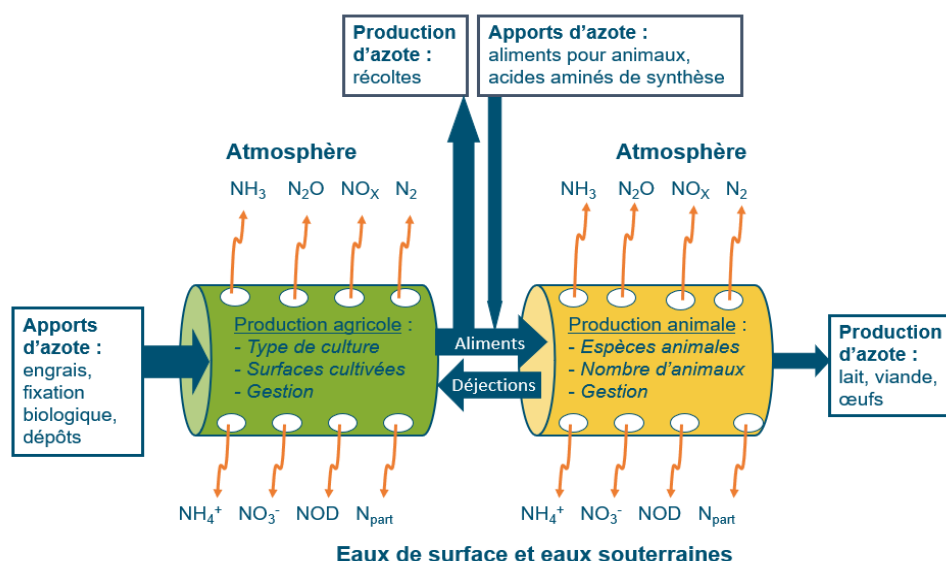
d) **Principe 4 : Les mesures de réduction des émissions d'azote et d'atténuation de leurs effets peuvent avoir des impacts nécessitant d'opérer des arbitrages et de fixer des priorités, par exemple, définir quels impacts négatifs doivent être traités en premier.** Des orientations générales sont nécessaires pour éclairer ces priorités et bien peser les options en fonction du contexte et des impacts, à l'échelle locale comme mondiale ;

e) **Principe 5 : Les mesures de contrôle de l'apport d'azote ont une incidence sur tous les mécanismes responsables des pertes d'azote.** Ces mesures sont intéressantes, car la réduction des apports d'azote (par exemple, en évitant l'utilisation de quantités excessives d'engrais, la surcharge en protéines des aliments pour animaux et l'adoption de denrées alimentaires à forte empreinte azote) entraîne une diminution des flux d'azote dans le système sol-aliments pour animaux-denrées alimentaires ;

f) **Principe 6 : Une mesure visant à réduire une forme de pollution permet de conserver plus d'azote dans le système agricole, et donc d'augmenter la quantité d'azote disponible pour répondre aux besoins des cultures et des animaux. Afin de tirer profit d'une mesure visant à réduire les pertes d'azote (et d'éviter les transferts de pollution), les économies d'azote ainsi réalisées doivent être compensées par une réduction des apports d'azote, une augmentation des quantités d'azote stockées ou un accroissement des quantités d'azote produites.** La réduction des apports d'azote ou l'augmentation des quantités d'azote produites sont par conséquent un élément essentiel de la gestion intégrée de l'azote, et offrent la possibilité d'améliorer les performances économiques ;

g) **Principe 7 : Le principe du bilan azote implique que ce qui entre doit sortir,** et que le contrôle de l'apport d'azote et la maximisation des réserves d'azote (stocké dans les effluents d'élevage, le sol et les plantes) sont les principaux mécanismes permettant de réduire les pertes d'azote (voir fig. II.2 ci-dessous).

Figure II.2

Principe du bilan massique de l'azote pour les systèmes mixtes culture-élevage

Source : Modifié d'après Oenema *et al.* (2009).

Remarque : Le total des entrées doit correspondre au total des sorties, après correction des éventuelles variations des quantités stockées dans le système. Le concept est applicable à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation, de la région et de la planète pour tous les types d'exploitation (chap. III).

h) **Principe 8 : L'adaptation des apports d'azote aux besoins des cultures (également appelée application équilibrée d'engrais) et des animaux d'élevage permet de réduire simultanément toutes les formes de perte d'azote, ce qui peut parallèlement contribuer à améliorer les performances économiques.** De même, les différences naturelles entre les systèmes végétaux et animaux impliquent qu'il est possible de tirer parti de l'intégration des productions animale et végétale et de l'optimisation de l'équilibre entre les différents types d'aliments ;

i) **Principe 9 : Les variations spatiales de la vulnérabilité des terres agricoles aux pertes d'azote nécessitent la mise en œuvre de mesures spatiales de gestion de l'azote à l'échelon de la parcelle ou du paysage.** Ce principe est applicable à l'épandage des engrais organiques et minéraux ;

j) **Principe 10 : Les variations spatiales de la sensibilité des habitats naturels aux charges d'azote d'origine agricole soulignent la nécessité de mettre en œuvre des mesures de gestion de l'azote spécifiques aux sites et aux régions.** Une approche source-mécanisme-récepteur à l'échelle du paysage peut contribuer à cibler des sources de pollution, des mécanismes responsables des pertes d'azote et des zones sensibles ou résilientes spécifiques ;

k) **Principe 11 : La capacité du paysage à stocker l'azote et à en atténuer les effets dépend de sa structure. Cela signifie que les écosystèmes à forte capacité de stockage de l'azote (par exemple, les forêts et les terres agricoles non fertilisées) ont tendance à atténuer les effets des composés azotés émis dans l'atmosphère, ce qui diminue les transferts d'azote vers d'autres sites.** Ainsi, les forêts, les grandes étendues de terres agricoles et d'autres éléments du paysage contribuent à absorber et à utiliser l'azote provenant des dépôts atmosphériques ou l'azote qui serait autrement entraîné par les écoulements d'eau latéraux du sol. Ce principe sous-tend la planification visant à renforcer la résilience globale du paysage ; par exemple, la création de zones boisées (dont la fonction est de capter l'azote) peut être mise en œuvre dans le cadre d'un ensemble de mesures destinées à protéger d'autres habitats (y compris d'autres zones boisées et écosystèmes pour lesquels les objectifs prioritaires de protection de la nature ont été convenus) ;

l) **Principe 12 : Afin de réduire le plus possible la pollution associée aux pertes d'azote, tous les facteurs qui déterminent, limitent ou réduisent la croissance des cultures doivent être traités simultanément et de manière équilibrée pour optimiser le rendement des cultures et l'efficacité de l'utilisation de l'azote.** Cette approche repose sur : la sélection de variétés culturales adaptées aux conditions climatiques et environnementales locales ; la préparation d'un lit de semence approprié ; la disponibilité de ressources en eau et de tous les nutriments essentiels en quantité adéquate ; une lutte efficace contre les mauvaises herbes, les ravageurs, les maladies et la pollution.

m) **Principe 13 : Afin de réduire le plus possible la pollution associée aux pertes d'azote, tous les facteurs qui déterminent, limitent ou réduisent la croissance et le bien-être des animaux doivent être traités simultanément et de manière équilibrée pour optimiser la production animale et l'efficacité de l'utilisation de l'azote,** ce qui peut également réduire l'excrétion d'azote par unité produite. Cette approche repose sur : la sélection de races adaptées aux conditions climatiques et environnementales locales ; la disponibilité de ressources en eau et d'aliments pour animaux de grande qualité et en quantité suffisante ; une lutte efficace contre les maladies et la pollution ainsi qu'une surveillance sanitaire et de la reproduction adéquate, tenant compte des aspects relatifs au bien-être des animaux ;

n) **Principe 14 : Ralentir l'hydrolyse des ressources contenant de l'urée et de l'acide urique permet de réduire les émissions d'ammoniac.** L'hydrolyse de ces ressources produit de l'ammoniac en solution, ce qui fait augmenter localement le pH du sol. Le ralentissement de l'hydrolyse permet donc d'éviter les augmentations importantes de la concentration en ions ammonium et les fortes hausses de pH, ce qui peut également réduire les autres pertes d'azote en évitant les excédents temporaires d'azote ;

o) **Principe 15 : Réduire l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium est essentiel pour réduire les émissions d'ammoniac.** Ainsi, le fait de diminuer la surface d'émission et la vitesse de circulation de l'air au-dessus de cette surface, d'abaisser le pH et la température de ces ressources et de favoriser une infiltration rapide en diluant les lisiers permet de réduire les émissions d'ammoniac ;

p) **Principe 16 : Ralentir la nitrification (oxydation biologique du NH_4^+ en NO_3^-) peut contribuer à diminuer les pertes d'azote et à augmenter l'efficacité de l'utilisation de l'azote.** En effet, la rétention dans le sol de l'ammonium (NH_4^+) est plus forte que celles des ions nitrates (NO_3^-), qui sont donc plus sensibles aux pertes par lessivage et nitrification-dénitrification.

q) **Principe 17 : Certaines mesures visant à diminuer les émissions de N_2O peuvent également réduire les pertes de N_2 (et vice-versa), les deux phénomènes étant liés aux processus de dénitrification.** Les mesures visant à limiter conjointement les pertes de N_2O et de N_2 par nitrification-dénitrification peuvent donc contribuer à économiser les ressources en azote au sein du système et à réduire en même temps les effets sur le climat ;

r) **Principe 18 : Pour parvenir à des réductions majeures des émissions de N_2O d'origine agricole, il faut s'attacher à améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote dans l'ensemble du système agroalimentaire en mettant en œuvre toutes les mesures disponibles.** La nécessité d'un vaste changement systémique trouve son origine dans le fait que le potentiel de réduction des émissions de N_2O d'origine agricole offert par les mesures techniques spécifiques est modeste par rapport à l'ambition des objectifs de réduction en matière de lutte contre les changements climatiques et de protection de l'ozone stratosphérique. Cela implique d'envisager des changements du système agroalimentaire à l'échelle de la filière et concernant tous ses aspects, y compris l'alimentation humaine et des animaux d'élevage ainsi que la gestion des engrais, des ressources biologiques d'azote et des flux d'azote recyclé ;

s) **Principe 19 : Les stratégies visant à limiter simultanément les pertes d'azote, de phosphore et d'autres nutriments liées aux systèmes de production agricole devraient offrir des avantages supplémentaires en matière de réduction des émissions et d'atténuation de leurs effets par rapport aux stratégies visant un seul**

nutriment, en raison du couplage entre les cycles des différents nutriments. Mettre l'accent sur l'azote permet une approche pragmatique qui met en évidence les liens entre les multiples menaces et les cycles des éléments, et accélère ainsi les progrès ;

t) **Principe 20 : Les stratégies visant à optimiser simultanément l'utilisation de l'azote et de l'eau sont plus efficaces que les stratégies ciblant uniquement la fertilisation azotée ou l'irrigation, en particulier dans des conditions arides et semi-arides.** Cela montre combien il est nécessaire d'adopter une approche intégrée tenant compte simultanément de la disponibilité de l'azote et de celle de l'eau, en particulier dans les régions du monde où la production alimentaire est limitée par la disponibilité de ces deux éléments. La gestion conjointe de l'azote et de l'eau permet par ailleurs de stocker le fumier en toute sécurité en évitant le ruissellement et le lessivage ;

u) **Principe 21 : Les stratégies visant à améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote dans la production végétale et à réduire les pertes d'azote des terres agricoles doivent tenir compte des possibles variations dans le temps de la teneur en carbone organique du sol et de la qualité du sol, ainsi que des incidences des stratégies de fixation du carbone dans le sol.** La séquestration du carbone dans le sol est liée à celle de l'azote en raison de la relative stabilité du rapport C/N dans le sol. La protection de la matière organique du sol contre la dégradation (extraction de l'azote du sol) est vitale pour soutenir la productivité agricole dans les régions dans lesquelles les apports d'azote sont faibles ;

v) **Principe 22 : Les stratégies visant à réduire les émissions d'azote provenant des effluents d'élevage grâce à une alimentation animale à faible teneur en protéines doivent tenir compte des effets possibles des manipulations du régime alimentaire sur les émissions de méthane entérique (CH₄) des ruminants.** Les régimes alimentaires à faible teneur en protéines chez les ruminants réduisent l'excrétion d'azote et la volatilisation de l'ammoniac, mais ont tendance à augmenter la teneur en fibres et les émissions de CH₄, ce qui souligne la nécessité d'optimiser l'alimentation en ce qui concerne l'azote et le carbone ;

w) **Principe 23 : Le coût et l'efficacité des mesures visant à réduire les pertes d'azote doivent tenir compte des contraintes pratiques qui pèsent sur les exploitants agricoles et des possibilités qui leur sont offertes dans la région où est prévue la mise en œuvre.** L'efficacité et les coûts doivent être examinés autant que possible en fonction de la situation concrète de l'exploitation agricole et, en particulier, en tenant compte de la taille de l'exploitation et des contraintes environnementales de base. L'analyse coût-efficacité doit prendre en compte les obstacles à la mise en œuvre, ainsi que les effets secondaires des pratiques sur les autres formes de l'azote et les autres gaz à effet de serre afin de favoriser des retombées positives ;

x) **Principe 24 : L'échelon de l'exploitation agricole est souvent un niveau d'intégration essentiel s'agissant des décisions relatives à la réduction des émissions et à l'atténuation de leurs effets, et c'est à ce niveau que l'on doit évaluer les conséquences globales des mesures correspondantes,** en tenant compte notamment des interactions transfrontières, régionales et à l'échelle du paysage.

3. Outils pour l'élaboration d'approches de gestion intégrée de l'azote

49. La boîte à outils permettant d'élaborer des approches intégrées de la gestion de l'azote contient à la fois des outils applicables de manière uniforme et des outils plus spécifiques portant sur une seule dimension de l'intégration. Les outils communs importants sont les suivants :

a) L'analyse des systèmes, utilisée notamment par l'interface science-politique-pratique ;

b) Des outils de calcul du bilan azote permettant d'intégrer les sources d'azote et les différentes formes d'azote pour des zones bien définies à différentes échelles (des exploitations agricoles aux continents) et facilement compréhensibles par les agriculteurs et les décideurs (tout en étant compatibles avec les réglementations sur la confidentialité des données) ;

c) Des modèles d'évaluation intégrée et des analyses coûts-avantages. Le cadre Force motrice – Pression – État – Impact – Réponse (DPSIR) peut être utilisé comme point de départ pour analyser les relations de cause à effet de manière conceptuelle, et l'analyse coûts-avantages va plus loin en exprimant les coûts et les avantages des mesures en termes monétaires ;

d) L'évaluation et la gestion de la chaîne alimentaire, qui portent sur la planification et la gestion des activités et des informations concernant les acteurs de l'ensemble de la chaîne de production et de consommation alimentaire, y compris les fournisseurs, les transformateurs, les détaillants, les entreprises de recyclage des déchets et les citoyens ;

e) Le dialogue et la communication entre les parties prenantes, qui sont essentiels aux échanges de points de vue sur la gestion de l'azote, et qui peuvent contribuer à la transparence des concepts et faciliter l'adoption d'objectifs et la mise en œuvre de mesures concrètes ;

f) Les mesures de réduction des émissions et d'atténuation de leurs effets, y compris les meilleures pratiques de gestion, qui ont fait la preuve de leur efficacité pour réduire les émissions et leurs impacts ; elles sont décrites dans les chapitres IV à VI du présent document.

B. Bâtiments d'élevage, stockage, traitement et transformation des effluents d'élevage

50. Les mesures visant à réduire les pertes d'azote provenant des bâtiments d'élevage, du stockage, du traitement et de la transformation des effluents d'élevage influent sur la composition des effluents et sur l'environnement de stockage, et créent des conditions défavorables aux émissions. La première étape, qui est essentielle, consiste à adapter au plus près la teneur en azote des aliments aux besoins des animaux ; ce point fait l'objet de cinq mesures.

51. Les émissions de NH_3 sont minimales à basse température et à faible pH si le contact entre les effluents d'élevage et l'air ambiant est limité. Une faible teneur en carbone organique, une quantité suffisante d'oxygène et de faibles concentrations de nitrates permettent de réduire les émissions de N_2O , de NO_x et de N_2 . L'élaboration de pratiques exemplaires visant à réduire les incidences négatives sur l'environnement suppose l'adoption d'approches intégrées, la connaissance approfondie des processus responsables des émissions et la mise au point de solutions souples qui correspondent aux besoins régionaux.

52. Les priorités définies pour réduire les pertes d'azote dans les bâtiments d'élevage sont les suivantes :

- a) Réduction de la température intérieure, notamment en optimisant la ventilation ;
- b) Réduction de la surface d'émission et des zones souillées ;
- c) Réduction de la circulation d'air sur les surfaces souillées ;
- d) Utilisation d'additifs (par exemple, inhibiteurs d'uréase, acides) ; et
- e) Évacuation régulière des effluents d'élevage vers un stockage extérieur. Au total, 18 mesures relatives aux bâtiments d'élevage ont été recensées (voir tableau II.1 ci-après).

53. Les priorités définies pour réduire les pertes d'azote et améliorer la récupération et la réutilisation de l'azote lors du stockage et du traitement (avancé) des effluents d'élevage sont les suivantes :

- a) Stockage à l'extérieur dans un endroit sec ;
- b) Stockage couvert du lisier ;

- c) Traitement (avancé) des effluents d'élevage afin de réduire la teneur en matière sèche du lisier, d'augmenter sa teneur en NH_4^+ et d'abaisser son pH ;
- d) Digestion anaérobie, séparation des phases solide et liquide et acidification du lisier ;
- e) Utilisation efficace de toutes les ressources nutritives disponibles pour la croissance des cultures ;
- f) Amélioration de la récupération des nutriments ;
- g) Production de nutriments à forte valeur ajoutée grâce au recyclage de l'azote présent dans les effluents d'élevage. Au total, 12 mesures relatives au stockage, au traitement et à la transformation des effluents d'élevage et 5 mesures relatives à la récupération des nutriments ont été recensées (voir tableau II.1 ci-après).

54. Dans l'ensemble, les mesures relatives à l'alimentation des animaux d'élevage, aux bâtiments qui les abritent, au stockage, au traitement et à la transformation des effluents d'élevage doivent être envisagées dans le contexte des flux d'azote et d'autres nutriments, la synergie entre les différentes étapes étant considérable. Par exemple, l'azote économisé grâce à l'optimisation de l'alimentation et à la mise en œuvre de bâtiments d'élevage à faible taux d'émission permet d'augmenter les quantités d'azote disponibles directement (retour au sol) ou indirectement (recyclage des effluents d'élevage) (chap. V). Il est important de rappeler les principes de fonctionnement de chaque mesure (chap. III) pour maximiser les synergies et éviter les arbitrages. Par exemple, afin de tirer pleinement parti de la réduction des émissions d'ammoniac provenant des bâtiments d'élevage, il est nécessaire de mettre en place des mesures allant dans le même sens pour le stockage et l'épandage des effluents d'élevage, afin d'éviter les émissions d'ammoniac à ces stades. L'exemple de la chaîne de gestion des effluents d'élevage montre qu'il est possible de penser une économie circulaire où la réduction des pertes dans l'environnement se traduit par une disponibilité accrue des ressources (voir fig. I.2 ci-dessus).

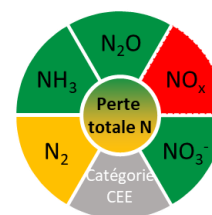
Tableau II.1

Mesures relatives à l'alimentation des animaux d'élevage, aux bâtiments d'élevage, au stockage, au traitement et à la transformation des effluents d'élevage et à la récupération des nutriments

Mesures relatives à l'alimentation des animaux d'élevage

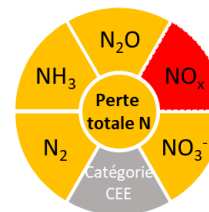
Mesure n° 1 relative à l'alimentation : adaptation de l'apport en protéines (bovins laitiers et à viande)

Adapter la teneur en protéines brutes des aliments aux besoins des animaux est la première mesure à prendre – et la plus efficace – pour limiter les émissions d'azote. Cela permet de diminuer la quantité d'azote excédentaire excrété et par conséquent de réduire les émissions tout au long de la chaîne de gestion des effluents d'élevage. L'augmentation du rapport énergie/protéines dans l'alimentation constitue une stratégie éprouvée de diminution des quantités de protéines brutes. Toutefois, pour l'élevage en pâturage, la viabilité de cette stratégie est souvent limitée, car l'herbe moins jeune peut être un aliment de moindre qualité.



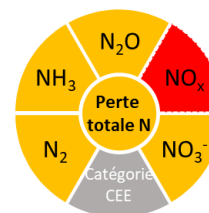
Mesure n° 2 relative à l'alimentation : augmentation de la productivité (bovins laitiers et à viande)

Augmenter la productivité des bovins laitiers et à viande par un accroissement du rendement laitier ou de la prise de poids quotidienne permet de réduire les émissions de CH₄ (et potentiellement de N₂O) par kg de produit⁵. Il est nécessaire de trouver un équilibre entre la réduction des émissions par l'augmentation de la productivité et la capacité limitée des bovins à assimiler les aliments concentrés. La capacité du bétail à convertir les protéines du fourrage, non comestible pour les êtres humains, en protéines de grande valeur est précieuse du point de vue des ressources et de la biodiversité.



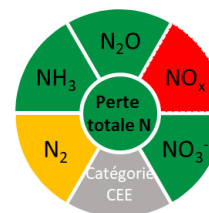
Mesure n° 3 relative à l'alimentation : augmentation de la longévité (bovins laitiers)

Augmenter la production annuelle de lait et le nombre de cycles de production de lait permet d'accroître la productivité. L'optimisation de l'alimentation et des bâtiments d'élevage permet d'augmenter la longévité des bovins laitiers et donc de diminuer leur taux de renouvellement, ce qui réduit les pertes d'azote par unité de lait produite.



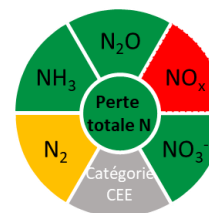
Mesure n° 4 relative à l'alimentation : adaptation de l'apport en protéines (porcins)

Les mesures relatives à l'alimentation des porcins comprennent la modulation de l'alimentation, 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 nutritionnels. On peut réduire la teneur en protéines brutes en optimisant l'apport d'acides aminés par addition de produits de synthèse.



Mesure n° 5 relative à l'alimentation : adaptation de l'apport en protéines (volaille)

Le potentiel de réduction de l'excrétion d'azote en jouant sur l'alimentation est plus limité pour les volailles que pour les porcins, car le taux de conversion moyen des aliments est déjà élevé et la variabilité au sein d'un groupe d'animaux est plus grande.

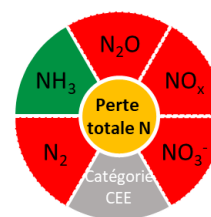


⁵ Cet effet est relevé indépendamment de toute politique agricole actuelle ou future (par exemple, la politique agricole commune de l'Union européenne) et d'autres d'aides publiques visant à la conservation des races animales traditionnelles locales, ce qui souligne la nécessité de trouver un juste équilibre entre les problématiques.

Mesures relatives aux bâtiments d'élevage

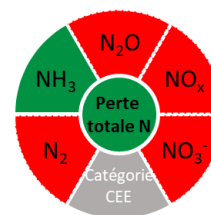
Mesure n° 1 relative aux bâtiments d'élevage : séparation immédiate des urines et des fèces (bovins)

La séparation physique des matières fécales (qui contiennent de l'urée) et de l'urine dans le logement permet de réduire l'hydrolyse de l'urée, et entraîne une diminution des émissions de NH₃ issues des bâtiments d'élevage et de l'épandage des effluents d'élevage. La séparation solide-liquide réduit également les émissions lors de l'épandage, l'urine s'infiltrant plus facilement dans le sol que le lisier.



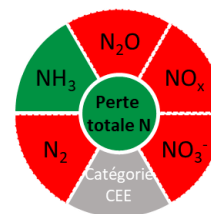
Mesure n° 2 relative aux bâtiments d'élevage : nettoyage régulier du sol des bâtiments à l'aide de racleurs (bovins)

L'utilisation d'un système sol rainuré-racleurs à dents permet de réduire la surface d'émission, et par conséquent les émissions de NH₃. Le sol est plus propre, et ses aspérités empêchent les animaux de glisser.



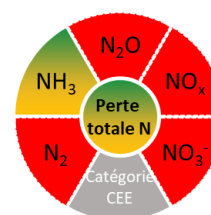
Mesure n° 3 relative aux bâtiments d'élevage : nettoyage régulier du sol des bâtiments (bovins)

Le nettoyage en profondeur des aires de promenade des bâtiments abritant des vaches laitières à l'aide de racleurs mécaniques ou de robots racleurs peut permettre de réduire considérablement les émissions de NH₃.



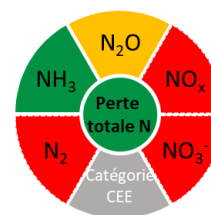
Mesure n° 4 relative aux bâtiments d'élevage : évacuation régulière du lisier (bovins)

L'évacuation régulière du lisier se trouvant sous le caillebotis des bâtiments d'élevage vers un stockage extérieur (couvert) permet de réduire considérablement les émissions de NH₃ en diminuant la surface d'émission et la température de stockage du lisier. Cela permet également de réduire les émissions de CH₄, car les effluents d'élevage sont stockés à l'extérieur, à des températures moins élevées.



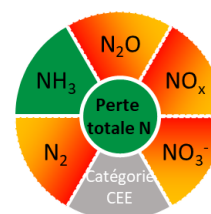
Mesure n° 5 relative aux bâtiments d'élevage : augmentation de la quantité de litière (bovins sur litière)

L'utilisation de litières qui absorbent l'urine dans les bâtiments d'élevage contribue à la réduction des émissions de NH₃ en immobilisant l'azote et permet également de réduire les émissions de N₂O.



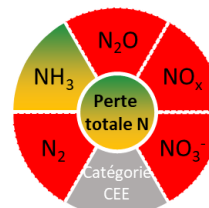
Mesure n° 6 relative aux bâtiments d'élevage : climatisation des bâtiments d'élevage, afin d'abaisser la température intérieure et de limiter la circulation d'air (bovins)

La climatisation des bâtiments d'élevage aux sols traditionnels en caillebotis, associée au refroidissement du lisier, à l'isolation du toit et/ou à une ventilation naturelle automatisée permet de réduire les émissions de NH₃ en diminuant la température et la vitesse de circulation de l'air. Elle peut aussi aider à réduire les émissions de CH₄.



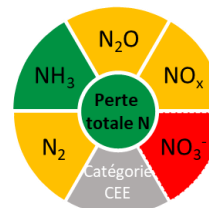
Mesure n° 7 relative aux bâtiments d'élevage : épuration chimique de l'air (lavage acide) (bovins)

Dans la région de la CEE, la plupart des bâtiments abritant des bovins sont à ventilation naturelle. Dans les rares cas où ces bâtiments sont équipés d'une ventilation forcée, cette mesure peut être classée en catégorie 1 s'agissant de la réduction des émissions de NH₃. De récentes initiatives explorent l'utilisation d'épurateurs d'air dans les bâtiments à ventilation naturelle (par exemple, extraction directe et lavage des gaz de la fosse à lisier).



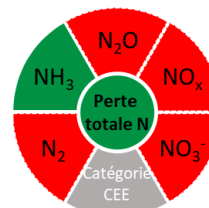
Mesure n° 8 relative aux bâtiments d'élevage : acidification du lisier (porcins et bovins)

Il est possible de réduire les émissions de NH₃ en acidifiant le lisier, afin de modifier l'équilibre chimique et de transformer le NH₃ en NH₄⁺. L'acidification au niveau des bâtiments d'élevage permet de réduire les émissions de NH₃ tout au long de la chaîne de gestion des effluents d'élevage. Le lisier acidifié à l'acide sulfurique ne peut pas être utilisé seul pour la production de biogaz, il est nécessaire de le mélanger en faible proportion à d'autres matières de base.



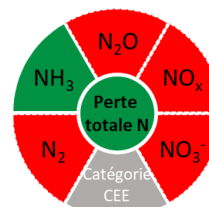
Mesure n° 9 relative aux bâtiments d'élevage : réduction de la surface d'émission (porcins)

On peut réduire les émissions d'ammoniac en limitant la surface émettrice grâce au nettoyage par aspiration fréquent et complet de la fosse à lisier située sous le caillebotis. Il est possible de recourir à d'autres types de sols, notamment des caillebotis partiels, et de prévoir des surfaces inclinées lisses et des caniveaux en V.



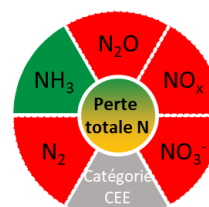
Mesure n° 10 relative aux bâtiments d'élevage : nettoyage régulier des sols (porcins)

Le nettoyage régulier et en profondeur des sols des bâtiments abritant des porcins à l'aide de racleurs mécaniques ou de robots racleurs peut permettre de réduire considérablement les émissions de NH₃.



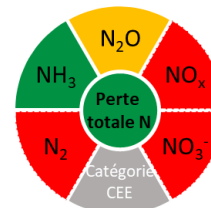
Mesure n° 11 relative aux bâtiments d'élevage : évacuation régulière du lisier (porcins)

L'évacuation régulière du lisier se trouvant sous le caillebotis des bâtiments d'élevage vers un stockage extérieur permet de réduire les émissions de NH₃ en diminuant la surface d'émission et la température de stockage du lisier. Cela permet également de réduire les émissions de CH₄, car les effluents d'élevage sont stockés à l'extérieur, à des températures moins élevées.



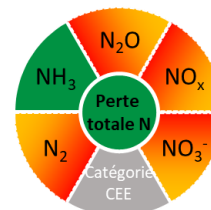
Mesure n° 12 relative aux bâtiments d'élevage : augmentation de la quantité de litière (porcins sur litière)

L'utilisation de litières qui absorbent l'urine dans les bâtiments d'élevage contribue à la réduction des émissions de NH_3 en immobilisant l'azote et permet également de réduire les émissions de N_2O . Cette approche peut avoir des effets bénéfiques sur le bien-être des animaux. Il peut être nécessaire de changer régulièrement la litière pour éviter les émissions de N_2O et de N_2 associées aux systèmes sur litière profonde.



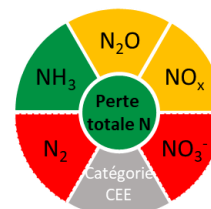
Mesure n° 13 relative aux bâtiments d'élevage : climatisation des bâtiments d'élevage, afin d'abaisser la température intérieure et de limiter la circulation d'air (porcins)

Le refroidissement de la surface des effluents d'élevage à l'aide d'échangeurs de chaleur en circuit fermé peut réduire considérablement les émissions de NH_3 . Dans le cas des systèmes sur lisier, il est souvent possible d'intégrer ce type d'installation dans les bâtiments existants.



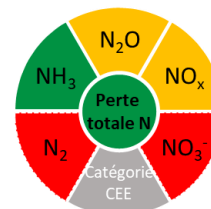
Mesure n° 14 relative aux bâtiments d'élevage : épuration chimique de l'air (lavage acide) (porcins)

Le traitement par lavage acide dans des épurateurs de l'air extrait des bâtiments s'est avéré pratique et efficace, du moins pour les grandes exploitations. Cette solution est particulièrement économique lorsqu'elle est mise en œuvre dans des bâtiments neufs. Elle permet aussi de réduire les odeurs et les émissions de particules et peut contribuer à réduire les émissions de N_2O et de NO_x si l'azote récupéré est utilisé pour remplacer une partie des apports d'engrais azotés.



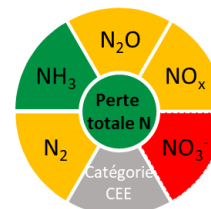
Mesure n° 15 relative aux bâtiments d'élevage : épuration biologique de l'air (porcins)

Les épurateurs d'air biologiques contiennent des bactéries qui éliminent le NH_3 et les odeurs de l'air évacué. Une gestion rigoureuse est nécessaire afin de garantir que le NH_3 capturé par ces équipements (par exemple, des biofiltres organiques) ne subisse pas une nitrification/dénitrification, qui entraînerait une augmentation des émissions de N_2O , de NO_x et de N_2 . La récupération de l'azote réactif collecté au niveau des biofiltres des épurateurs biologiques peut contribuer à compenser cette augmentation.



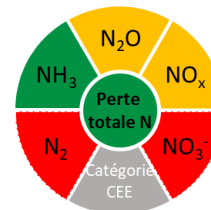
Mesure n° 16 relative aux bâtiments d'élevage : séchage rapide des déjections avicoles

On peut réduire les émissions d'ammoniac provenant des élevages en batterie sur fosse profonde ou sur caniveaux en assurant la ventilation de la fosse à déjections ou en évacuant les fientes à l'aide de convoyeurs à bande pour les faire sécher. Conserver l'azote excrété sous forme d'acide urique devrait également permettre de réduire les émissions de N_2O , de NO_x et de N_2 , car cela réduit également la nitrification et la dénitrification.



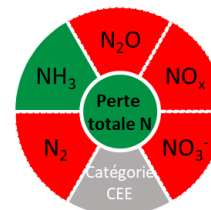
Mesure n° 17 relative aux bâtiments d'élevage : épuration chimique de l'air (lavage acide) (volailles)

Le traitement par lavage acide dans des épurateurs de l'air extrait des bâtiments s'est avéré efficace pour réduire les émissions de NH_3 dans différents pays. La principale différence entre les systèmes porcins et les poulaillers est que ces derniers émettent généralement beaucoup plus de poussières. Des épurateurs d'air à plusieurs étages avec filtrage préalable des particules grossières ont été mis au point pour traiter les charges de poussières.



Mesure n° 18 relative aux bâtiments d'élevage : épuration biologique de l'air (volailles)

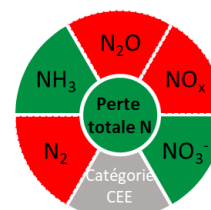
Le traitement dans des épurateurs biologiques (laveurs d'air associés à des biofiltres) de l'air extrait des bâtiments s'est avéré efficace pour réduire les odeurs et les émissions de NH_3 et de poussières fines dans différents pays. Des épurateurs d'air à plusieurs étages ont été mis au point pour traiter les charges de poussières élevées, bien que l'utilisation de biofiltres puisse accroître les pertes d'azote sous forme de N_2O , de NO et de N_2 .



Mesures relatives au stockage, au traitement et à la transformation des effluents d'élevage

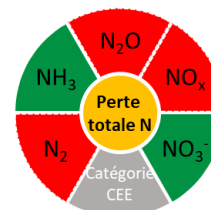
Mesure n° 1 relative aux effluents d'élevage : stockage couvert des effluents d'élevage (couverture pleine et aire étanche)

De nombreuses options sont disponibles pour le stockage couvert des digestats d'effluents d'élevage et de biogaz, notamment l'utilisation de réservoirs en métal ou en béton avec des couvercles pleins, de couvertures flottantes sur les lagunes et de citernes souples pour le lisier ; les émissions de NH_3 associées à la plupart de ces solutions sont négligeables si elles sont correctement mises en œuvre. La plateforme étanche évite le lessivage des nitrates et doit être entretenue afin d'éviter les fuites.



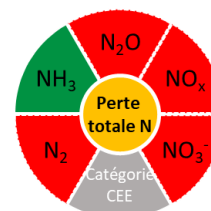
Mesure n° 2 relative aux effluents d'élevage : stockage couvert du lisier (croûte naturelle et aire étanche)

Les lisiers à teneur élevée en matière sèche peuvent former une croûte naturelle pendant le stockage, ce qui permet de réduire considérablement les émissions de NH_3 , bien que la production de N_2O puisse être améliorée. La plateforme étanche évite le lessivage des nitrates et doit être entretenue afin d'éviter les fuites.



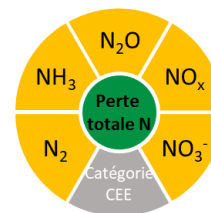
Mesure n° 3 relative aux effluents d'élevage : stockage couvert du fumier (couche de matériaux en vrac)

La couverture du fumier par une couche de matériaux en vrac, tels que la tourbe, l'argile, les zéolites et le phosphogypse peut réduire considérablement les émissions de NH_3 . Ces matériaux protègent la surface du fumier du contact avec l'air, et possèdent également une grande affinité pour l'ammonium. L'épaisseur de la couverture doit être suffisante.



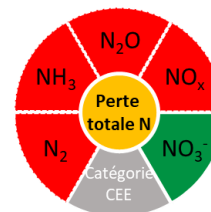
Mesure n° 4 relative aux effluents d'élevage : stockage du fumier dans un endroit sec

Le simple stockage du fumier dans un endroit sec à l'abri des intempéries peut également réduire les émissions d'azote et de toute une série de composés azotés et de N₂. Cela est encore plus important pour la litière des volailles, car conserver le fumier au sec limite la formation de NH₃ par hydrolyse de l'acide urique.



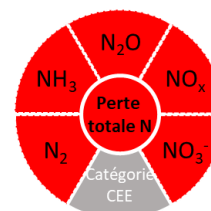
Mesure n° 5 relative aux effluents d'élevage : stockage du fumier sur une aire en béton étanche entourée de murs

Le stockage du fumier sur une plateforme entourée de murs permet de réduire le lessivage des nitrates et des autres formes d'azote réactif en évitant le ruissellement et les infiltrations dans le sol. Cette méthode est moins coûteuse que la mise en place d'une couverture pleine, mais risque d'entraîner des émissions importantes de NH₃, de N₂O, de NO_x et de N₂.



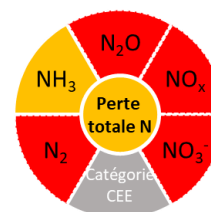
Mesure n° 6 relative aux effluents d'élevage : brassage du lisier (pendant le stockage)

Le brassage du lisier avant épandage permet d'assurer une distribution homogène des nutriments. Cette opération ne présente aucun avantage supplémentaire s'agissant de la réduction des émissions de N₂O, de NO_x ou de N₂. Elle peut même accroître les pertes de NH₃, par exemple, si le brassage augmente le pH du lisier en favorisant les pertes de CO₂ ; le brassage doit donc être effectué peu de temps avant l'épandage.



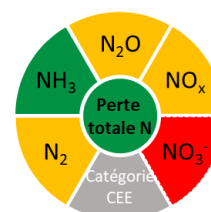
Mesure n° 7 relative aux effluents d'élevage : adsorption de l'ammonium présent dans le lisier

L'ajout de certains additifs au lisier permet l'adsorption chimique, physique ou biologique de l'ammonium. Dans le cas d'additifs minéraux tels que l'argile/zéolite, les quantités nécessaires sont importantes, ce qui peut rendre la mesure coûteuse (il faut par exemple, 25 kg de zéolite par m³ de lisier pour adsorber 55 % des ions ammonium). Les expériences ont par ailleurs montré que l'effet sur la réduction des émissions de NH₃ est faible. L'ajout de biochar (charbon à usage agricole) peut également réduire les émissions de NH₃ provenant du lisier stocké.



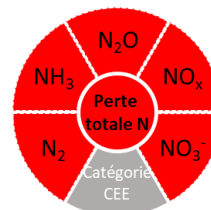
Mesure n° 8 relative aux effluents d'élevage : acidification du lisier (stockage)

L'ajout d'acide permet de réduire les émissions d'ammoniac provenant du lisier stocké. Cette opération a généralement lieu juste avant l'épandage. L'abaissement du pH réduit également les émissions de CH₄ et devrait diminuer les émissions de N₂O et de N₂. L'acide peut être produit sur place pendant le stockage (par exemple, en utilisant de l'énergie renouvelable produite localement pour oxyder le diazote atmosphérique). Si les matières de base utilisées pour la production de biogaz ne contiennent que des quantités limitées de lisier acidifié, l'acidification du lisier après digestion anaérobie peut contribuer à réduire les émissions de NH₃ ultérieures.



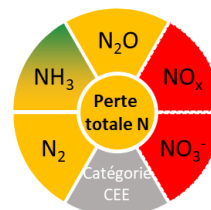
Mesure n° 9 relative aux effluents d'élevage : aération du lisier

L'apport d'oxygène par aération permet aux bactéries aérobies présentes dans le lisier de se développer, ce qui réduit les odeurs. Cette opération entraîne cependant l'augmentation des émissions de CO₂ et de NH₃. Les émissions de NO_x sont également susceptibles d'augmenter, et la plus grande disponibilité des ions NO₃⁻ peut entraîner un accroissement des pertes de N₂O et de N₂ liées à la dénitrification. L'aération du lisier n'est donc pas recommandée.



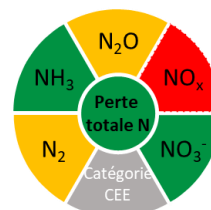
Mesure n° 10 relative aux effluents d'élevage : séparation mécanique des phases solide et liquide du lisier

La séparation mécanique des phases (ou fractions) solide et liquide du lisier produit un liquide riche en ammonium qui se dégrade plus lentement et s'infiltre plus efficacement dans le sol. Cela permet de réduire les émissions de NH₃, de mieux gérer les applications d'engrais, d'augmenter les rendements des cultures et de limiter les apports d'engrais minéraux azotés. Il faut veiller à éviter les pertes de NH₃ et de CH₄ de la fraction solide, qui peut être utilisée comme engrais à libération lente ou comme matière de base pour la production de biogaz.



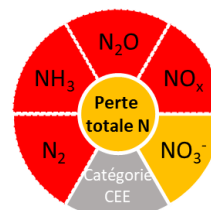
Mesure n° 11 relative aux effluents d'élevage : digestion anaérobie des effluents d'élevage

La digestion anaérobie associée à la production de méthane (ou méthanisation) réduit les émissions de CH₄ provenant du stockage ultérieur des digestats, tout en évitant la consommation d'énergie fossile. La teneur en ammonium et le pH des digestats sont plus élevés que ceux des effluents non traités, ce qui augmente le potentiel d'émission de NH₃ et nécessite l'utilisation de stockages couverts et de techniques d'épandage à faible taux d'émission. Dans le cadre d'un ensemble intégré de mesures, la digestion anaérobie peut réduire les pertes de NH₃, de N₂O et de N₂ tout en offrant la possibilité de récupérer les nutriments sous des formes plus avancées (mesures n°s 3 à 5 relatives à la récupération des nutriments). Ce traitement nécessite de stocker le fumier sur une aire étanche, ce qui limite le lessivage des nitrates.



Mesure n° 12 relative aux effluents d'élevage : compostage du fumier

Le compostage du fumier permet d'obtenir un engrais biologique stable, inodore, à faible teneur en eau, exempt de pathogènes et de semences, mais qui contient la plupart des nutriments initiaux. Cependant, cette opération tend à faire augmenter les pertes de NH₃, de N₂O, de NO_x, de N₂, de CO₂ et de CH₄, ce qui réduit également le pouvoir fertilisant azoté, et le compostage sur des surfaces poreuses peut accroître le lessivage de l'azote. La couverture des

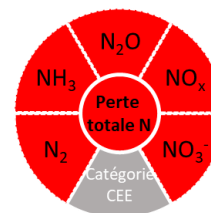


aires de compostage peut limiter certains de ces effets. Les catégories de la CEE présentées correspondent à un compostage à ciel ouvert sur une surface étanche.

Mesures relatives à la récupération des nutriments

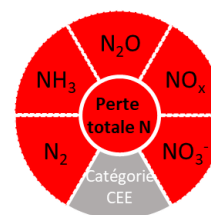
Mesure n° 1 relative à la récupération des nutriments : séchage et transformation en granulés de la fraction solide des effluents d'élevage

Le séchage et la transformation en granulés de la fraction solide du fumier, du lisier et des digestats permettent d'obtenir un engrais biologique plus stable et inodore. Le séchage est très énergivore et entraîne l'augmentation des émissions de NH_3 , à moins de traiter l'air extrait par filtration ou lavage et de prévoir la récupération de l'azote, ou d'acidifier la fraction solide avant le séchage.



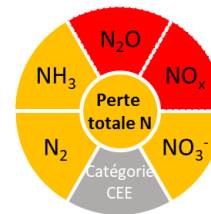
Mesure n° 2 relative à la récupération des nutriments : combustion, gazéification ou pyrolyse

La combustion, la gazéification thermique ou la pyrolyse du fumier et des digestats solides permettent de générer de l'énergie qui peut être utilisée pour la production de chaleur et/ou d'électricité. Cependant, cette méthode gaspille les nutriments azotés en les transformant en N_2 et en NO_x . Tant que des systèmes permettant de limiter au maximum la formation de N_2 et de récupérer l'azote réactif gazeux ne seront pas mis au point, cette mesure ne pourra pas être considérée comme appropriée pour réduire la perte totale d'azote.



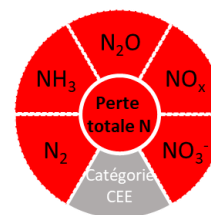
Mesure n° 3 relative à la récupération des nutriments : précipitation des sels d'azote

Il est possible de récupérer l'azote des effluents liquides (en particulier les lisiers traités par digestion anaérobie et la fraction liquide des digestats) en le précipitant sous forme de struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), un sel d'azote et de phosphore. Cette technique peut aussi s'appliquer au phosphore seul, par précipitation en hydroxyapatite ou autres sels de phosphore. Le principal avantage de la struvite est sa teneur élevée en azote et la similitude de ses propriétés physico-chimiques proches avec celles des engrais minéraux azotés classiques. L'attribution de la catégorie 2 de la CEE à cette mesure découle de la nécessité de poursuivre l'évaluation de son efficacité.



Mesure n° 4 relative à la récupération des nutriments : concentration des sels et solutions d'azote

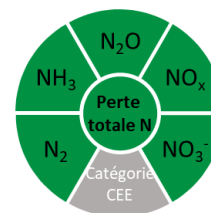
Les concentrés minéraux sont des solutions très riches en nutriments, obtenues par ultrafiltration, évaporation ou filtration par osmose inverse de la fraction liquide issue de la séparation de phases des lisiers et des digestats. S'il est possible de limiter fortement les pertes (par exemple, acidification, injection dans le sol), la valeur de remplacement des concentrés minéraux peut être relativement élevée, car ils sont proches des engrais liquides



commerciaux. Ces technologies sont encore à l'étude et sont par conséquent classées en catégorie 3 de la CEE, dans l'attente d'une évaluation plus approfondie.

Mesure n° 5 relative à la récupération des nutriments : stripping et récupération de l'ammoniac

Le stripping à l'air consiste à mettre en contact la fraction liquide obtenue par séparation de phases des effluents d'élevage avec de l'air, qui joue le rôle de gaz extracteur ; l'ammoniac passe de la phase aqueuse à la phase gazeuse et est entraîné par l'air. L'utilisation de systèmes à membranes permet d'effectuer le stripping à basse température, à condition de pouvoir éviter l'encrassement des membranes. L'ammoniac gazeux extrait par stripping ou par séchage peut être récupéré par lavage acide, par exemple, à l'acide sulfurique ou à l'acide nitrique. Le sulfate et le nitrate d'ammonium ainsi obtenus peuvent servir de matières de base pour la fabrication d'engrais minéraux, ce qui permet le développement d'une économie circulaire.



Remarque : Voir la figure II.1 ci-dessus et l'explication du code couleur utilisé dans les graphiques du tableau II.1 qui l'accompagne.

C. Épandage d'engrais organiques et minéraux, y compris les effluents d'élevage et autres matières organiques

55. Les mesures visant à réduire les pertes d'azote liées à l'épandage sont particulièrement importantes, car les agriculteurs peuvent constater les avantages d'une meilleure utilisation des nutriments. Les mesures visant à réduire les pertes totales d'azote ont donc un double objectif : utiliser les ressources de manière plus rationnelle, ce qui permet de réduire les achats d'engrais et d'autres nutriments ; et réduire la pollution de l'air et de l'eau, ce qui présente de multiples avantages pour l'environnement.

56. Selon le principe n° 6, les économies d'azote résultant des mesures relatives aux bâtiments d'élevage et au stockage des effluents d'élevage doivent être prises en compte. Ces actions augmentent les quantités d'azote disponible pour l'épandage, ce qui permet de réduire les quantités à produire.

57. Les mesures les plus efficaces sont énumérées ci-dessous en fonction de leur applicabilité :

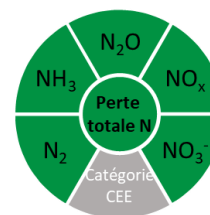
- a) Mesures applicables aux engrais organiques et minéraux ;
- b) Mesures applicables aux effluents d'élevage et autres matières organiques ;
- c) Mesures applicables aux engrais minéraux ;
- d) Mesures applicables au pâturage du bétail ; et
- e) Autres mesures liées aux cultures. Au total, 20 mesures ont été recensées (voir tableau II.2 ci-dessous).

Tableau II.2

Mesures applicables aux engrais organiques et minéraux, aux effluents d'élevage et autres matières organiques et au pâturage du bétail*Mesures applicables aux engrais organiques et minéraux*

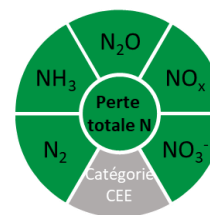
Mesure n° 1 relative à l'épandage :
établissement d'un plan de gestion
intégrée des nutriments

Il s'agit de mettre l'accent sur l'intégration de tous les besoins en nutriments des cultures arables et fourragères de l'exploitation, et d'exploiter toutes les sources de nutriments organiques et minéraux disponibles. La priorité doit être donnée à l'utilisation des sources de nutriments organiques disponibles (par exemple, les effluents d'élevage), le reste devant être fourni par des engrais minéraux, conformément à la mesure n° 3 relative à l'épandage. Les systèmes de recommandation peuvent fournir des estimations fiables des quantités d'azote (et d'autres nutriments) fournies par les apports d'engrais organiques. Ces informations, étayées par l'analyse des nutriments du sol et des outils d'aide à la décision permettant d'évaluer les besoins des cultures (par exemple, la détection des différences de couleur des feuilles), peuvent être utilisées pour déterminer la quantité supplémentaire d'engrais minéraux à apporter et le moment opportun pour le faire, et permettent de réduire encore les intrants grâce aux économies d'azote résultant de la diminution des pertes par pollution.



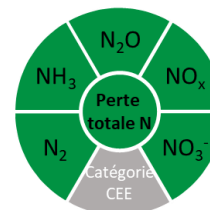
Mesure n° 2 relative à l'épandage :
apport de nutriments à des doses
appropriées

Un apport d'azote insuffisant entraîne une réduction des rendements des cultures, une diminution de la matière organique du sol et peut conduire à l'extraction de l'azote du sol. Une application excessive d'azote peut également entraîner une réduction des rendements des cultures et des bénéfices, et donner lieu à un excédent d'azote disponible dans le sol, ce qui augmente le risque de pertes dans l'air et l'eau. Pour adapter les apports d'azote aux besoins des cultures de manière durable sur le plan environnemental et économique, il faut connaître la teneur en azote de l'amendement organique ou de l'engrais et la demande en azote des cultures. L'analyse du sol en cours de culture ou la détection des différences de couleur des feuilles peuvent aider à fractionner les applications.



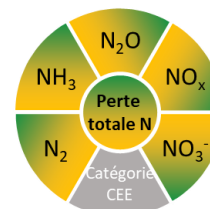
Mesure n° 3 relative à l'épandage :
apport de nutriments au moment
opportun

L'apport ciblé d'azote dans le sol au moment où les cultures en pleine croissance en ont besoin réduit les risques de pertes d'azote dans l'air et dans l'eau. Les applications multiples (ou fractionnées) limitent les risques de lessivage et l'ampleur de ce phénomène et permettent d'affiner les apports ultérieurs en fonction de l'ajustement des prévisions de rendement. Le calendrier doit tenir compte des différences de climat, ainsi que des prévisions météorologiques (par exemple, privilégier l'épandage d'effluents d'élevage par temps frais). L'application combinée de lisiers organiques et d'engrais minéraux doit être évitée lorsque la présence simultanée d'eau et de carbone augmente les émissions de N₂O.



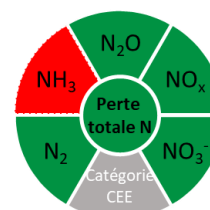
Mesure n° 4 relative à l'épandage :
apport de nutriments sous une forme
appropriée

Cette mesure vise principalement les émissions de NH₃, qui sont beaucoup plus faibles dans le cas du nitrate d'ammonium que dans celui de l'urée. Les économies d'azote résultant de la diminution des émissions de NH₃ risquent d'accroître les pertes par dénitrification et/ou lessivage et ruissellement, à moins que l'apport d'azote ne soit réduit en tenant compte des quantités économisées (chap. III, principe 6). Pour les matières organiques telles que les effluents d'élevage, il convient de comparer la teneur relative en azote des composés minéraux (tels que l'ammonium) à celle des composés organiques, car cela a une incidence sur la valeur de remplacement de l'azote.



Mesure n° 5 relative à l'épandage :
limitation ou suppression de l'apport
d'engrais dans les zones à haut risque

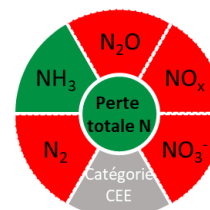
Certaines zones de l'exploitation peuvent présenter un risque élevé de pertes d'azote dans l'eau par ruissellement ou lessivage directs, ou dans l'air par dénitrification. Il est possible de réduire la pollution en limitant ou en supprimant l'application d'engrais à ces endroits (par exemple, à proximité des fossés et des cours d'eau et sur les zones à forte pente).



Mesures spécifiques à l'épandage des effluents d'élevage et autres matières organiques

Mesure n° 6 relative à l'épandage :
épandage en bandes et par sabots
traînés du lisier

L'épandage en bandes étroites diminue la surface de contact entre le lisier et l'air, ce qui entraîne une réduction des émissions d'ammoniac de 30 à 35 % par rapport à l'application sur la totalité de la surface de la parcelle, en particulier lorsque celle-ci a lieu pendant la journée, lorsque les conditions sont généralement plus favorables à la volatilisation. De plus, le dépôt du lisier sous le couvert des

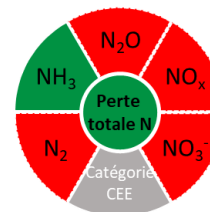


Mesure n° 7 relative à l'épandage : injection du lisier	cultures, qui forme une barrière physique, permet une réduction supplémentaire d'environ 60 % des pertes d'ammoniac.	
Mesure n° 8 relative à l'épandage : dilution du lisier avant épandage	Les pertes d'ammoniac liées à l'épandage du lisier sur la totalité de la surface sont moindres pour les lisiers à faible teneur en matière sèche, qui s'infiltrent plus rapidement dans le sol. La réduction des émissions d'ammoniac dépend des caractéristiques du lisier non dilué ainsi que de l'état des sols et des conditions météorologiques au moment de l'application (réduction des émissions d'environ 30 % pour une dilution à 50 % du lisier dans l'eau).	
Mesure n° 9 relative à l'épandage : acidification du lisier pendant l'épandage	En solution acide (pH faible), la forme prépondérante de l'azote ammoniacal est l'ion ammonium, ce qui réduit la volatilisation de l'ammoniac. On utilise généralement de l'acide sulfurique pour abaisser le pH, bien que d'autres acides puissent être employés. L'ajout d'acide pendant l'application du lisier sur le terrain nécessite la mise en œuvre de procédures de sécurité appropriées.	
Mesure n° 10 relative à l'épandage : ajout d'inhibiteurs de nitrification au lisier	Bien que plus généralement associés aux engrais minéraux, les inhibiteurs de nitrification peuvent également être ajoutés au lisier juste avant l'épandage afin de retarder la conversion de l'ammonium en nitrate, plus sensible aux pertes d'azote réactif par dénitrification, ruissellement et lessivage ⁶ .	

⁶ L'ajout d'inhibiteurs de l'uréase aux déjections de bovins et de porcins ne présente aucun avantage, car la plus grande partie de l'urée excrétée est hydrolysée en ammonium au niveau des bâtiments d'élevage et pendant le stockage des effluents d'élevage. Les effets potentiels à long terme des inhibiteurs de nitrification sur les organismes non visés doivent être pris en compte.

Mesure n° 11 relative à l'épandage :
enfouissement rapide des effluents
d'élevage

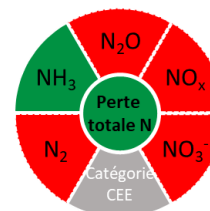
L'enfouissement rapide des effluents d'élevage (dans les quelques heures qui suivent l'épandage) diminue la surface de contact entre ces effluents et l'air, ce qui réduit la volatilisation de l'ammoniac et peut également limiter les pertes d'azote et de phosphore par ruissellement. Cette mesure n'est applicable qu'aux terres labourées faisant l'objet d'un épandage avant l'implantation des cultures.



Mesures spécifiques à l'application d'engrais minéraux

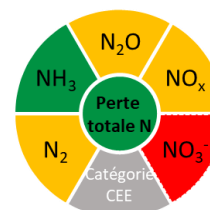
Mesure n° 12 relative à l'épandage :
remplacement de l'urée par un autre
engrais azoté

Après épandage, l'urée est hydrolysée en carbonate d'ammonium, ce qui entraîne une augmentation locale du pH et favorise les émissions d'ammoniac. En revanche, pour d'autres formes d'engrais telles que le nitrate d'ammonium, l'équilibre chimique est atteint à un pH beaucoup plus faible, ce qui réduit considérablement le potentiel de volatilisation de l'ammoniac. Dans les sols calcaires et semi-arides, le remplacement de l'urée par du nitrate d'ammonium ou du nitrate d'ammonium et de calcium entraîne généralement la réduction des émissions de N₂O et de NO_x, bien que le contraire puisse se produire dans d'autres cas.



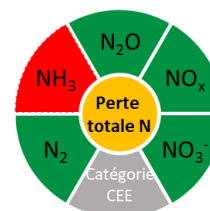
Mesure n° 13 relative à l'épandage :
ajout d'inhibiteurs de l'uréase

Les inhibiteurs de l'uréase ralentissent l'hydrolyse de l'urée dans le sol en inhibant cette enzyme. Cela laisse plus de temps à l'urée pour s'infiltrer dans le sol et pour être assimilée par les plantes, ce qui réduit le potentiel d'émission d'ammoniac. Certaines études (par exemple, dans des conditions de nitrification) ont également mis en évidence la capacité des inhibiteurs de l'uréase à réduire les émissions de N₂O et de NO_x du sol⁷.



Mesure n° 14 relative à l'épandage :
ajout d'inhibiteurs de nitrification aux
engrais minéraux

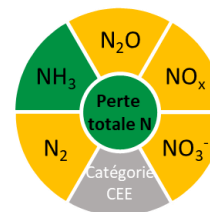
Les inhibiteurs de nitrification sont des substances chimiques (naturelles ou de synthèse qui peuvent être incorporés dans les engrais à base de NH₃ ou d'urée, afin de ralentir la conversion de l'ammonium en nitrate. Cette méthode permet de réduire les émissions de N₂O et devrait également limiter les émissions de NO_x et de N₂ ainsi que les pertes de nitrates par lessivage, car ces phénomènes découlent des mêmes processus. Les effets potentiels à long terme des inhibiteurs de nitrification sur les organismes non visés doivent être pris en compte. Les mesures n°s 13 et 14 relatives à l'épandage sont complémentaires et peuvent être associées.



⁷ Voir la note de bas de page 6.

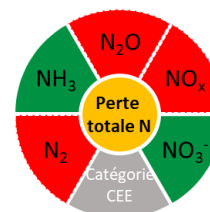
Mesure n° 15 relative à l'épandage : utilisation d'engrais à libération contrôlée

L'enrobage spécial (par exemple, soufre ou polymères) des granulés d'engrais ralentit la libération des éléments nutritifs dans le sol, qui se fait progressivement sur une période de plusieurs mois. Cette libération progressive des nutriments s'accompagne d'une réduction des pertes d'azote dans l'eau (lessivage) et dans l'air. Les produits azotés organiques peu solubles dans l'eau, tels que l'isobutylidène diurée (IBDU), la crotonylidène diurée (CDU) et les polymères de méthylène urée sont également considérés comme des engrais à libération lente. Les effets potentiels de la dégradation des enrobages polymères pour former des microplastiques restent à démontrer.



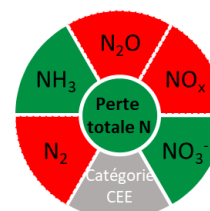
Mesure n° 16 relative à l'épandage : recours à la fertigation

Dans les zones exposées à la sécheresse ou faisant face à une disponibilité limitée de l'eau dans le sol, les ressources en eau et en azote doivent être utilisées de manière rationnelle et gérées en parallèle. L'irrigation au goutte-à-goutte associée à l'application fractionnée d'engrais azoté dissous dans l'eau d'irrigation (fertigation au goutte-à-goutte) permet un apport précis (dans l'espace et dans le temps), ce qui réduit au minimum les pertes d'eau par évaporation et les pertes d'azote dans l'air et dans l'eau, et améliore considérablement l'efficacité de l'utilisation de l'azote.



Mesure n° 17 relative à l'épandage : dépôt précis des engrais, y compris en profondeur

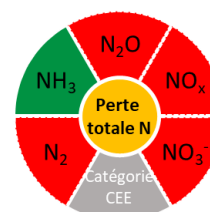
Le dépôt des engrais azotés et phosphorés directement dans le sol à proximité de la zone racinaire permet une meilleure absorption de l'azote et du phosphore et s'accompagne d'une réduction des pertes d'azote dans l'air et des pertes d'azote et de phosphore dans l'eau ; de plus, les besoins totaux en azote et en phosphore sont inférieurs à ceux d'une application sur la totalité de la surface de la parcelle. Le dépôt dans le sol réduit les pertes par volatilisation de l'ammoniac.



Mesures applicables au pâturage du bétail

Mesure n° 18 relative à l'épandage : allongement de la saison du pâturage

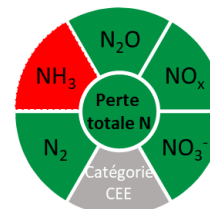
Les quantités d'ammoniac émises par le bétail au pâturage sont beaucoup plus faibles que celles générées par les animaux abrités dans des bâtiments, en raison de l'infiltration rapide de l'urine dans le sol. Lorsque les conditions climatiques et l'état des sols le permettent, l'allongement de la saison de pâturage se traduit par le retour au sol d'une plus grande proportion des déjections (fèces et



urine), ce qui réduit les émissions de NH_3 . Les risques de lessivage des nitrates et de pertes par dénitrification (sous forme de N_2O et de N_2) peuvent augmenter si des mesures supplémentaires ne sont pas prises.

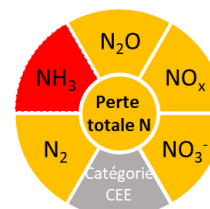
Mesure n° 19 relative à l'épandage : suppression du pâturage dans les zones à haut risque

Par zones à haut risque, on entend les zones fortement connectées aux eaux de surface et/ou souterraines sensibles, celles qui sont sujettes à l'engorgement des sols ou au compactage, et celles exposées au piétinement. Elles présentent un potentiel fortement accru de pertes d'azote et de phosphore par ruissellement et dénitrification et de dissémination par ruissellement des agents pathogènes présents dans les fèces et l'urine. Ces zones doivent être clôturées, ou gérées avec soin, afin d'empêcher le bétail d'y pâturer.



Mesure n° 20 relative à l'épandage : ajout d'inhibiteurs de nitrification aux zones de concentration des pissats

Les inhibiteurs de nitrification, plus généralement associés aux engrais minéraux, peuvent également être utilisés pour réduire le lessivage et la dénitrification des pissats déposés au pâturage. Les risques d'augmentation des émissions d'ammoniac liés au ralentissement de la nitrification sont probablement minimales en raison de l'infiltration rapide de l'urine dans les zones de pissats.



D. Utilisation des terres et gestion des paysages

58. La gestion des paysages permet de traiter les problèmes de pollution azotée à l'endroit et au moment où ils surviennent, ce qui contribue à obtenir les effets souhaités en matière de réduction des émissions d'azote.

59. Les mesures relatives à la gestion des paysages peuvent être plus avantageuses économiquement que d'autres types de mesures, d'autant plus qu'elles peuvent être mises en œuvre en dehors des zones agricoles, ce qui permet de conserver la production agricole tout en créant de nouvelles ressources naturelles et récréatives sous forme de haies, de forêts et de vastes zones tampons autour des champs, des cours d'eau ou des zones humides.

60. Les mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages portent avant tout sur l'atténuation des effets négatifs, bien qu'elles puissent également présenter des avantages pour la réduction des émissions. Cela signifie que ces mesures mettent l'accent sur l'augmentation de la résilience globale des paysages afin de réduire les incidences négatives par unité d'émission, en plus de contribuer à la diminution des émissions (par exemple, par la récupération locale dans les paysages).

61. Les mesures les plus efficaces sont énumérées dans le tableau II.3 ci-dessous en fonction de leur applicabilité. Au total, 16 mesures ont été recensées.

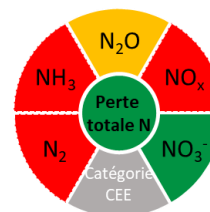
Tableau II.3

Mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Mesures relatives au choix et à la rotation des cultures, y compris le recours à l'agroforesterie (utilisation des terres)

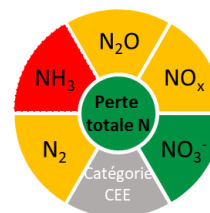
Mesure n° 1 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : augmentation du couvert végétal par l'implantation de cultures pérennes

L'implantation de cultures pérennes, telles que les prairies, principalement de l'herbe ou des mélanges d'herbe et de trèfle, peut réduire le risque de pertes d'azote dans l'environnement grâce à l'immobilisation de l'azote réactif dans la biomasse végétale et dans la litière (couche supérieure du sol formée de matières organiques en début de décomposition). Ces cultures présentent généralement une capacité de stockage de l'azote dans la biomasse ou la litière plus élevée que les plantes annuelles, ainsi qu'une période d'absorption de l'azote plus longue. Cette approche permet également d'accroître les stocks d'azote (et de carbone) du sol, la capacité du sol à retenir l'azote réactif augmentant avec sa teneur en carbone organique.



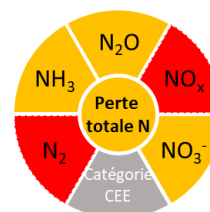
Mesure n° 2 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : utilisation de cultures de couverture dans les rotations de cultures arables

Les cultures de couverture (ou cultures dérobées) semées après la culture principale contribuent à réduire les quantités d'azote disponibles dans le sol pendant les périodes à haut risque de lessivage des nitrates, car elles absorbent l'azote provenant de la décomposition et de la minéralisation des matières organiques après la récolte. La réduction des émissions et l'augmentation de l'efficacité de l'utilisation de l'azote sur l'ensemble du cycle de cultures passent par une gestion efficace des résidus des cultures de couverture et un ajustement judicieux des apports de fertilisants à la culture suivante. Cette approche permet également de réduire le risque d'érosion et de transferts de sédiments et de nutriments vers les cours d'eau.



Mesure n° 3 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : inclusion de plantes fixant le diazote (N₂) dans l'assolement (y compris les cultures mixtes)

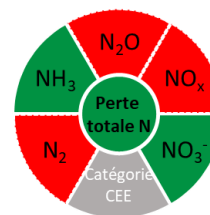
L'inclusion de plantes telles que les légumineuses, qui absorbent le diazote atmosphérique et le transforment en azote organique, limite les besoins en apports azotés (sous forme d'engrais ou d'effluents d'élevage) et les pertes d'azote associées à ces applications. L'approche peut être mise en œuvre en incluant des légumineuses dans la rotation culturale ou en incluant des légumineuses dans une culture mixte (culture associant plusieurs espèces, par exemple, une prairie d'herbe et de trèfle). L'enfouissement des légumineuses dans le cadre de la rotation des cultures provoque un pic de



minéralisation, qui peut se traduire par des émissions atmosphériques d'azote et un lessivage des nitrates.

Mesure n° 4 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : recours à l'agroforesterie et intégration des arbres dans le paysage

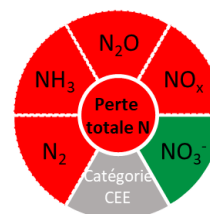
L'agroforesterie, qui consiste à associer arbres et cultures, par exemple, en intercalant des rangées d'arbres et des cultures annuelles ou en intégrant des groupes d'arbres dans le paysage, contribue à l'élimination des excédents d'azote réactifs des champs arables voisins, protège de l'érosion et du vent et favorise la biodiversité.



Mesures relatives à la gestion des zones riveraines et des eaux (gestion des paysages)

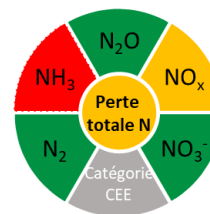
Mesure n° 5 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en place de zones humides artificielles pour stimuler l'élimination de l'azote réactif

Les zones humides artificielles contribuent à l'élimination des nutriments présents dans les masses d'eau et au traitement des eaux usées. Les conditions régnant dans les zones humides artificielles favorisent la transformation des composés azotés en N₂ (dénitrification) et l'accumulation des autres nutriments. L'approche est peu coûteuse, mais elle convertit la quasi-totalité de l'azote réactif en N₂ (non récupérable) et risque d'accroître les émissions de N₂O et de CH₄, ainsi que les pertes de carbone et d'azote organiques dissous dans les cours d'eau.



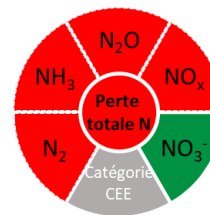
Mesure n° 6 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : plantation de cultures palustres dans les zones riveraines ou les zones humides artificielles

Les plantes des zones humides (plantes palustres) sont mises en place dans le but spécifique de maximiser la croissance de la biomasse, ce qui permet d'éliminer l'azote réactif présent dans l'eau. La biomasse peut être récoltée et utilisée, par exemple, comme source de bioénergie. Les systèmes mal gérés peuvent augmenter les émissions de N₂O et de N₂ (ainsi que celles de CH₄) si l'azote réactif n'est pas entièrement utilisé pour la croissance des plantes. Les performances de cette mesure sont établies par comparaison avec celles de la mesure n° 5 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages.



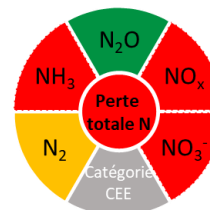
Mesure n° 7 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : utilisation des couches organiques pour favoriser la dénitrification

Une couche de matière organique (par exemple, des copeaux de bois) est placée dans des tranchées creusées dans le sol à des endroits clés du paysage pour favoriser la dénitrification, ce qui améliore l'élimination des nitrates présents dans les eaux souterraines et les eaux de surface. Cette méthode permet d'améliorer la qualité de l'eau, mais elle convertit la quasi-totalité de l'azote réactif en N₂ (non récupérable) et risque d'accroître les émissions de N₂O et de CH₄.



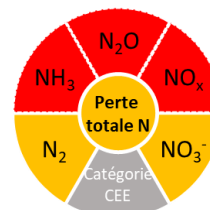
Mesure n° 8 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : gestion du drainage

Les mesures de drainage (telles que la mise en place de drains afin de gérer la nappe phréatique) favorisent le ruissellement et limitent l'engorgement des sols, réduisant ainsi les temps de séjour des nutriments. Ces mesures peuvent contribuer à réduire les émissions de CH₄ et de composés azotés liées à la dénitrification (N₂O, N₂), mais la diminution du temps de séjour est susceptible d'accroître les pertes de nitrates et de carbone dans les cours d'eau.



Mesure n° 9 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : stimulation de l'élimination de l'azote réactif dans les eaux côtières

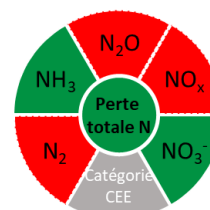
Certaines études suggèrent que la culture d'algues ou de zostères, l'ostréiculture et la conchyliculture contribuent à éliminer les excédents de nutriments présents dans les eaux côtières. L'azote est incorporé dans la biomasse, qui est ensuite récoltée. S'il semble judicieux d'encourager la récupération de l'azote réactif sous forme de produits utiles, il est nécessaire de disposer de preuves supplémentaires des performances quantitatives de ce système avant de pouvoir l'utiliser en toute confiance en vue de réduire la pollution des eaux côtières.



Mesures relatives au boisement, au gel des terres et à l'implantation de haies (atténuation des effets de la pollution azotée)

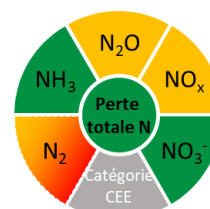
Mesure n° 10 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : boisement et implantation de haies

Le boisement ainsi que la préservation et la plantation de bandes d'arbres autour des parcelles agricoles permettent de réduire le lessivage des nitrates et ont des effets très positifs sur la biodiversité. L'efficacité de la rétention de l'azote réactif par les haies dépend de leur taille et de leur emplacement, de la quantité de nitrates dans le sol et les eaux souterraines, de la trajectoire des écoulements et du calendrier hydrologique. Si la surface boisée est suffisante, elle peut également permettre de limiter les émissions d'ammoniac (voir la mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages).



Mesure n° 11 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : utilisation des prairies en jachère et non fertilisées

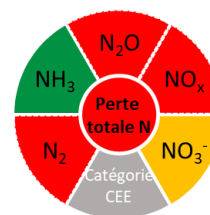
Les prairies non fertilisées (par exemple, les prairies en jachère) sont capables d'éliminer les nitrates présents dans les écoulements d'eau latéraux du sol et peuvent servir de zones tampons protégeant les terres naturelles ou les cours d'eau adjacents. L'efficacité de la mesure dépend également de la mesure dans laquelle les apports globaux d'azote sont réduits en conséquence dans la zone concernée.



Atténuation des effets de la cascade de l'azote réactif (principales sources de pollution liées aux élevages)

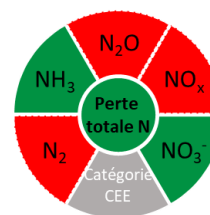
Mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : implantation de bandes boisées autour des principales sources de pollution

L'implantation de larges bandes boisées autour des principales sources de pollution (telles que les zones de stockage des effluents d'élevage ou les bâtiments abritant les animaux) contribue à limiter la dispersion de l'azote réactif dans le paysage, grâce à la biofiltration de l'ammoniac par les arbres et à l'immobilisation de l'azote réactif dans la biomasse végétale et dans les stocks d'azote organique du sol. Cette approche peut également réduire les pertes de nitrates par lessivage, mais risque d'accroître les émissions de N₂O.



Mesure n° 13 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : implantation écologiquement rationnelle des installations d'élevage et des animaux vivant à l'extérieur

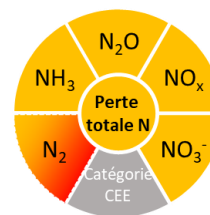
L'implantation des installations d'élevage loin des habitats terrestres ou des plans d'eau sensibles peut réduire les problèmes locaux engendrés par l'azote réactif. Cette approche est le plus souvent utilisée dans le cadre des procédures de planification en vue de l'extension des exploitations existantes.



Mise en œuvre d'une agriculture intelligente à l'échelle du paysage afin d'atténuer les effets de la pollution azotée

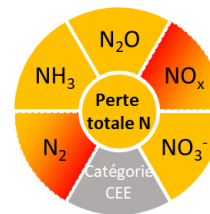
Mesure n° 14 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : planification numérique de l'utilisation des sols en fonction de leurs caractéristiques

L'utilisation de cartes numériques 3D indiquant avec précision les niveaux de rétention de l'azote dans le sol pour planifier l'utilisation des terres et la conduite des exploitations agricoles permet d'optimiser l'utilisation des engrais et de réduire le lessivage de l'azote et d'autres pertes. Cela peut contribuer à accroître la rétention des nutriments à l'échelle du paysage, à améliorer la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines et à réduire les pertes d'azote réactif dans l'air. Cette approche doit généralement être appuyée par une modélisation détaillée.



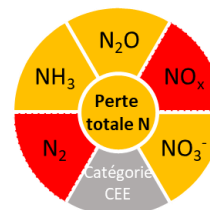
Mesure n° 15 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en œuvre de systèmes d'agriculture mixte

Les systèmes d'agriculture mixte associent productions animales et végétales à l'échelle de l'exploitation et du paysage. L'intégration des cultures et de l'élevage permet de relier les apports et les excédents d'azote de manière à réduire les niveaux globaux de pollution azotée, tout en augmentant l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle des exploitations agricoles et des paysages. Les émissions liées au transport à longue distance des aliments pour animaux et des effluents d'élevage sont réduites. Les systèmes mixtes culture-élevage offrent également la possibilité de développer la production animale en libre parcours en association avec des cultures qui limitent les pertes d'azote réactif.



Mesure n° 16 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en œuvre ciblée à l'échelle du paysage de solutions techniques visant à réduire les pertes d'azote réactif

Les mesures techniques peuvent être appliquées de manière sélective à l'échelle du paysage, et faire l'objet d'une mise en œuvre ciblée dans des zones sensibles spécifiques. L'analyse à l'échelle du paysage peut également permettre une analyse plus nuancée des éventuels arbitrages et synergies concernant la réduction des émissions et l'atténuation des effets des différents composés azotés.



E. Priorités générales pour les décideurs

62. Les décideurs trouveront peut-être utile de reconnaître que chaque mesure est soutenue par un ou plusieurs des principes de gestion durable intégrée de l'azote énumérés dans le tableau II.4 ci-dessous.

63. Les priorités suivantes sont considérées comme liées aux bâtiments d'élevage et au stockage des effluents d'élevage :

a) L'élaboration de pratiques exemplaires visant à réduire les incidences négatives sur l'environnement suppose l'adoption d'approches intégrées tenant compte :

- i) Des interactions entre les polluants ;
- ii) Des aspects relatifs au bien-être des animaux ;
- iii) De l'influence des changements climatiques ;
- iv) De la protection de la biodiversité ;
- v) Des caractéristiques régionales ;

b) L'élaboration de mesures visant à réduire les incidences négatives sur l'environnement suppose une connaissance approfondie des mécanismes responsables des pertes d'azote, des facteurs contrôlant ces processus et des options en matière de réduction des émissions d'azote et d'atténuation de leurs effets ;

c) L'élaboration de mesures visant à réduire les effets néfastes sur l'environnement suppose la mise au point de solutions souples tenant compte des conditions climatiques et de l'état du site, des trois piliers de la durabilité, des risques de conflits d'intérêts et de l'ensemble du système.

Tableau II.4

Résumé des mesures visant à soutenir la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture et de leurs liens avec les principes sous-jacents

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
<i>Alimentation des animaux d'élevage, bâtiments d'élevage, gestion des effluents d'élevage et récupération des nutriments</i>			
Mesures n ^{os} 1, 4 et 5 relatives à l'alimentation	Adaptation de l'apport en protéines (bovins, porcins, volaille)	Principe 5	Le contrôle des apports d'azote a une incidence sur tous les mécanismes responsables des pertes d'azote.
		Principe 22	Les stratégies alimentaires concernant l'azote tiennent compte des interactions avec le carbone et le méthane (CH ₄).
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n ^o 2 relative à l'alimentation	Augmentation de la productivité (bovins laitiers et à viande)	Principe 13	L'optimisation de la production animale nécessite d'équilibrer tous les facteurs.
Mesure n ^o 3 relative à l'alimentation	Augmentation de la longévité (bovins laitiers)	Principe 13	L'optimisation de la production animale nécessite d'équilibrer tous les facteurs.
Mesure n ^o 1 relative aux bâtiments d'élevage et mesure n ^o 10 relative à l'épandage	Séparation immédiate des urines et des fèces (bovins) Séparation mécanique	Principe 14	Ralentissement de l'hydrolyse de l'urée
		Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium en favorisant l'infiltration dans le sol
Mesures n ^{os} 2, 3, 9 et 10 relatives aux bâtiments d'élevage	Réduction de la surface d'émission et nettoyage régulier des sols (bovins, porcins)	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium, y compris grâce à la diminution de la température
Mesures n ^{os} 4 et 11 relatives aux bâtiments d'élevage	Évacuation régulière du lisier (bovins, porcins)	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium et avantages supplémentaires liés à la diminution de la température et de la surface d'émission
Mesures n ^o 5 et 12 relatives aux bâtiments d'élevage	Augmentation de la quantité de litière (bovins et porcins sur litière)	Principe 7	Amélioration du bilan azote grâce à l'augmentation des quantités d'azote stockées dans la litière
Mesures n ^{os} 6 et 13 relatives aux bâtiments d'élevage	Climatisation des bâtiments d'élevage (bovins, porcins)	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium grâce à la diminution de la température et de la circulation d'air
Mesures n ^{os} 7, 14 et 17 relatives aux bâtiments d'élevage	Épuration chimique de l'air (lavage acide) (bovins, porcins, volaille)	Principe 7	Amélioration du bilan azote grâce à la capture de l'azote par les laveurs d'air

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
Mesure n° 8 relative aux bâtiments d'élevage	Acidification du lisier (porcins et bovins)	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium grâce à l'abaissement du pH
Mesures n°s 15 et 18 relatives aux bâtiments d'élevage	Épuration biologique de l'air (porcins, volaille)	Principe 7	Amélioration du bilan azote grâce à la capture de l'azote par les laveurs d'air
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 16 relative aux bâtiments d'élevage	Séchage rapide des déjections avicoles	Principe 14	Ralentissement de l'hydrolyse de l'urée
		Principe 16	Ralentissement de la nitrification
Mesure n° 1 relative aux effluents d'élevage	Stockage couvert des effluents d'élevage (couverture pleine et aire étanche)	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium
		Principe 20	La gestion conjointe de l'azote et de l'eau permet d'éviter le lessivage et le ruissellement découlant de l'exposition à la pluie du fumier stocké.
Mesure n° 2 relative aux effluents d'élevage	Stockage couvert du lisier (croûte naturelle et aire étanche)	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium
		Principe 20	La gestion conjointe de l'azote et de l'eau permet d'éviter le lessivage et le ruissellement découlant de l'exposition à la pluie du fumier stocké.
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 3 relative aux effluents d'élevage	Stockage couvert du fumier (couche de matériaux en vrac)	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA Association possible à la mesure n° 5 relative aux effluents d'élevage
Mesure n° 4 relative aux effluents d'élevage	Stockage du fumier dans un endroit sec	Principe 16	Ralentissement de la nitrification et de la dénitrification
		Principe 20	La gestion conjointe de l'azote et de l'eau permet d'éviter le lessivage et le ruissellement découlant de l'exposition à la pluie du fumier stocké.
Mesure n° 5 relative aux effluents d'élevage	Stockage du fumier sur une aire en béton étanche entourée de murs	Principe 20 Contraire au principe 15	La gestion conjointe de l'azote et de l'eau permet d'éviter le lessivage et le ruissellement découlant de l'exposition à la pluie du fumier stocké. L'exposition à l'air des ressources riches en ammonium augmente les émissions d'ammoniac.

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 6 relative aux effluents d'élevage	Brassage du lisier	Principe 9	Gestion des variations spatiales : un meilleur brassage du lisier assure une application plus homogène.
		Contraire au principe 15	L'exposition à l'air des ressources riches en ammonium augmente les émissions d'ammoniac.
Mesure n° 7 relative aux effluents d'élevage	Ajout d'additifs au lisier pour adsorber l'ammonium	Principe 7	Amélioration du bilan azote grâce à l'augmentation des quantités d'azote stockées dans la litière
Mesure n° 8 relative aux effluents d'élevage	Acidification du lisier	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium grâce à l'abaissement du pH
Mesure n° 9 relative aux effluents d'élevage	Aération du lisier afin de réduire les odeurs	Contraire au principe 15	L'exposition à l'air des ressources riches en ammonium augmente les émissions d'ammoniac.
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 11 relative aux effluents d'élevage	Digestion anaérobie des effluents d'élevage	Principe 6	Les mesures visant à réduire la pollution azotée permettent de conserver plus d'azote dans le système agricole, les économies d'azote ainsi réalisées devant être gérées en conséquence.
		Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium
		Principe 16	Ralentissement de la nitrification
		Principe 18	Amélioration de l'EUA dans l'ensemble du système grâce à la récupération et à la réutilisation de l'azote
		Principe 19	Retombées positives de la réutilisation des autres nutriments et du méthane (CH ₄)
Mesure n° 12 relative aux effluents d'élevage	Compostage du fumier, afin d'obtenir un engrais inodore	Principe 19	Retombées positives de la réutilisation des autres nutriments
		Contraire au principe 15	L'exposition à l'air des ressources riches en ammonium augmente les émissions d'ammoniac.
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 1 relative à la récupération des nutriments	Séchage et transformation en granulés de la fraction solide des effluents d'élevage	Principe 19	Retombées positives de la réutilisation des autres nutriments
		Contraire au principe 15	L'exposition à l'air des ressources riches en ammonium augmente les émissions d'ammoniac.
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
Mesure n° 2 relative à la récupération des nutriments	Combustion, gazéification ou pyrolyse	Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités (par exemple, production de bioénergie ou lutte contre la pollution azotée).
		Contraire au principe 6	La combustion détruit les ressources en azote, réduisant ainsi l'EUA dans l'ensemble du système (à moins que l'azote ne soit converti en une forme récupérable d'azote réactif).
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
Mesure n° 3 et 4 relatives à la récupération des nutriments	Précipitation des sels d'azote	Principe 6	Les mesures visant à réduire la pollution azotée permettent de conserver plus d'azote dans le système agricole, les économies d'azote ainsi réalisées devant être gérées en conséquence.
		Concentration des solutions d'azote	Principe 18 Principe 19
Mesure n° 5 relative à la récupération des nutriments	Stripping et récupération de l'ammoniac	Principe 6	Les mesures visant à réduire la pollution azotée permettent de conserver plus d'azote dans le système agricole, les économies d'azote ainsi réalisées devant être gérées en conséquence.
		Application contrôlée du principe 15	L'exposition à l'air des ressources riches en ammonium à un pH et une température élevés augmente les émissions d'ammoniac (qui est recapturé).
		Principe 18	Amélioration de l'EUA dans l'ensemble du système grâce à la récupération et à la réutilisation de l'azote
<i>Épandage</i>			
Mesure n° 1 relative à l'épandage	Établissement d'un plan de gestion intégrée des nutriments	Tous les principes s'appliquent, y compris :	
		Principe 2	De nombreux acteurs ont un rôle à jouer dans la gestion de l'azote : un plan clairement documenté peut appuyer un accord multipartite.
		Principe 5	Le contrôle des apports d'azote a une incidence sur tous les mécanismes responsables des pertes d'azote.
		Principe 6	Les mesures visant à réduire la pollution azotée permettent de conserver plus d'azote dans le système agricole, les économies d'azote ainsi réalisées devant être gérées en conséquence.
		Principe 7	Le bilan azote constitue une base pour optimiser les apports d'azote et les performances économiques.
		Principe 8	L'adaptation des apports d'azote aux besoins des cultures et des animaux d'élevage permet de réduire toutes les pertes d'azote.

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
		Principe 9	Mise en œuvre de mesures spatiales de gestion de l'azote tenant compte des variations des besoins en azote et des vulnérabilités au sein d'une parcelle et d'une parcelle à l'autre.
Mesures n ^{os} 2 et 3 relatives à l'épandage	Apport de nutriments à des doses appropriées et au moment opportun	Principe 5	Le contrôle des apports d'azote a une incidence sur tous les mécanismes responsables des pertes d'azote.
		Principe 6	Les mesures visant à réduire la pollution azotée permettent de conserver plus d'azote dans le système agricole, les économies d'azote ainsi réalisées devant être gérées en conséquence.
		Principe 7	Le bilan azote constitue une base pour optimiser les apports d'azote et les performances économiques.
		Principe 8	L'adaptation des apports d'azote aux besoins des cultures et des animaux d'élevage permet de réduire toutes les pertes d'azote.
Mesure n ^o 4 relative à l'épandage	Apport de nutriments sous une forme appropriée	Principe 14	Ralentissement de l'hydrolyse de l'urée
		Principe 16	Ralentissement de la nitrification
		Principe 17	L'apport d'azote sous des formes réduisant les émissions de N ₂ O peut également limiter les pertes de N ₂ , les deux phénomènes étant liés à la dénitrification.
Mesure n ^o 5 relative à l'épandage	Limitation ou suppression de l'apport d'engrais dans les zones à haut risque	Principe 9	Les variations spatiales des terres agricoles nécessitent des mesures spatiales de gestion de l'azote.
		Principe 10	Les variations spatiales de la sensibilité des habitats naturels nécessitent la mise en œuvre de mesures spatiales de gestion de l'azote.
Mesure n ^o 6 relative à l'épandage	Épandage en bandes et par sabots traînés du lisier	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium
		Principe 6	Les mesures visant à réduire la pollution azotée permettent de conserver plus d'azote dans le système agricole, les économies d'azote ainsi réalisées devant être gérées en conséquence.
Mesures n ^{os} 7 et 11 relatives à l'épandage	Injection du lisier Enfouissement rapide des effluents d'élevage	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium
		Principe 6	Les mesures visant à réduire la pollution azotée permettent de conserver plus d'azote dans le système agricole, les économies d'azote ainsi réalisées devant être gérées en conséquence.
Mesure n ^o 8 relative à l'épandage	Dilution du lisier avant épandage	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium en favorisant l'infiltration dans le sol
		Principe 20	Cette mesure risque d'augmenter le lessivage des nitrates si elle n'est pas intégrée à la gestion de l'irrigation (gestion conjointe de l'azote et de l'eau).

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 9 relative à l'épandage	Acidification du lisier (pendant l'épandage)	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium grâce à l'abaissement du pH
Mesures n ^{os} 10, 14 et 20 relatives à l'épandage	Ajout d'inhibiteurs de nitrification (lisier, engrais, urine)	Principe 16	Le ralentissement de la nitrification et de la dénitrification réduit les pertes d'azote et augmente l'EUA.
		Principe 17	La réduction des émissions de N ₂ O peut également limiter les pertes de N ₂ .
Mesure n° 12 relative à l'épandage	Remplacement de l'urée par un autre engrais azoté	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium grâce à la suppression des pics de pH associés à l'hydrolyse de l'urée.
Mesure n° 13 relative à l'épandage	Ajout d'inhibiteurs de l'uréase aux engrais à base d'urée	Principe 14	Ralentissement de l'hydrolyse de l'urée
Mesure n° 15 relative à l'épandage	Utilisation d'engrais à libération contrôlée	Principe 8	Adaptation des apports d'azote aux besoins des cultures en améliorant la disponibilité de l'azote dans le temps
Mesure n° 16 relative à l'épandage	Recours à la fertigation	Principe 20	Gestion conjointe et optimisée de l'azote et de l'eau : cette mesure améliore l'efficacité de l'absorption des nutriments, ce qui réduit les pertes d'azote.
Mesure n° 17 relative à l'épandage	Dépôt précis des engrais, y compris en profondeur	Principe 12	Tous les facteurs qui déterminent ou limitent la croissance des cultures doivent être traités simultanément pour optimiser le rendement des cultures et l'EUA.
		Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium
Mesure n° 18 relative à l'épandage	Allongement de la saison du pâturage	Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium, l'urine s'infiltrant plus facilement dans le sol que le fumier ou le lisier.
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 19 relative à l'épandage	Suppression du pâturage dans les zones à haut risque d'engorgement ou de ruissellement	Principe 9	Les variations spatiales des terres agricoles nécessitent la mise en œuvre de mesures spatiales de gestion de l'azote.
		Principe 10	Les variations spatiales de la sensibilité des habitats naturels nécessitent la mise en œuvre de mesures spatiales de gestion de l'azote.

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
<i>Utilisation des terres et gestion des paysages</i>			
Mesure n° 1 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Augmentation du couvert végétal par l'implantation de cultures pérennes	Principe 7	Les cultures pérennes permettent d'augmenter les quantités d'azote et de carbone stockées dans la biomasse et le sol, ce qui réduit les pertes d'azote (bilan massique de l'azote).
		Principe 16	La réduction des quantités d'azote inorganique du sol peut limiter les pertes sous forme de NO ₃ ⁻ , de NO _x , de N ₂ O et de N ₂ .
		Principe 20	Les cultures pérennes ont des retombées positives pour la gestion de l'azote et de l'eau, car leurs systèmes racinaires plus développés limitent le lessivage des nitrates.
Mesure n° 2 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Utilisation de cultures de couverture dans les rotations de cultures arables	Principe 7	Réduire les quantités d'azote disponible grâce aux cultures de couverture permet de réduire les pertes d'azote pendant les périodes à haut risque.
		Principe 8	L'adaptation des apports d'azote aux besoins des cultures permet de réduire toutes les pertes d'azote.
		Principe 16	Les cultures de couverture absorbent l'azote du sol et limitent par conséquent les pertes sous forme de NO ₃ ⁻ , de NO _x , de N ₂ O et de N ₂ .
		Principe 20	La gestion conjointe et optimisée de l'azote et de l'eau permet de réduire le lessivage des nitrates.
Mesure n° 3 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Inclusion de plantes fixant le diazote (N ₂) dans l'assolement (y compris les cultures mixtes)	Principe 8	L'adaptation des apports d'azote aux besoins des cultures permet de réduire toutes les pertes d'azote.
		Principe 15	Réduction de l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium grâce à la fixation biologique de l'azote et à sa libération lente
		Principe 16	Le ralentissement de la dénitrification réduit les autres pertes d'azote par une source d'azote à libération lente.
		Contraire au principe 16	L'enfouissement des légumineuses dans le cadre de la rotation des cultures peut entraîner des pertes d'azote sous forme de NO ₃ ⁻ , de NO _x , de N ₂ O et de N ₂ .
Mesure n° 4 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Recours à l'agroforesterie et intégration des arbres dans le paysage	Principe 7	Les cultures pérennes permettent d'augmenter les quantités d'azote et de carbone stockées dans la biomasse et le sol, ce qui réduit les pertes d'azote (bilan massique de l'azote).
		Principe 11	La capacité du paysage à stocker l'azote et à en atténuer les effets dépend de sa structure.
		Principe 20	Les cultures pérennes ont des retombées positives pour la gestion de l'azote et de l'eau, car leurs systèmes racinaires plus développés limitent le lessivage des nitrates.

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
Mesure n° 5 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Mise en place de zones humides artificielles	Principe 11	Certains écosystèmes spécialement conçus peuvent servir de zones tampons et atténuer la pollution azotée.
		Principe 19	Retombées positives en cas de réutilisation des autres nutriments
		Contraire au principe 15	L'exposition à l'air des ressources riches en ammonium augmente les émissions d'ammoniac.
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
Mesure n° 6 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Plantation de cultures palustres dans les zones riveraines ou les zones humides artificielles	Principe 11	La capacité du paysage à stocker l'azote et à en atténuer les effets dépend de sa structure.
		Contraire au principe 15	L'exposition à l'air des ressources riches en ammonium augmente les émissions d'ammoniac.
		Contraire au principe 16	Augmentation des risques de dénitrification et des autres pertes d'azote et diminution de l'EUA
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 7 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Utilisation des couches organiques pour favoriser la dénitrification	Contraire au principe 16	L'accélération délibérée de la dénitrification limite les pertes de nitrates dans les écoulements d'eau tout en augmentant les pertes sous forme de N ₂ O et de N ₂ , et réduit également l'EUA.
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 8 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Gestion du drainage	Principe 16	La réduction du temps de séjour de l'eau du sol limite les pertes liées à la dénitrification, mais risque en conséquence d'augmenter les pertes de nitrates dans les cours d'eau.
		Principe 4	Les arbitrages nécessitent de définir des priorités.
Mesure n° 9 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Stimulation de l'élimination de l'azote réactif dans les eaux côtières	Principe 7	La culture et la récolte de biomasse dans les eaux côtières contribuent à la réduction de la pollution azotée (bilan massique de l'azote).
Mesure n° 10 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Boisement et implantation de haies	Principe 11	La capacité du paysage à stocker l'azote et à en atténuer les effets dépend de sa structure.
		Principe 20	Les cultures pérennes ont des retombées positives pour la gestion de l'azote et de l'eau, car leurs systèmes racinaires plus développés limitent le lessivage des nitrates.
Mesure n° 11 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Utilisation des prairies en jachère et non fertilisées	Principe 11	La capacité du paysage à stocker l'azote et à en atténuer les effets dépend de sa structure. Les terres non fertilisées peuvent atténuer les pertes de composés azotés dans les eaux, et servent de barrière physique entre les sources d'émission et les écosystèmes sensibles.

<i>Mesures</i>		<i>Principes sur lesquels reposent les mesures énumérées</i>	
<i>Numéros des mesures</i>	<i>Description des mesures</i>	<i>Numéros des principes</i>	<i>Description et application des principes</i>
Mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Implantation de bandes boisées autour des principales sources d'émission	Principe 11	La capacité du paysage à stocker l'azote et à en atténuer les effets dépend de sa structure. Les ceintures d'arbres plantées autour des sources ponctuelles d'ammoniac permettent de capturer et de disperser l'ammoniac et les particules, et constituent des zones tampons protégeant les écosystèmes sensibles voisins.
Mesure n° 13 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Implantation écologiquement rationnelle des installations d'élevage	Principe 11 Principe 16	La capacité du paysage à stocker l'azote et à en atténuer les effets dépend de sa structure. L'implantation écologiquement rationnelle des installations d'élevage permet de maximiser les capacités d'atténuation du paysage. Éviter les apports intensifs aigus d'azote sur les terres semi-naturelles permet de prévenir les excédents locaux et de réduire les pertes d'azote.
Mesure n° 14 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Planification numérique de l'utilisation des sols en fonction de leurs caractéristiques	Principes 11, 12, 14, 16 et 20	Optimisation de la production végétale et animale en tenant compte de tous les paramètres, y compris la structure et la vulnérabilité du paysage et les interactions avec les écoulements d'eau.
Mesure n° 15 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Mise en œuvre de systèmes d'agriculture mixte, y compris la production animale en libre parcours	Principes 5, 7 et 8	Les systèmes d'agriculture mixte permettent de réutiliser plus localement les effluents d'élevage dans les systèmes de culture, ce qui contribue à limiter les apports d'azote (bilan massique de l'azote), et offre de vastes possibilités de réduire les pertes d'azote.
Mesure n° 16 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages	Mise en œuvre ciblée à l'échelle du paysage de solutions techniques visant à réduire les pertes d'azote réactif	Principe 4 Principe 11	Conformément aux priorités convenues, certaines zones sont classées comme plus vulnérables et nécessitant une protection spéciale, ce qui signifie que des mesures techniques plus ambitieuses sont appliquées à proximité de ces sites.

Abréviations : EUA signifie efficacité de l'utilisation de l'azote ; elle peut être définie à différentes échelles, des exploitations agricoles (culture et élevage) à l'ensemble de l'économie, en passant par la totalité de la chaîne agroalimentaire.

64. Les points prioritaires à examiner par les décideurs concernant la gestion intégrée de l'azote aux fins de la réduction de la pollution sont les suivants :

a) La planification intégrée de la gestion de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole, du secteur et de la région (notamment pour lutter contre la tendance à la concentration des cultures et élevage intensifs, souvent à proximité des villes), en tenant compte du fait qu'il est possible de produire un ensemble sain de produits alimentaires tout en limitant la charge environnementale ;

b) La réduction à un niveau aussi faible que possible des apports de nutriments dans les zones à haut risque (habitats sensibles aux dépôts d'azote, bassins versants à haut risque), en tenant compte des besoins et des conditions spécifiques à la région ;

c) L'intégration agricole des nutriments issus du recyclage des résidus organiques (cela peut nécessiter une planification régionale et un contrôle adéquat de la qualité des matières destinées à l'épandage) ;

d) Le recensement des mesures de réduction rentables à mettre en œuvre par les agriculteurs ;

e) La fourniture de conseils et d'orientations techniques aux conseillers agricoles et aux agriculteurs en ce qui concerne l'utilisation et la gestion de l'azote, ainsi que l'organisation de formations adaptées.

65. Les points prioritaires à examiner par les décideurs concernant les mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages aux fins de la gestion intégrée de l'azote sont les suivants :

a) La mise en place de projets pilotes et de démonstrations d'utilisation durable des terres et de gestion durable des paysages afin de montrer la manière dont ces approches peuvent mettre à profit le cycle de l'azote pour maximiser la résilience globale tout en réduisant les incidences sur l'environnement ;

b) Le recueil de preuves et l'élaboration de scénarios et d'outils afin de démontrer les performances des mesures en matière de réduction des nombreux effets néfastes de l'azote sur les paysages sensibles, y compris l'analyse des coûts et des avantages ;

c) La démonstration de la manière dont les options en matière d'utilisation des terres et de gestion des paysages favorisent le développement de systèmes de production plus résilients aux changements climatiques et offrant des services plus diversifiés, tout en réduisant l'empreinte azote ;

d) La prise en compte des retombées positives d'une meilleure gestion de l'azote dans d'autres domaines ; par exemple, les surfaces boisées, qui sont des outils de gestion de l'azote, remplissent de nombreuses autres fonctions : elles améliorent la rétention d'eau du paysage, ce qui limite les inondations, et fournissent des habitats à la faune sauvage et des abris aux animaux d'élevage.

F. Priorités pour les professionnels

66. Les priorités suivantes concernent les bâtiments d'élevage et le stockage des effluents d'élevage :

a) L'adaptation la plus étroite possible de la teneur en azote des aliments aux besoins des animaux, afin d'éviter un apport excessif d'azote dès cette étape ;

b) Le nettoyage des bâtiments d'élevage, le maintien d'une température intérieure fraîche et l'évacuation régulière des effluents d'élevage vers un stockage extérieur couvert ;

c) Le stockage couvert des effluents d'élevage et le traitement éventuel des effluents afin de limiter les émissions (par exemple, digestion anaérobie, séparation des phases solide et liquide et acidification) ;

d) Le recyclage des nutriments sous la forme d'engrais agricoles.

67. Pour les exploitants agricoles, la mise en œuvre des mesures de réduction vise principalement à accroître l'efficacité des apports d'azote aux cultures sous la forme d'engrais ou d'amendements organiques, à limiter les coûts de ces apports et à réduire la pollution de l'air, de l'eau et du sol. De ce fait, les principales mesures relatives à l'épandage permettant d'améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote sont les suivantes :

a) La planification intégrée de la gestion de l'azote à l'échelle de l'exploitation, en tenant compte de toutes les sources d'azote disponibles ;

b) La gestion précise et adaptée des nutriments : apports d'azote à des doses appropriées, sous des formes adaptées, au moment opportun et au bon endroit ;

c) L'utilisation d'engrais adaptés sous une forme adéquate (y compris des inhibiteurs, le cas échéant) dans le bon contexte ;

d) Le recours à des technologies d'épandage de lisier à faible taux émission (en tenant compte de l'azote économisé dans la planification des apports de nutriments) ;

e) L'enfouissement rapide des amendements organiques riches en ammoniac.

68. Les principales mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion du paysage à mettre en œuvre peuvent être divisées en deux groupes : celles qui sont liées à un changement d'utilisation des terres géographiquement ciblé, et celles qui concernent des pratiques de gestion géographiquement adaptées à l'échelle du pays ou de la région.

69. Parmi les principales mesures relatives au changement d'utilisation des terres qui ont été mises en évidence, on peut citer :

a) L'utilisation des prairies en jachère et non fertilisées ;

b) La création de zones tampons riveraines ou de bandes tampons de protection de la biodiversité autour ou au sein des parcelles (la différence étant la proximité d'un milieu aquatique) ;

c) Le boisement et l'implantation de haies ;

d) La modification de la rotation des cultures et l'implantation de cultures pérennes (par exemple, des prairies permanentes) ;

e) Le recours à l'agroforesterie ;

f) La restauration des zones humides et des cours d'eau ou la création de minizones humides artificielles.

70. Les principales solutions de gestion géographiquement ciblées à l'échelle du paysage et de la région comprennent :

a) Le travail et la conservation des sols (par exemple, pas de travail des sols organiques) ;

b) Des mesures de drainage et le drainage contrôlé ;

c) La gestion des prairies ;

d) L'implantation des installations d'élevage ;

e) La redistribution spatiale des effluents d'élevage ;

f) Le recours à la fertigation et la mise en place de systèmes d'irrigation appropriés pour les zones cultivées sèches ;

g) L'implantation de méthaniseurs et de bioraffineries afin de redistribuer la biomasse.

71. On constate qu'un nombre croissant d'agriculteurs appliquent les principes de ce qu'on appelle l'« agriculture régénérative » ; certaines de ces pratiques permettent de limiter différentes pertes d'azote, notamment le semis direct, l'agriculture biologique (qui évite les engrais de synthèse et met l'accent sur la fixation biologique de l'azote), les activités destinées à accroître le stockage du carbone, etc. Ces systèmes, comme d'autres approches agricoles, offrent la possibilité de concevoir des « ensembles de mesures » personnalisés pour favoriser une gestion durable de l'azote. Ces mesures doivent faire l'objet d'une évaluation plus approfondie afin de quantifier leurs effets pour toutes les formes de perte d'azote, y compris les émissions de NH₃, de N₂O, de NO_x et de N₂ et le lessivage des nitrates et d'autres formes d'azote réactif.

III. Principes de la gestion durable intégrée de l'azote

A. Introduction et contexte

72. L'azote apporte des avantages considérables à la société, notamment en stimulant la productivité des cultures. Cependant, les pertes d'azote posent des problèmes multiformes qui affectent la santé humaine et l'environnement. Les problèmes liés à l'azote concernent de nombreuses disciplines scientifiques et de nombreux domaines d'intervention et de réglementation. Cela signifie qu'une approche intégrée est nécessaire pour gérer l'utilisation de l'azote de manière optimale, afin d'éviter les arbitrages et de générer des avantages multiples pour la société et l'environnement (Oenema and others, 2011b). L'agriculture est le seul secteur où l'azote est introduit intentionnellement pour augmenter le rendement et la qualité des cultures à des fins économiques, et illustre donc clairement la nécessité d'une approche intégrée.

73. La gestion de l'azote en agriculture a un double objectif : réduire les pertes d'azote pour protéger la santé humaine et l'environnement ; et optimiser les effets bénéfiques de l'azote sur la production alimentaire. Les adjectifs « durable » et « intégrée » figurant dans le titre renvoient au fait que la gestion de l'azote doit être équilibrée et durable – par exemple, écologiquement rationnelle, socialement acceptable et économiquement rentable – pour les générations actuelles et futures. Les effets négatifs des pertes d'azote sur la santé humaine, les services écosystémiques, la biodiversité, l'eau et le climat doivent être pleinement pris en compte. La gestion durable intégrée de l'azote contribue à la réalisation de la plupart des objectifs de développement durable. La gestion durable intégrée de l'azote contribue en particulier directement ou indirectement à la réalisation des objectifs 1 (pas de pauvreté), 2 (faim zéro), 3 (bonne santé et bien-être), 6 (eau propre et assainissement), 12 (consommation et production responsables), 13 (lutte contre les changements climatiques), 14 (vie aquatique) et 15 (vie terrestre). À l'heure actuelle, les nombreuses preuves des conséquences néfastes de la pollution par l'azote sur l'air, le climat, la terre et l'eau (Galloway and others, 2008 ; Fowler and others, 2013 ; Sutton and others, 2011 ; 2019 ; Alcamo and others, 2013) montrent qu'il est nécessaire de redoubler d'efforts pour améliorer l'efficacité des mesures de réduction des émissions d'azote et d'atténuation de leurs effets en agriculture (European Environment Agency, 2015). La gestion durable intégrée de l'azote offre une base pour susciter une action plus soutenue et plus coordonnée, tout en tenant compte des principes agroécologiques, et peut servir de point de départ pour atteindre bon nombre d'objectifs de développement durable.

74. L'objectif du présent chapitre est d'exposer les principes de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture. La section B ci-dessous porte sur cinq dimensions importantes que toute politique de gestion de l'azote doit couvrir pour être efficace. La section C décrit les points clefs du cycle de l'azote dans la biosphère, afin d'informer le lecteur sur la nature du cycle de l'azote du point de vue des pratiques agricoles. La section D traite des principes de la gestion de l'azote en agriculture. La section E présente ensuite quelques outils généraux de gestion intégrée de l'azote. Les mesures permettant de réduire les pertes d'azote et d'augmenter l'efficacité de l'utilisation de l'azote en agriculture sont présentées dans les chapitres suivants.

B. Dimensions de la gestion durable intégrée de l'azote

75. De nombreux pays aspirent à élaborer des approches plus intégrées et plus efficaces pour réduire les pertes d'azote liées aux systèmes de production agricole. Cependant, le champ d'application des politiques environnementales actuelles est généralement restreint en ce qui concerne la gestion de l'azote. L'intégration est définie ici comme le processus consistant à associer des éléments et des aspects distincts de manière organisée, de sorte que les composantes soient liées et fonctionnent en coopération. L'intégration de la gestion de l'azote comporte cinq dimensions importantes, à savoir :

- a) La relation de cause à effet ;

- b) L'intégration spatiale et temporelle de toutes les formes et sources d'azote ;
- c) Les interactions avec de nombreux nutriments et polluants ;
- d) L'intégration et la participation des différentes parties prenantes ; et
- e) L'intégration régionale.

Ces dimensions s'appuient sur des travaux antérieurs (Oenema and others, 2011b) et sont abordées plus en détail ci-dessous.

1. Relation de cause à effet

76. Cette dimension sous-tend toutes les politiques actuelles en matière d'azote, car les impacts sur la santé humaine et l'environnement de la pollution causée par les émissions d'azote justifient et étayent les mesures visant à réduire ces émissions.

77. La dimension « relation de cause à effet » ou « source et impact » est également liée au cadre DPSIR (voir European Environment Agency, 1995). Ce cadre permet de mieux comprendre les relations de cause à effet et les liens entre l'économie et l'environnement, ainsi que les éventuelles réponses des sociétés et des gouvernements.

2. Intégration spatiale et temporelle de toutes les formes et sources d'azote

78. L'intégration spatiale et temporelle consiste à tenir compte dans les plans de gestion de l'azote de toutes les formes, sources et émissions d'azote dans une zone et sur une durée données. Des formes partielles de ce type d'intégration figurent dans le Protocole de Göteborg ; par exemple, la plupart des sources de NO_x et de NH₃ sont visées par le Protocole, mais les émissions de NO_x provenant des terres agricoles, les sources (semi-)naturelles de NO_x et de NH₃ ainsi que les émissions atmosphériques de N₂O et le lessivage des nitrates sont encore exclus de l'évaluation du respect des engagements de réduction des émissions. De même, la directive Nitrates de l'Union européenne prévoit que toutes les sources agricoles d'azote doivent être prises en compte dans la lutte contre la pollution des eaux par les nitrates, mais les émissions atmosphériques de NH₃ et de N₂O ne sont pas explicitement traitées. La directive Oiseaux⁸ et la directive Habitats⁹ de l'Union européenne imposent que toutes les formes, sources d'azote et émissions d'azote soient prises en compte dans la mesure où il s'agit de facteurs qui influent sur les conditions écologiques nécessaires aux habitats et espèces protégés. Les émissions de N₂ issues de la dénitrification ne sont directement prises en compte dans aucune de ces politiques. Bien que les émissions de N₂ n'entraînent pas directement d'effets nocifs pour l'environnement, elles peuvent être considérées comme un gaspillage de l'énergie utilisée pour produire de l'azote réactif, ainsi que comme une perte de ressources azotées ; il est donc nécessaire de s'en préoccuper. Ces questions ont été récemment soulevées dans la résolution 4/14 de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement sur la gestion durable de l'azote (voir UNEP/EA.4/Res.14) et dans la Déclaration de Colombo sur la gestion durable de l'azote qui s'en est suivie (UNEP, 2019).

79. La modélisation de la cascade de l'azote (Galloway and others, 2003 ; 2004) est un bon exemple d'intégration spatiale sur différentes échelles de temps, mais il reste à rendre ce modèle opérationnel pour les mesures de gestion. La cascade de l'azote est un modèle théorique permettant l'analyse de l'intégration de la relation de cause à effet, en particulier lorsque celle-ci comprend des analyses coûts-avantages.

⁸ Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages, Journal officiel de l'Union européenne, L 20 (2010), p. 7 à 25.

⁹ Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages, Journal officiel de l'Union des communautés européennes, L 206 (1992), p. 7 à 50.

3. Interactions avec de nombreux nutriments et polluants

80. L'intégration de la gestion de l'azote à celle d'autres éléments ou composés spécifiques dans la politique environnementale repose sur deux raisons principales :

a) Les autres éléments ou composés peuvent avoir des effets similaires sur l'environnement ; et

b) Les interactions entre les espèces azotées et ces autres éléments ou composés peuvent être importantes.

81. Du point de vue des professionnels, la gestion simultanée de l'azote et d'autres éléments spécifiques peut présenter des avantages. Cela vaut en particulier pour l'azote et le phosphore (P) dans le secteur agricole et le traitement des eaux usées, ainsi que pour les NO_x, le SO₂ et les particules provenant de sources de combustion.

82. Ce type d'intégration figure partiellement dans le Protocole de Göteborg et la Directive de l'Union européenne concernant la réduction des émissions nationales¹⁰, qui portent sur les émissions atmosphériques de NO_x, de NH₃ et de SO₂, car celles-ci contribuent à des effets environnementaux assez similaires (pollution atmosphérique, acidification, eutrophisation). De même, les rejets d'azote et de phosphore dans les eaux de surface concourent à l'eutrophisation et à la perte de biodiversité, et les politiques de l'Union européenne relatives à la lutte contre l'eutrophisation des eaux de surface se préoccupent donc simultanément des composés azotés et phosphorés (par exemple, dans la directive-cadre européenne sur l'eau¹¹). En outre, les cycles de l'azote et du carbone dans la biosphère sont intimement liés, et les perturbations de ces cycles modifient les émissions des principaux gaz à effet de serre (CO₂, CH₄ et N₂O), qui sont généralement abordées conjointement par les politiques de lutte contre les changements climatiques. L'azote peut également avoir une incidence sur les émissions de CO₂ et de CH₄, car il influe sur la fixation du carbone dans la biosphère et altère la chimie de l'atmosphère (Butterbach-Bahl, Kiese and Liu, 2011a). Compte tenu des nombreux effets de l'azote dans tous ces domaines, mettre l'accent sur sa gestion peut permettre de relier les multiples impacts et répercussions. L'établissement de liens entre les différentes formes de l'azote (N₂, NH₃, N₂O, NO_x, NO₃⁻, etc.) constitue la prochaine étape réalisable de l'intégration. En outre, cette approche fournit un cadre qui démontre les multiples relations entre les cycles de l'azote, du carbone, du phosphore, du soufre, du potassium, du silicium et de nombreux autres éléments, y compris les micronutriments.

4. Intégration et participation des différentes parties prenantes

83. Toute politique de gestion de l'azote, intégrée ou non, doit être :

a) Pertinente et aborder les principaux problèmes ;

b) Scientifiquement fondée et justifiée sur le plan analytique ;

c) Financièrement rationnelle, les coûts étant proportionnés à l'objectif poursuivi ; et

d) Équitable pour tous les utilisateurs.

84. Le non-respect d'un ou de plusieurs de ces principes réduit l'efficacité de la politique de gestion, que ce soit à cause d'un retard de mise en œuvre, d'une mise en œuvre et de performances médiocres, ou d'une combinaison de ces facteurs. L'application réussie des principes ci-dessus passe par le dialogue entre les acteurs de l'interface science-politique-pratique. La crédibilité et la pertinence des interactions entre la science, la politique et la pratique sont, dans une large mesure, déterminées par le travail de

¹⁰ Directive (UE) 2016/2284 du Parlement européen et du Conseil du 14 décembre 2016 concernant la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphériques, modifiant la Directive 2003/35/CE et abrogeant la Directive 2001/81/CE, Journal officiel de l'Union européenne, L 344 (2016), p. 1 à 31.

¹¹ Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, Journal officiel des communautés européennes, L 327 (2000), p. 1 à 72.

délimitation effectué à un stade précoce du processus de communication entre ces trois sphères (Tuinstra, Hordijk and Kroeze, 2006 ; Clark and others, 2016). Le travail de délimitation est défini ici comme la pratique consistant à maintenir et à supprimer les frontières entre la science, la politique et la pratique, ce qui permet de façonner et de remodeler l'interface science-politique-pratique.

85. La communication avec les parties prenantes (par exemple, les fabricants d'engrais, les producteurs de denrées alimentaires, les entreprises de transformation et de vente au détail, la société dans son ensemble) est extrêmement importante. Les points de vue de ces parties prenantes doivent être intégrés le plus tôt possible lors de la phase de conception des plans et mesures de gestion de l'azote, notamment en ce qui concerne les conseillers et les professionnels qui, en fin de compte, doivent mettre en œuvre les mesures de gestion. L'intégration des avis des parties prenantes peut comprendre des procédures de consultation et d'audition du public publiques, ainsi que des approches et des dispositifs d'apprentissage participatifs. Un bon exemple de cette dernière stratégie est la directive-cadre européenne sur l'eau, qui prévoit la pleine participation des parties prenantes à l'établissement des plans de gestion des bassins hydrographiques.

86. L'intégration des points de vue des parties prenantes n'accélère pas la prise de décisions, bien au contraire. Les procédures de consultation du public peuvent être longues, bien que des techniques telles que l'analyse multicritères puissent faciliter la prise de décisions. Cette approche vise à régler les conflits et à trouver des solutions dans le cadre d'un processus transparent. L'intégration des points de vue des parties prenantes peut en définitive renforcer l'adhésion aux stratégies de gestion et faciliter ainsi leur mise en œuvre.

5. Intégration régionale

87. L'intégration régionale ou « intégration à grande échelle spatiale » est considérée ici comme la cinquième dimension de l'intégration. L'intégration régionale vise à renforcer la coopération entre les régions et les paysages. Elle concerne l'intégration des marchés et l'harmonisation des politiques et des institutions gouvernementales entre les régions par l'intermédiaire d'accords politiques, de pactes et de traités (Bull, Hoft and Sutton, 2011). Les arguments en faveur de l'intégration régionale sont les suivants :

- a) Le renforcement des marchés ;
- b) La mise en place de règles du jeu équitables s'agissant des mesures ;
- c) La nature transfrontière de la pollution environnementale ;
- d) La prise en compte des effets indirects de la pollution ; et
- e) L'amélioration de l'efficacité et de l'efficience des politiques régionales et des mesures de gestion associées.

88. S'agissant de la gestion de l'azote, l'intégration régionale porte, par exemple, sur l'harmonisation et la normalisation des politiques environnementales au sein de l'Union européenne et des politiques de lutte contre la pollution atmosphérique dans l'ensemble de la région de la CEE (Bull, Hoft and Sutton, 2011). Les plans de gestion des bassins hydrographiques élaborés dans le cadre de la directive-cadre européenne sur l'eau sont également une forme d'intégration régionale. La directive prend en compte, de manière intégrée, la qualité des eaux et les quantités disponibles pour un bassin versant bien défini. La directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »¹² de l'Union européenne favorise également l'intégration au niveau régional en garantissant, d'une part, la définition cohérente du bon état écologique et des objectifs au titre de son cinquième descripteur qualitatif (eutrophisation) (voir l'annexe I de la directive-cadre) et, d'autre part, la coordination des programmes de mesures, avec l'appui de conventions maritimes régionales telles que la Commission pour la protection du milieu marin dans la zone de la mer Baltique (HELCOM) et la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est.

¹² Directive 2008/56/CE du Parlement européen et du Conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin, Journal officiel des communautés européennes, L 164 (2008), p. 19 à 40.

89. La tendance à l'intégration régionale de ces dernières décennies ne signifie pas nécessairement que les mesures de gestion locales sont moins efficaces ou moins efficientes. Les interventions locales peuvent être conçues spécifiquement pour un site et sont de ce fait souvent plus efficaces que les mesures génériques. Cela vaut pour les ménages, les exploitations agricoles et les entreprises, surtout lorsque les acteurs peuvent avoir une influence sur le choix des mesures. En outre, contribuer à protéger localement l'environnement et la nature peut motiver davantage que participer à l'amélioration de l'environnement en général.

C. Points clefs du cycle de l'azote

90. La présente section décrit les points clefs du cycle de l'azote dans la biosphère qui sous-tendent ce cycle du point de vue des pratiques agricoles. Ces points clefs constituent le point de départ pour l'examen des principes de la gestion durable de l'azote décrits plus loin. Par « principes », on entend des vérités fondamentales ou des connaissances scientifiques et pratiques bien établies dont tous les praticiens, gestionnaires et décideurs politiques devraient être bien au fait. Les points clefs du cycle de l'azote constituent également des principes de base.

91. Les 10 points clefs du cycle de l'azote sont présentés ci-dessous. Ils jettent un pont entre la présente section et la suivante, qui traite des principes de la gestion intégrée de l'azote en agriculture.

Point clef 1. L'azote est indispensable à la vie

92. L'azote est un élément clef de la chlorophylle des plantes et des acides aminés (protéines), des acides nucléiques et de l'adénosine triphosphate (ATP) des êtres vivants (y compris les bactéries, les plantes, les animaux et les humains). Le cycle naturel de l'azote est caractérisé par une disponibilité limitée des formes d'azote pour les organismes vivants ; il s'agit donc d'un système presque fermé, l'azote étant recyclé et réutilisé efficacement. En raison de cette disponibilité limitée, l'azote est souvent un facteur limitant de la croissance des végétaux. La concurrence entre les espèces végétales pour les quantités limitées d'azote disponible (et d'autres éléments limitant la croissance) est un facteur essentiel de la biodiversité dans les systèmes naturels.

93. Dans les systèmes agricoles, il est possible d'améliorer considérablement les rendements des cultures en apportant de l'azote sous forme d'effluents d'élevage ou d'engrais, en particulier lorsque l'application est équilibrée et comporte d'autres nutriments clefs. On estime qu'environ la moitié de la population mondiale actuelle est en vie grâce à l'augmentation de l'offre d'engrais azoté, ce qui illustre l'impact massif que l'azote a eu sur la satisfaction des besoins alimentaires de l'homme, permettant ainsi à la population mondiale de croître rapidement (Erismann and others, 2008 ; Sutton and others, 2013). Les prévisions semblent indiquer qu'il faudra davantage d'azote au cours des prochaines décennies pour répondre, à régime alimentaire constant, aux besoins d'une population croissante, en particulier en Afrique et dans certaines régions d'Asie (Godfray and others, 2010).

Point clef 2. L'excès d'azote entraîne toute une série d'effets néfastes, notamment sur la santé humaine, les services écosystémiques, la biodiversité, l'air, l'eau et le climat

94. Les quantités totales d'azote introduites dans la biosphère par les activités humaines ont considérablement augmenté (plus que doublé) au cours du siècle dernier (Galloway and others, 2008) et ont maintenant dépassé les limites critiques de ce qu'on appelle l'espace de fonctionnement sûr de l'humanité (Steffen and others, 2015). Les effets néfastes de l'excès d'azote sur la santé humaine et la biodiversité sont particulièrement visibles dans les régions où l'agriculture et notamment l'élevage sont intensifs, dans les zones urbaines ainsi que dans les grands fleuves et les zones côtières. L'azote provoque à la fois un réchauffement et un refroidissement du climat (Butterbach-Bahl and others, 2011b), tout en contribuant à la raréfaction de l'ozone stratosphérique (Alcamo and others, 2013). Les incidences négatives de l'excès d'azote réactif dans l'environnement justifient les mesures de réduction des émissions d'azote.

Point clef 3. L'azote est présent sous de multiples formes

95. L'azote passe d'une forme à une autre grâce à des processus biochimiques faisant intervenir des microorganismes, des plantes et des animaux, et à des processus chimiques dépendant de la température et de la pression, du rayonnement lumineux et de la présence de catalyseurs (Smil, 2004 ; Hatfield and Follett, 2008 ; Schlesinger and Bernhardt, 2013).

96. Ceci entraîne un certain nombre de conséquences : la plupart des composés azotés sont dits réactifs, car ils sont facilement transformés dans la biosphère en d'autres composés par des processus biologiques, photochimiques et radiatifs. Les formes réactives de l'azote sont les suivantes :

a) Les formes inorganiques réduites, telles que l'ammoniac (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+), collectivement dénommées NH_x ;

b) Les formes inorganiques oxydées, par exemple, les NO_x , l'acide nitrique (HNO_3), l'acide nitreux (HNO_2), l'oxyde de diazote (N_2O), les nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-) ;

c) Les formes organiques réduites, telles que l'urée, les amines, les protéines et les acides nucléiques.

97. Les formes réduites sont des donneurs d'énergie, des donneurs de protons et des accepteurs d'électrons ; l'énergie est captée sous différentes formes par des procédés industriels et par la fixation biologique de l'azote, ce qui signifie que les NH_x constituent une ressource importante. Les formes oxydées sont des accepteurs de protons et des donneurs d'électrons. Une des formes réduites, le diazote (N_2), n'est pas réactive car elle est chimiquement extrêmement stable, en raison de la grande quantité d'énergie nécessaire pour rompre la liaison entre les deux atomes d'azote.

98. **L'azote réactif est qualifié de « doublement mobile »**, car certaines de ses formes sont facilement transportées par l'air et l'eau. Toutes les formes d'azote réactif gazeux et liquide sont toxiques pour les êtres humains et les animaux (et les plantes) en cas d'exposition à des concentrations suffisamment élevées. Les seuils de toxicité varient considérablement selon les formes d'azote et les organismes :

a) L'azote est transporté dans l'air sous forme de gaz, tels que le diazote (N_2), l'oxyde de diazote (N_2O), les NO_x (y compris le NO et le NO_2), l'acide nitrique (HNO_3), l'acide nitreux (HNO_2) et l'ammoniac (NH_3), les amines et autres composés azotés volatils d'origine organique, ainsi que sous forme d'aérosols, y compris les particules fines formées entre autres de nitrate (NO_3^-), d'ammonium (NH_4^+) et d'azote organique particulaire ;

b) L'azote est transporté dissous dans l'eau sous forme de nitrate (NO_3^-), d'ammonium (NH_4^+), d'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), d'azote organique dissous (NOD) et d'oxyde de diazote (N_2O), et est transporté en suspension dans l'eau sous forme d'azote organique particulaire.

Point clef 4. Un même atome d'azote peut avoir de multiples effets sur l'atmosphère, les écosystèmes terrestres, les systèmes marins et d'eau douce ainsi que sur la santé humaine

99. Ce phénomène est appelé la « cascade de l'azote », définie comme le transfert séquentiel de l'azote réactif à travers les systèmes environnementaux. Le passage de l'azote d'un système à l'autre ou son stockage temporaire entraînent de multiples changements environnementaux (Galloway and others, 2003).

Point clef 5. L'azote passe du sol aux plantes et aux animaux, à l'air et aux masses d'eau et vice-versa, et se déplace d'une région à l'autre sous l'effet de facteurs naturels et des activités humaines, qu'il faut comprendre pour gérer efficacement l'azote

100. Les facteurs naturels sont les suivants :

a) Le rayonnement solaire, responsable de la photosynthèse, le cycle hydrologique, le vent et les différences de température, ainsi que les flux d'air et d'eau ;

- b) La gravitation, responsable des mouvements de terrain et de l'érosion ;
- c) La tectonique terrestre, qui est à l'origine des tremblements de terre et des volcans ;
- d) La foudre et la fixation biologique de l'azote, qui transforment le diazote en azote réactif ;
- c) La diffusion turbulente, la diffusion moléculaire et le mouvement brownien, qui entraînent la dispersion des gaz et des particules.

101. La vitesse de circulation et les temps de séjour dans l'air, l'eau et le sol diffèrent considérablement selon les formes d'azote. Le temps de séjour dans l'atmosphère de gaz tels que le NH_3 , les NO_x et le HNO_2 est assez court (de quelques jours à quelques semaines), tandis que le N_2O reste dans l'atmosphère pendant plus d'un siècle et le N_2 encore plus longtemps. Les temps de séjour sont liés à la réactivité des formes de l'azote. Dans les systèmes hydrologiques, le temps de séjour de l'azote peut varier de plusieurs années à plusieurs siècles selon la nature de l'aquifère et des eaux souterraines ;

Point clef 6. Les activités humaines ont considérablement modifié le cycle naturel de l'azote, qui fuit de plus en plus

102. Le changement d'affectation des terres, l'urbanisation, l'invention des engrais azotés de synthèse et la mondialisation du système alimentaire font partie des changements les plus fondamentaux engendrés par les activités humaines (Vitousek and others, 1997 ; Fowler and others, 2013). L'urbanisation et la mondialisation du système alimentaire ont entraîné une augmentation du transport des denrées alimentaires et des aliments pour animaux produits dans les zones rurales (où l'on constate une raréfaction de l'azote) vers les régions où ces denrées et aliments sont utilisés, en particulier dans les zones urbaines et dans les zones d'élevage (où l'on observe un enrichissement en azote). La séparation entre les régions de production et de consommation des denrées alimentaires et des aliments pour animaux est également l'un des principaux facteurs qui expliquent pourquoi l'efficacité de l'utilisation de l'azote au niveau de l'ensemble du système alimentaire a diminué dans le monde au cours des dernières décennies (Lassaletta and others, 2014 ; Oita and others, 2016).

Point clef 7. Les modifications naturelles et anthropiques du cycle de l'azote compromettent la réalisation d'une économie circulaire et d'une gestion durable intégrée de l'azote ; les décideurs des deux domaines peuvent apprendre les uns des autres

103. De nombreux principes de l'économie circulaire et des systèmes circulaires s'appliquent également à la gestion durable intégrée de l'azote, y compris les principes de :

- a) Réduction des pertes ;
- b) Réduction, réutilisation et recyclage des déchets ;
- c) Réorganisation et réduction des intrants ;
- d) Réexamen des quantités de protéines consommées (par exemple, réduction à un niveau aussi faible que possible des excès) ; et
- e) Modification des systèmes pour les rendre plus résilients et limiter les fuites.

104. Le concept d'économie circulaire de l'azote (Sutton and others, 2019) et plus généralement de circularité trouvent leur origine dans l'écologie industrielle (Jurgilevich and others, 2016), qui vise à réduire la consommation de ressources et les émissions dans l'environnement en « bouclant la boucle » des ressources (matériaux et substances), y compris l'azote et d'autres nutriments. Renforcer la circularité de la production alimentaire nécessite de repenser la croissance économique, l'alimentation humaine, la politique agricole et les réglementations relatives aux engrais et aux déchets alimentaires (De Boer and van Ittersum, 2018).

Point clef 8. La majeure partie de l'azote des plantes est prélevé dans le sol par les racines sous forme d'ions nitrate (NO₃⁻) ou ammonium (NH₄⁺) ; ces ions doivent donc se trouver à proximité des racines des plantes et être disponibles au bon moment pour favoriser efficacement leur croissance

105. L'absorption de l'azote dépend de la demande en azote de la culture, de la longueur, de la densité et de la distribution des racines, et de la concentration des ions nitrates (NO₃⁻) et ammonium (NH₄⁺) dans la solution du sol. Les besoins en azote de la culture dépendent du type de culture, de la variété cultivée et du climat. La vitesse d'absorption de l'azote par les plantes suit généralement une cinétique de Michaelis-Menten. La vitesse maximale est atteinte lorsque la concentration en substrat (NO₃⁻, NH₄⁺) est saturante, de sorte que l'excédent d'azote n'est pas utilisé et risque d'être perdu sous forme de pollution (suivant la loi des rendements décroissants). Les besoins en azote de la culture tout comme les apports d'azote par le sol sont influencés par les conditions climatiques et l'état des sols ainsi que par leur gestion. Les ions nitrates et ammonium présents dans le sol proviennent essentiellement des sources suivantes :

- a) La minéralisation de l'azote organique du sol ;
- b) Les dépôts atmosphériques ;
- c) Les effluents d'élevage, le compost et les déchets ;
- d) Les engrais azotés de synthèse (Marschner, 2012).

106. Toutefois, une partie de l'azote (par exemple, le NH₃ et le NO₂ gazeux provenant des dépôts atmosphériques ambiants) peut être absorbée directement par les feuilles des plantes (Sutton, Schjørring and Wyers, 1995 ; Sparks, 2009). Dans les écosystèmes agricoles non fertilisés, les forêts et les habitats naturels, les mycorhizes (champignons du sol vivant en symbiose avec les plantes) peuvent jouer un rôle important dans l'apport de nutriments aux racines des plantes. L'apport externe de grandes quantités d'azote peut avoir une incidence sur les performances de ces symbioses mycorrhiziennes.

Point clef 9. Certaines plantes sont capables de convertir l'azote non réactif (N₂) en formes réactives (ammoniac, amines, protéines) grâce aux bactéries spécialisées présentes dans les nodules de leurs racines. La fixation biologique de l'azote est une source importante d'azote réactif pour la biosphère, y compris l'agriculture

107. Parmi ces importantes cultures, on peut citer la famille des légumineuses (Fabaceae ou Leguminosae) et des taxons tels que les haricots, le soja, les pois, la luzerne, le trèfle et les lupins. Les bactéries symbiotiques, en particulier les rhizobiums, présentes dans les nodules du système racinaire de ces plantes sont capables de convertir le diazote en ammoniac, qui est utilisé pour produire des amines (Herridge, Peoples and Boddey, 2008). Le taux de fixation du diazote dépend de la disponibilité des ions NO₃⁻ et NH₄⁺ dans le sol ; la fixation symbiotique devient nulle lorsque la disponibilité en azote minéral (nitrates + ammonium) est élevée, et inversement. Le taux de fixation dépend également de la disponibilité d'une quantité considérable d'énergie chimique (sous forme d'hydrates de carbone) et d'autres éléments nutritifs essentiels, notamment le phosphore, le calcium et le molybdène. La fixation non symbiotique par des microorganismes libres du sol peut représenter un apport supplémentaire d'azote réactif pour les écosystèmes (Ladha and others, 2016).

Point clef 10. Les êtres humains et les animaux ont besoin de protéines azotées et d'acides aminés pour leur croissance, leur développement et leur fonctionnement, mais seule une petite fraction de l'apport en azote est retenue sous forme d'augmentation du poids corporel, de lait ou d'œufs

108. Le reste est excrété, principalement dans l'urine et les fèces, et cet azote peut être recyclé et réutilisé. Les besoins en protéines azotées (ou en acides aminés) des animaux dépendent principalement du type d'animal, de son poids corporel, de sa vitesse de croissance, de sa production (lait ou œufs), de son activité (travail, pâturage) et de sa reproduction (McDonald and others, 2010 ; Suttle, 2010). La rétention d'azote dans les

produits animaux dépend fortement de la race des animaux, de la qualité de leur alimentation, de leur âge et de la conduite de l'élevage. Elle est généralement comprise entre 5 et 15 % en production de viande bovine, entre 15 et 30 % en production laitière, entre 25 et 40 % en production porcine et entre 40 et 50 % en production de volaille (Gerber and others, 2014). Le reste est excrété sous forme d'urée (acide urique pour les volailles) dans l'urine et dans les fèces. En règle générale, la moitié de l'azote est excrétée sous forme d'urée (et d'ammonium) et l'autre moitié sous forme organique, en fonction de la teneur en protéines de l'alimentation. Les fèces et l'urine des animaux constituent une source précieuse de nutriments et de carbone organique pour les systèmes naturels et agricoles. Cependant, ces déjections sont également les principales sources d'émissions atmosphériques d'ammoniac (NH_3) et d'oxyde de diazote (N_2O) et de lessivage de l'azote dans les eaux souterraines et les eaux de surface, selon la manière dont elles sont gérées et les conditions environnementales.

D. Principes de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture

109. Vingt-quatre principes de gestion durable intégrée de l'azote ont été recensés :

Principe 1 : l'objectif de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture est de réduire les pertes d'azote dans l'environnement afin de protéger la santé humaine, le climat et les écosystèmes, tout en garantissant une production alimentaire suffisante et une utilisation efficace de l'azote, notamment grâce à des apports d'azote équilibrés

110. L'azote étant un intrant essentiel, au même titre que l'eau, son importance pour la sécurité alimentaire ne peut être surestimée. L'efficacité de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture peut être évaluée à l'aide d'un ensemble de paramètres (voir encadré III.1 ci-dessous).

Principe 2 : les acteurs du monde agricole et de la chaîne alimentaire sont divers, et tous ont un rôle à jouer dans la gestion de l'azote, ainsi que des responsabilités à assumer

111. Parmi ces acteurs, on peut citer :

- a) Les fournisseurs d'engrais, d'aliments pour animaux, de germoplasmes, de semences, de machines et de prêts ;
- b) Les conseillers, les services de vulgarisation, les spécialistes en comptabilité et les organismes financiers ;
- c) Les exploitants agricoles ;
- d) Les industries de manutention et de transformation (produits végétaux, produits laitiers, viande, effluents d'élevage) ;
- e) Les organisations du commerce de détail ;
- f) Les consommateurs ;
- g) Les gouvernements et les ONG, y compris dans le domaine de l'analyse des denrées alimentaires ;
- h) Les scientifiques.

112. Il est évident que les exploitants agricoles ont un rôle direct à jouer dans la gestion de l'azote, dans l'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'azote et dans la réduction des pertes d'azote dans l'environnement. Par conséquent, les agriculteurs récoltent les avantages économiques et supportent le fardeau des mesures nécessaires à la réduction des pertes d'azote. L'adoption de certaines mesures relatives à l'azote génère des avantages économiques nets qui peuvent contribuer à la planification des activités agricoles et au développement de l'économie circulaire. Dans d'autres cas, les coûts de mise en œuvre dépassent les avantages agricoles découlant d'une plus grande rétention de l'azote dans le système agricole, et ne peuvent être justifiés que du point de vue de l'environnement, de la santé et du climat. Il est encore difficile de transférer les coûts nets aux autres acteurs de la

chaîne de production et de consommation alimentaire ou de les répartir entre eux, car le pouvoir de marché des exploitants agricoles dans un système alimentaire mondialisé est faible ou inexistant. Les agriculteurs peuvent se montrer réticents à mettre en œuvre des mesures coûteuses visant à réduire les pertes d'azote parce qu'ils veulent maximiser leurs revenus et craignent de perdre en compétitivité par rapport aux exploitants qui n'appliquent pas ces mesures. Il peut donc être nécessaire d'envisager l'accès au financement par le biais d'instruments appropriés dans le cadre de la politique visant à soutenir la transition vers une gestion plus durable et plus intégrée de l'azote. **Tous les acteurs de la chaîne alimentaire, y compris les décideurs à plusieurs niveaux, doivent conjointement soutenir la diminution des pertes d'azote et partager les coûts et les avantages des mesures de réduction des émissions d'azote et d'atténuation de leurs effets. Cette démarche doit être menée en concertation avec d'autres politiques essentielles, notamment l'atténuation des effets des changements climatiques.**

Principe 3 : des mesures spécifiques sont nécessaires pour réduire les pertes d'azote résultant de processus spécifiques

113. Les principaux mécanismes responsables des pertes d'azote en agriculture sont les suivants :

- a) La volatilisation de l'ammoniac (NH_3) ;
- b) Le lessivage des nitrates (principalement) dans les eaux souterraines, puis vers les eaux de surface ;
- c) Le transfert par ruissellement et par érosion de pratiquement toutes les formes d'azote vers les eaux de surface ;
- d) Les processus de nitrification-dénitrification, associés aux émissions atmosphériques de NO_x , de N_2O et de N_2 .

114. Ces phénomènes sont influencés par un ensemble de facteurs déterminants, notamment la disponibilité et la forme des sources d'azote, le climat, les conditions géomorphologiques et hydrologiques, l'état des sols ainsi que leur gestion. **Les mesures spécifiques aux différents mécanismes doivent tenir compte des facteurs contrôlant ces processus** (Hatfield and Follett, 2008 ; Bittman and others, 2014 ; UNEP, 2013).

Encadré III.1

Paramètres permettant d'évaluer l'efficacité de la gestion durable intégrée de l'azote

L'un des principaux objectifs de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture est de réduire les pertes d'azote dans l'environnement afin de protéger la santé humaine, les écosystèmes, le climat et d'autres aspects de l'économie et de la durabilité, tout en assurant une production végétale et animale suffisante (principe 1).

Le groupe d'experts de l'azote de l'Union européenne (Oenema and others, 2015) a proposé un ensemble d'indicateurs reflétant ce principe, en mettant l'accent sur l'efficacité de l'utilisation de l'azote (EUA) :

EUA = somme des entrées d'azote/somme des sorties d'azote (pourcentage, %)

Excédent d'azote = somme des entrées d'azote - somme des sorties d'azote (kg N/ha/an)

Production d'azote (récoltes et autres produits) (kg N/ha/an)

De toute évidence, plus l'EUA est élevée, plus les apports d'azote sont utilisés efficacement. Un faible excédent d'azote indique que les risques de pertes d'azote et d'impacts sur l'environnement sont faibles, une grande partie des apports d'azote étant récupérés sous forme de produits. L'approche est pertinente sous de multiples angles, qu'il s'agisse des cultures, des animaux d'élevage, du système agroalimentaire ou de l'ensemble de l'économie (Bleeker and others, 2013 ; Sutton and others, 2013 ; Westhoek and others, 2015 ; Erisman and others, 2018).

Les effets des mesures visant à limiter les pertes d'azote dues à des mécanismes spécifiques sont généralement exprimés en termes d'efficacité de la réduction (ER), de réduction des pertes d'azote et de variation globale de l'EUA :

$ER = (\text{pertes d'azote sans mesures de réduction} - \text{pertes d'azote avec mesures de réduction}) / \text{pertes d'azote sans mesures de réduction}$ (pourcentage, %)

Réduction totale des pertes d'azote (kg N/ha/an)

Variation de l'EUA = $(\text{EUA révisée} - \text{EUA de référence}) / \text{EUA de référence}$ (pourcentage, %)

Une autre démarche axée sur la réduction de l'impact environnemental global prend en compte la réduction mondiale et nationale de la quantité totale de « résidus azotés », c'est-à-dire la somme de toutes les pertes d'azote dans l'environnement (y compris N₂ et toutes les formes d'azote réactif). Cette approche se retrouve dans l'ambition de la Déclaration de Colombo (UNEP, 2019 ; Sutton and others, 2019) de « réduire de moitié les déchets azotés » de toutes origines, à titre de contribution à la réalisation des objectifs de développement durable des Nations Unies :

Réduction de la quantité totale de résidus azotés = $\frac{(\text{quantité de résidus azotés de référence} - \text{quantité de résidus azotés révisée})}{\text{quantité de résidus azotés de référence}}$ (pourcentage, %)

Alors que l'efficacité de la réduction se concentre sur les performances de mesures spécifiques pour chaque forme de perte d'azote, la réduction de la quantité totale de résidus azotés met l'accent sur les avantages de toutes les réductions des pertes d'azote, toutes approches confondues, à l'échelle nationale, régionale et mondiale. Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour s'entendre sur des protocoles internationaux pour chaque indicateur afin d'aider les pays à préparer des jeux de données et de permettre une comparaison éclairée des indicateurs et des valeurs cibles.

Principe 4 : les mesures de réduction des émissions d'azote et d'atténuation de leurs effets peuvent avoir des impacts nécessitant d'opérer des arbitrages et de fixer des priorités, par exemple, définir quels impacts négatifs doivent être traités en premier

115. Dans la pratique, le résultat dépend de la quantification des effets – un faible impact négatif dans un domaine donné peut être toléré s'il permet une énorme amélioration dans un autre – et des orientations générales sur la manière de comparer l'importance des enjeux (par exemple, l'eutrophisation par l'azote, le renforcement de l'effet de serre dû aux émissions de N₂O, les effets sur la santé humaine liées aux émissions de NH₃ et à la formation de particules secondaires PM_{2,5} qui en découle (Sutton and others, 2011)). Il peut également y avoir des arbitrages agricoles ne concernant pas l'azote, voire des arbitrages non agricoles. Des orientations générales sont nécessaires pour éclairer ces priorités et bien peser les options en fonction du contexte et des impacts, à l'échelle locale comme mondiale.

Principe 5 : les mesures de contrôle des apports d'azote ont une incidence sur tous les mécanismes responsables des pertes d'azote

116. Ces mesures sont intéressantes pour limiter les pertes d'azote de manière intégrée, car la réduction des apports d'azote (par exemple, en évitant l'utilisation de quantités excessives d'engrais, la surcharge en protéines des aliments pour animaux et l'adoption de denrées alimentaires à forte empreinte azote) entraîne une diminution des flux d'azote dans le système sol-aliments pour animaux-denrées alimentaires, ce qui réduit toutes les formes de pollution azotée. Par exemple, Westhoek *et al.* (2015) ont montré que si les citoyens européens divisaient par deux leur consommation de viande et de produits laitiers (qui est actuellement supérieure aux besoins nutritionnels), cela permettrait de réduire la pollution azotée de 40 % dans le cas de l'ammoniac (NH₃) et de 25 à 40 % en ce qui concerne l'oxyde de diazote (N₂O) et les nitrates (NO₃⁻), et ce en l'absence de toute mesure technique. La fourchette de réduction pour l'oxyde de diazote et les nitrates s'explique par la libération d'importantes surfaces agricoles, qui pourraient être utilisées à d'autres fins,

permettant ainsi la mise en œuvre de solutions telles que l'augmentation de la production agricole destinée à l'exportation (réduction nette de 25 %) ou l'adoption de « mesures d'écologisation », qui maximisent la réduction de la pollution par l'azote (réduction nette de 40 %). Des évaluations supplémentaires sont nécessaires pour étudier l'impact de la consommation de boissons et d'aliments non essentiels et non issus de l'élevage.

Principe 6 : une mesure visant à réduire une forme de pollution permet de conserver plus d'azote dans le système agricole, et donc d'augmenter la quantité d'azote disponible pour répondre aux besoins des cultures et des animaux

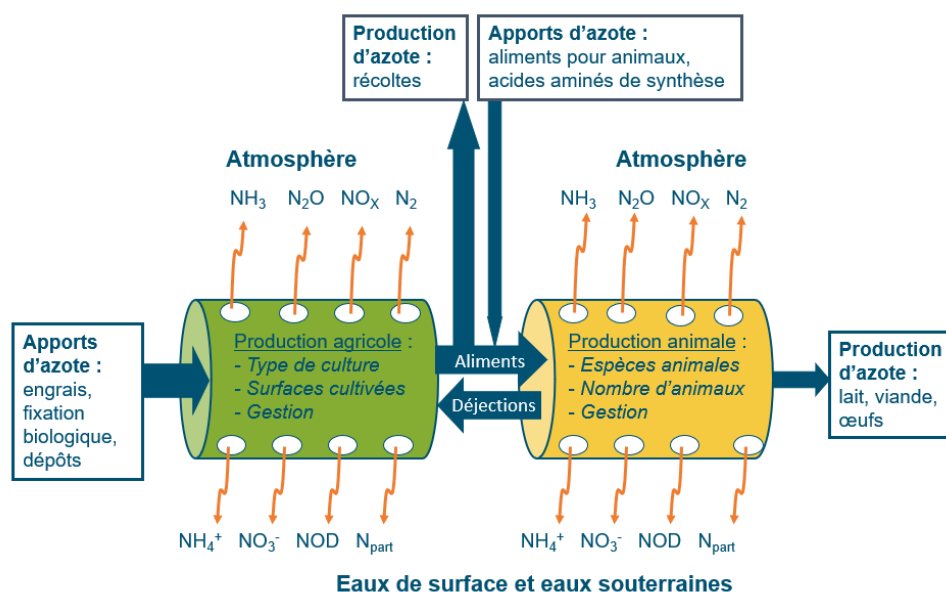
117. Cela signifie que la réduction d'une forme de perte d'azote peut entraîner l'augmentation d'autres formes de pertes d'azote, phénomène parfois appelé « transfert de pollution », à moins que les quantités d'intrants et d'extrants azotés (y compris les quantités d'azote stockées dans le sol) ne soient modifiées. Afin de tirer profit d'une mesure visant à réduire les pertes d'azote (et d'éviter les transferts de pollution), les économies d'azote ainsi réalisées doivent être compensées par une réduction des apports d'azote, une augmentation des quantités d'azote stockées ou un accroissement des quantités d'azote produites (y compris l'azote stocké dans le sol). La réduction des apports d'azote ou l'augmentation des quantités d'azote produites sont par conséquent un élément essentiel de la gestion intégrée de l'azote, et offrent la possibilité d'améliorer les performances économiques (Oenema and others, 2009 ; Quemada and others, 2020).

Principe 7 : le principe du bilan azote implique que ce qui entre doit sortir, ce qui fait de cet outil un indicateur clef pour la gestion de l'azote

118. Selon la loi de la conservation de la masse, ce qui entre est égal à ce qui sort, y compris sous forme de pertes, et compte tenu d'un éventuel stockage temporaire dans le système agricole. Le bilan azote s'écrit donc : apports d'azote = production d'azote (+ stockage temporaire d'azote) - pertes d'azote (voir fig. III.1 ci-dessous). Il montre en outre que le contrôle des apports d'azote est un mécanisme essentiel de la réduction des pertes d'azote. Ce principe permet également d'élaborer des stratégies basées sur la maximisation des réserves d'azote, y compris dans les effluents d'élevage, le sol et les plantes (par exemple, en favorisant l'absorption de l'azote par les plantes). Des protocoles internationaux sont nécessaires pour établir ces bilans azote ; les quantités d'intrants et d'extrants azotés doivent être enregistrées de manière uniforme afin de permettre des comparaisons équitables entre les exploitations agricoles et les régions, et d'éviter les biais.

Figure III.1

Principe du bilan massique de l'azote pour les systèmes mixtes culture-élevage



Source : Modifié d'après Oenema et al. (2009).

Remarque : Le modèle du « tuyau percé » (d'après Firestone and Davidson, 1989) illustre les fuites du cycle de l'azote, et montre ce qu'il advient des intrants azotés. Qu'il s'agisse de productions animale ou végétale, les flux d'azote entrants et sortants (produits agricoles et pertes dans l'air et dans l'eau) sont interdépendants ; toute modification de l'un a des conséquences sur les autres, compte tenu également de la capacité de stockage du système. Le total des entrées doit correspondre au total des sorties, après correction des éventuelles variations des quantités stockées dans le système. Le concept est applicable à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation, de la région et de la planète pour tous les types d'exploitation (Oenema and others, 2009).

Principe 8 : l'adaptation des apports d'azote aux besoins des cultures (également appelée application équilibrée d'engrais) et des animaux d'élevage (sous forme de protéines) offre des possibilités de réduire simultanément toutes les formes de perte d'azote, ce qui peut parallèlement contribuer à améliorer les performances économiques

119. Par conséquent, l'accroissement de la productivité partielle des facteurs (définie comme la quantité d'azote produite par unité d'azote apportée) augmente l'efficacité de l'utilisation de l'azote et réduit toutes les formes de pertes d'azote. Cela découle directement de la loi de conservation de la masse susmentionnée. En outre, la loi des rendements décroissants doit être prise en compte lors de l'adaptation des apports d'azote aux besoins des cultures ; l'augmentation de l'apport d'azote n'entraîne qu'une augmentation marginale du rendement des cultures et de l'absorption d'azote, tandis que les pertes d'azote ont tendance à augmenter de manière proportionnelle. Ces principes de base s'appliquent aux productions végétale et animale et à la production alimentaire en général.

Principe 9 : les variations spatiales de la vulnérabilité des terres agricoles aux pertes d'azote nécessitent la mise en œuvre de mesures spatiales de gestion de l'azote à l'échelon de la parcelle ou du paysage (y compris à l'aide de techniques et d'outils agricoles de précision)

120. Les terres agricoles sont souvent en pente et présentent des sols de nature hétérogène, et les conditions météorologiques sont variables et incertaines ; les conditions de croissance des cultures, les mécanismes d'apport d'azote par le sol et de perte de l'azote varient donc dans l'espace et le temps. La diversité de ces situations nécessite la mise en œuvre de techniques de gestion agricole adaptées aux conditions locales (telles que l'agriculture de précision, qui consiste à optimiser la gestion de chaque parcelle) et l'adoption de mesures de réduction des émissions spécifiques à chaque site. Ce principe est applicable à l'épandage des engrais organiques et minéraux (voir chap. V).

Principe 10 : les variations spatiales de la sensibilité des habitats naturels aux charges d'azote d'origine agricole soulignent la nécessité de mettre en œuvre des mesures de gestion de l'azote spécifiques aux sites et aux régions

121. Une approche source-mécanisme-récepteur peut contribuer à cibler des sources de pollution, des mécanismes responsables des pertes d'azote et des zones sensibles spécifiques. Cela est particulièrement vrai pour les habitats naturels vulnérables à l'azote situés dans des paysages agricoles caractérisés par la présence d'élevages intensifs ; ces derniers sont sans doute des sources majeures d'émissions de NH₃, tandis que les habitats naturels sont généralement très sensibles aux apports d'azote provenant des dépôts atmosphériques. Le même principe s'applique aux réservoirs d'eau potable ainsi qu'aux eaux côtières, aux lacs et cours d'eau non pollués, qui doivent bénéficier d'une protection spéciale. Ce principe sous-tend les avantages supplémentaires de la gestion de l'azote à l'échelle du paysage (voir chap. VI).

Principe 11 : la capacité du paysage à stocker l'azote et à en atténuer les effets dépend de sa structure. Cela signifie que les écosystèmes à forte capacité de stockage de l'azote (par exemple, les forêts et les terres agricoles non fertilisées) ont tendance à atténuer les effets des composés azotés émis dans l'atmosphère, ce qui diminue les transferts d'azote vers d'autres sites

122. Ce principe s'applique également aux bandes tampons non fertilisées et aux zones tampons riveraines des cours d'eau sensibles à l'azote. Les forêts et les terres agricoles non fertilisées sont des modes d'utilisation des terres qui permettent d'absorber et de recycler

(en les utilisant) les apports d'azote provenant des dépôts atmosphériques (par exemple, Dragosits and others, 2006 ; voir chap. VI). Les bordures et les zones de transition du paysage agricole offrent également un habitat à la biodiversité et aux organismes vulnérables tels que les pollinisateurs. Ainsi, les forêts, les grandes étendues de terres agricoles et d'autres éléments du paysage contribuent à absorber et à utiliser l'azote provenant des dépôts atmosphériques ou l'azote qui serait autrement entraîné par les écoulements d'eau latéraux du sol. Ce principe sous-tend la planification visant à renforcer la résilience globale du paysage ; par exemple, la création de zones boisées (dont la fonction est de capter l'azote) peut être mise en œuvre dans le cadre d'un ensemble de mesures destinées à protéger d'autres habitats (y compris d'autres zones boisées et écosystèmes pour lesquels les objectifs prioritaires de protection de la nature ont été convenus). Cependant, les sols forestiers subissant des dépôts d'azote chroniquement élevés peuvent passer de l'état de puits d'azote à celui de sources de pollution par l'azote réactif, par exemple, en émettant des NO_x (Luo and others, 2012 ; Medinets and others, 2019). Cela vaut également pour les bandes tampons et les zones tampons riveraines ; la capacité à utiliser ou stocker l'azote réactif ou à transformer l'azote réactif en N₂ peut varier dans le temps (chap. VI).

Principe 12 : afin de réduire le plus possible la pollution associée aux pertes d'azote, tous les facteurs qui déterminent, limitent ou réduisent la croissance des cultures doivent être traités simultanément et de manière équilibrée pour optimiser le rendement des cultures et l'efficacité de l'utilisation de l'azote

123. Le rendement des cultures, l'absorption de l'azote et l'efficacité de l'utilisation de l'azote dépendent :

- a) Des facteurs déterminant le rendement (type de culture, variété cultivée, climat) ;
- b) Des facteurs limitant le rendement (disponibilité de l'eau et des 14 nutriments essentiels, qualité du sol) ; et
- c) Des facteurs réduisant le rendement (concurrence des mauvaises herbes, incidence de ravageurs et de maladies, présence de sels très solubles ou de composés toxiques dans le sol, et pollution atmosphérique, par exemple, due à l'ozone (van Ittersum and Rabbinge, 1997)).

124. Selon la loi de l'optimum, l'effet de l'azote sur l'amélioration du rendement est maximal lorsque les niveaux de tous les facteurs définissant le rendement sont optimaux, et que les niveaux des facteurs limitants et réduisant le rendement sont minimaux (De Wit, 1992). Ce principe détermine l'importance des pertes d'azote dans l'environnement. Par conséquent, l'optimisation du rendement et de l'efficacité de l'utilisation de l'azote et la réduction des pertes d'azote en production agricole nécessitent une approche intégrée, qui repose sur :

- a) La sélection de variétés culturales à haut rendement, adaptées aux conditions climatiques et environnementales locales ;
- b) La préparation d'un lit de semence approprié avant le semis ou la plantation, et la disponibilité de ressources en eau et de tous les nutriments essentiels en quantité adéquate ; et
- c) Une lutte efficace contre les mauvaises herbes, les ravageurs, les maladies et la pollution.

125. En raison de la complexité des facteurs impliqués, l'optimisation du rendement reste un défi. Par exemple, les importants effets, bénéfiques comme négatifs, de la rotation des cultures sont encore mal compris. De nouvelles questions se posent, telles que la résistance aux pesticides, les espèces envahissantes, les changements climatiques, etc.

Principe 13 : afin de réduire le plus possible la pollution associée aux pertes d'azote, tous les facteurs qui déterminent, limitent ou réduisent la croissance et le bien-être des animaux doivent être traités simultanément et de manière équilibrée pour optimiser la production animale et l'efficacité de l'utilisation de l'azote, ce qui peut également réduire l'excrétion d'azote par unité produite

126. La production animale et la rétention d'azote dans les produits animaux dépendent :

- a) Des facteurs déterminant le rendement (espèces et races animales, climat) ;
- b) Des facteurs limitant le rendement (qualité de l'alimentation et disponibilité de l'eau et des 22 nutriments essentiels) ; et
- c) Des facteurs réduisant le rendement (maladies, fertilité, toxicité, pollution atmosphérique, par exemple, due à l'ammoniac, au H₂S ou à l'ozone).

127. Selon la loi de l'optimum, l'optimisation du rendement et de l'efficacité de l'utilisation de l'azote en production animale et la diminution des pertes d'azote nécessitent une approche intégrée, qui repose sur :

- a) La sélection d'espèces et de races animales adaptées aux conditions climatiques et environnementales locales ;
- b) La disponibilité de ressources en eau et d'aliments pour animaux de grande qualité et en quantité suffisante, une gestion de l'alimentation appropriée et une bonne conduite d'élevage ; et
- c) Une lutte efficace contre les maladies et la pollution ainsi qu'une surveillance sanitaire et de la reproduction adéquate, tenant compte des aspects relatifs au bien-être des animaux (McDonald and others, 2010 ; Suttle, 2010).

128. L'optimisation doit tenir compte de la phase de reproduction, y compris le nombre de lactations, les taux de conception, le poids à la naissance, etc. Ce principe et le précédent s'appliquent aussi aux systèmes mixtes culture-élevage.

Principe 14 : ralentir l'hydrolyse des ressources contenant de l'urée et de l'acide urique permet de réduire les émissions d'ammoniac

129. L'hydrolyse de ces ressources produit de l'ammoniac en solution, ce qui fait augmenter le pH. Le ralentissement de l'hydrolyse permet donc d'éviter les augmentations importantes de la concentration en ions ammonium et les fortes hausses de pH, ce qui peut également réduire les autres pertes d'azote en évitant les excédents temporaires d'azote. Ce principe sous-tend plusieurs mesures de gestion des effluents d'élevage et des engrais. Par exemple, la séparation immédiate de l'urine et des fèces permet de réduire les émissions de NH₃, car l'urine contient la plus grande partie de l'urée, alors que les fèces sont riches en uréase, enzyme qui transforme l'urée en CO₂ et NH₃. Ce même principe justifie de stocker la litière des volailles au sec pour limiter la formation de NH₃ par hydrolyse de l'acide urique. Il est possible d'ajouter des inhibiteurs d'uréase aux engrais à base d'urée pour diminuer les émissions de NH₃ et les autres pertes d'azote. Ces substances réduisent l'efficacité de l'uréase et ralentissent l'hydrolyse de l'urée (Bitmann and others, 2014).

Principe 15 : réduire l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium est essentiel pour réduire les émissions d'ammoniac

130. Ainsi, le fait de diminuer la surface d'émission des ressources riches et de les couvrir, d'abaisser le pH ($\leq 6,5$) et la température de ces ressources ainsi que la vitesse de circulation de l'air au-dessus de leur surface d'émission permet de réduire les émissions d'ammoniac. Toutes ces techniques de réduction des émissions doivent être mises en œuvre en tenant compte de l'ensemble des étapes de la chaîne de gestion des effluents d'élevage, afin de réduire au minimum les pertes, à un stade ultérieur de la chaîne, de l'azote retenu au niveau des étapes précédentes (Bittman and others, 2014).

Principe 16 : ralentir la nitrification (oxydation biologique du NH_4^+ en NO_3^-) peut contribuer à diminuer les pertes d'azote et à augmenter l'efficacité de l'utilisation de l'azote

131. En raison de sa charge positive, l'ion ammonium NH_4^+ peut être retenu dans le sol (en fonction de la capacité d'échange cationique du sol). Cela signifie que l'ammonium est moins mobile et moins sensible aux pertes par lessivage et nitrification-dénitrification que les ions nitrates (NO_3^-), l'autre forme dominante d'azote dans le sol utilisée par les plantes. Par conséquent, favoriser des conditions qui ralentissent la nitrification (oxydation biologique du NH_4^+ en NO_3^-) peut contribuer à diminuer les pertes d'azote et à augmenter l'efficacité de l'utilisation de l'azote. Les inhibiteurs synthétiques de nitrification et les inhibiteurs biologiques de nitrification exsudés par les racines et les feuilles des plantes ralentissent la nitrification et permettent de conserver l'azote dans le système, accroissant ainsi l'efficacité de l'utilisation de l'azote. Cependant, les effets secondaires potentiels (à long terme) sur la santé des sols (y compris la communauté microbienne des sols) de ces stratégies doivent être pris en compte (Medinets and others, 2015 ; Lam and others, 2017 ; Coskun and others, 2017 ; Norton et Ouyang, 2019).

Principe 17 : certaines mesures visant à diminuer les émissions de N_2O peuvent également réduire les pertes de N_2 , les deux phénomènes étant liés aux processus de dénitrification

132. Inversement, des mesures visant à limiter les pertes de N_2 par dénitrification peuvent également réduire les émissions de N_2O . Les pertes d'azote sous forme de N_2O sont relativement faibles, mais le N_2O est un puissant gaz à effet de serre et contribue à la raréfaction de l'ozone stratosphérique (UNEP, 2013). Les émissions de N_2 associées à la nitrification-dénitrification représentent des pertes beaucoup plus importantes de ressources azotées, bien que ces émissions n'aient pas d'effet négatif direct sur l'environnement. Ainsi, les mesures visant à limiter conjointement les pertes de N_2O et de N_2 par nitrification-dénitrification peuvent simultanément contribuer à économiser les ressources en azote au sein du système.

Principe 18 : pour parvenir à des réductions majeures des émissions de N_2O d'origine agricole, il faut s'attacher à améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote dans l'ensemble du système agroalimentaire en mettant en œuvre toutes les mesures disponibles

133. Cela implique d'envisager des changements systémiques en ce qui concerne l'alimentation humaine et des animaux d'élevage ainsi que la gestion des engrais, des ressources biologiques d'azote et des flux d'azote recyclé. La nécessité d'un vaste changement systémique trouve son origine dans le fait que le potentiel de réduction des émissions de N_2O d'origine agricole offert par les mesures techniques spécifiques est modeste par rapport à l'ambition des objectifs de réduction en matière de lutte contre les changements climatiques et de protection de l'ozone stratosphérique (Oenema and others, 2013 ; UNEP, 2013 ; Cayuela and others, 2017 ; Thompson and others, 2019). Par ailleurs, mettre l'accent sur l'amélioration de l'efficacité du système dans son ensemble constitue une approche constructive qui met en évidence les retombées positives pour l'économie, l'environnement et la santé.

Principe 19 : les stratégies visant à limiter simultanément les pertes d'azote, de phosphore et autres nutriments liées à l'agriculture devraient offrir des avantages supplémentaires en matière de réduction des émissions et d'atténuation de leurs effets par rapport aux stratégies visant un seul nutriment, en raison du couplage entre les cycles des différents nutriments

134. Par exemple, les interactions entre l'azote et le phosphore ont une incidence sur l'efficacité de leur utilisation en production végétale et animale, ainsi que sur leurs impacts sur l'eutrophisation des eaux de surface. Le manque de phosphore limite l'absorption et l'utilisation de l'azote et du phosphore en production animale comme végétale, et peut réduire l'eutrophisation par l'azote dans les eaux de surface. Inversement, le manque

d'azote limite l'absorption et l'utilisation du phosphore en production animale comme végétale, et peut réduire l'eutrophisation par le phosphore dans les eaux de surface. Cependant, un excès d'azote et de phosphore diminue l'efficacité de leur utilisation, augmente considérablement le risque de pertes d'azote et de phosphore et exacerbe l'eutrophisation des eaux de surface. En outre, on estime que les pertes totales d'azote et de phosphore dépassent déjà les limites de ce que la planète peut supporter, ce qui montre qu'il est nécessaire de réduire considérablement ces pertes (Steffen and others, 2015 ; Springmann and others, 2018). Si ces points illustrent les raisons scientifiques qui motivent la gestion conjointe des cycles des nutriments (Sutton and others, 2013), il existe également des obstacles sociaux et politiques à surmonter, liés à l'élaboration de récits multisectoriels (air, eau, climat, etc.) et aux sensibilités sectorielles concernant la mobilisation du changement. Mettre l'accent sur l'azote permet une approche pragmatique qui met en évidence les liens entre les multiples menaces et les cycles des éléments, et accélère ainsi les progrès.

Principe 20 : les stratégies visant à optimiser simultanément l'utilisation de l'azote et de l'eau sont plus efficaces que les stratégies ciblant uniquement la fertilisation azotée ou l'irrigation, en particulier dans des conditions arides et semi-arides

135. Les interactions entre l'azote et l'eau ont une incidence sur l'efficacité de l'utilisation de l'azote et de l'eau en production agricole, ainsi que sur tous les mécanismes responsables des pertes d'azote (Quemada and Gabriel, 2016). Le manque d'eau limite l'absorption et l'utilisation de l'azote en production agricole, et peut réduire les pertes par lessivage et dénitrification en fonction des caractéristiques du sol ; il peut entraîner une accumulation de nitrates dans le sol. Les pluies et l'irrigation par aspersion peuvent réduire les pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac provenant des engrais à base d'urée et des effluents d'élevage appliqués sur les terres (Sanz-Cobena and others, 2011). Inversement, le manque d'azote limite l'efficacité de l'utilisation de l'eau en production végétale. La gestion conjointe de l'azote et de l'eau permet par ailleurs de stocker le fumier en toute sécurité en évitant le ruissellement et le lessivage. Cependant, un excès d'azote et d'eau diminue l'efficacité de leur utilisation et augmente considérablement le risque de pertes d'azote par lessivage, érosion et dénitrification. Un apport précis d'eau et d'azote par irrigation au goutte-à-goutte (fertigation) dans les régions semi-arides permet d'améliorer sensiblement et simultanément l'efficacité de l'utilisation de l'azote et de l'eau et de réduire au minimum les pertes d'azote. Par ailleurs, les rendements des cultures à l'échelle mondiale sont principalement limités par la disponibilité de l'eau et de l'azote (Mueller and others, 2012). Cela montre combien il est nécessaire d'adopter une approche intégrée tenant compte simultanément de la disponibilité de l'azote et de l'eau, en particulier dans les régions du monde où la production alimentaire est limitée par la disponibilité de ces deux éléments, et dont la production alimentaire doit augmenter pour répondre aux demandes d'une population croissante (Godfray and others, 2010). L'irrigation doit être menée judicieusement afin de préserver l'eau et d'éviter la salinisation des sols, en particulier sur les sols à texture fine.

Principe 21 : les stratégies visant à améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote dans la production végétale et à réduire les pertes d'azote des terres agricoles doivent tenir compte des possibles variations dans le temps de la teneur en carbone organique du sol et de la qualité du sol, ainsi que des incidences des stratégies de fixation du carbone dans le sol

136. Le rapport C/N dans la matière organique du sol varie approximativement de 10 à 15 (et dépasse 30 dans les sols organiques). La relative étroitesse de cette fourchette entraîne un certain nombre de conséquences. Premièrement, la séquestration du carbone dans le sol, qui vise à réduire les émissions de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère et à améliorer la qualité du sol, est liée à la séquestration de l'azote dans le sol. Si le rapport C/N diminue, ce qui se traduit par une accélération du cycle de l'azote dans le sol, les pertes d'azote (y compris les émissions directes et indirectes de N₂O) risquent d'augmenter, surtout lorsque l'absorption par les cultures est faible. Deuxièmement, pour pouvoir stocker du carbone organique dans le sol, il faut d'abord le produire. Si l'on peut y parvenir en augmentant la production végétale, les pratiques nécessaires à l'accroissement des apports de carbone au sol (sous forme de résidus de culture) risquent d'entraîner une réduction de

l'efficacité de l'utilisation de l'azote. Par exemple, la réalisation des objectifs de l'initiative « 4 pour 1 000 »¹³ permettrait de stocker dans le sol une quantité d'azote pratiquement équivalente à la consommation annuelle d'engrais azotés dans le monde (Van Groenigen and others, 2017). Les éventuelles interactions entre le carbone et l'azote du sol, la qualité du sol et l'efficacité de l'utilisation de l'azote doivent donc être prises en compte dans les stratégies de gestion intégrée de l'azote (Cassman, 1999). En outre, la protection de la matière organique du sol contre la dégradation due, par exemple, à un travail excessif du sol (extraction de l'azote) et à l'érosion doit être une priorité si l'on veut maintenir la productivité agricole, en particulier dans les régions dans lesquelles les apports d'azote sont faibles, telles que l'Afrique et l'Europe orientale (Boincean and Dent, 2019).

Principe 22 : les stratégies visant à réduire les émissions d'ammoniac provenant des effluents d'élevage grâce à une alimentation animale à faible teneur en protéines doivent tenir compte des effets possibles des manipulations du régime alimentaire sur les émissions de méthane entérique (CH₄) des ruminants

137. Les régimes alimentaires riches en protéines favorisent une excrétion d'azote relativement importante, et les effluents d'élevage qui en résultent présentent un potentiel élevé de pertes par volatilisation de l'ammoniac. À l'inverse, les régimes alimentaires à faible teneur en protéines favorisent une excrétion d'azote relativement faible, ce qui réduit le potentiel de pertes par volatilisation de l'ammoniac. Toutefois, la teneur en fibres de certains régimes pauvres en protéines peut être relativement élevée, ce qui favorise la production de CH₄ entérique chez les ruminants (Dalgaard and others, 2015). Le méthane est un puissant gaz à effet de serre et les ruminants sont l'une des principales sources mondiales d'émissions atmosphériques de CH₄. L'objectif est évidemment de définir les niveaux optimaux de protéines et de fibres dans l'alimentation des ruminants, afin de réduire au minimum les émissions de NH₃ et de CH₄ (Bittman and others, 2014 ; Hristov and others, 2019 ; Van Gastelen and others, 2019). Pour les ruminants en particulier, il est important de trouver un équilibre entre la dégradabilité des protéines (et éventuellement des tanins) d'une part et la quantité d'énergie apportée et son niveau de disponibilité d'autre part, cette énergie pouvant être fournie sous la forme d'une concentration élevée de sucre, qui peut également améliorer l'appétence et l'ingestion. Une teneur élevée en sucre peut améliorer l'ensilage et réduire ainsi les pertes par dégradation.

Principe 23 : le coût et l'efficacité des mesures visant à réduire les pertes d'azote doivent tenir compte des contraintes pratiques qui pèsent sur les exploitants agricoles et des possibilités qui leur sont offertes dans la région où est prévue la mise en œuvre

138. L'efficacité et les coûts doivent être examinés autant que possible en fonction de la situation concrète de l'exploitation agricole et, en particulier, en tenant compte en particulier de la taille de l'exploitation et des contraintes environnementales de base. Les pratiques de gestion doivent être testées dans les exploitations agricoles, et les bonnes pratiques doivent être partagées entre les agriculteurs. Les facteurs socioéconomiques, tels que le niveau d'éducation et la structure par âge de la population agricole, la disponibilité d'une main-d'œuvre qualifiée, l'accès à des conseils judicieux et au financement, sont importants. L'analyse coût-efficacité doit prendre en compte les obstacles à la mise en œuvre, ainsi que les effets secondaires des pratiques sur les autres formes de l'azote et les autres gaz à effet de serre afin de favoriser des retombées positives.

Principe 24 : l'échelon de l'exploitation agricole est souvent un niveau d'intégration essentiel s'agissant des décisions relatives à la réduction des émissions et à l'atténuation de leurs effets, et c'est à ce niveau que l'on doit évaluer les conséquences globales des mesures correspondantes

139. C'est à l'échelon de l'exploitation agricole que l'on peut évaluer correctement les interactions entre les différentes mesures et entre les pertes d'azote et les émissions de gaz à effet de serre (GES), en tenant compte notamment des interactions transfrontières, régionales et à l'échelle du paysage.

¹³ Voir www.4p1000.org/.

E. Outils pour l'élaboration d'approches de gestion intégrée de l'azote

140. La boîte à outils permettant d'élaborer des approches intégrées de la gestion de l'azote contient à la fois des outils applicables de manière uniforme et des outils plus spécifiques portant sur une seule dimension de l'intégration. Les outils communs importants sont les suivants :

- a) L'analyse des systèmes ;
- b) Le calcul du bilan azote ;
- c) Des modèles d'évaluation intégrée et des analyses coûts-avantages ;
- d) La gestion de la chaîne alimentaire ;
- e) Le dialogue et la communication entre les parties prenantes ; et
- f) Les meilleures pratiques de gestion.

141. Les outils généraux d'élaboration d'approches de gestion intégrée de l'azote sont brièvement présentés ci-dessous. Les mesures spécifiques sont abordées dans les chapitres IV à VI :

a) **L'analyse des systèmes** constitue le point de départ de l'élaboration des approches intégrées, car elle fournit les informations nécessaires à toutes les dimensions de l'intégration. L'analyse des systèmes permet de recenser et de quantifier les composantes, les processus, les flux, les acteurs, les interactions et les liens au sein des systèmes et entre eux. Elle fournit un outil pratique pour examiner les approches intégrées de la gestion de l'azote. En substance, l'analyse des systèmes repose sur l'idée que modifier une composante favorise la modification de toutes les composantes des systèmes. Ce type d'outils est particulièrement utile à l'interface science-politique-pratique ;

b) **Les bilans azote** permettent de comparer les entrées et les sorties d'azote de différents systèmes (par exemple, une ferme, un bassin versant, un pays) et des compartiments de ces systèmes. Les bilans d'azote sont un outil indispensable, car ils intègrent toutes les sources et formes d'azote pour des zones ou des composantes bien définies (Zhang and others, 2020). Ils permettent aussi de calculer la différence entre les entrées et les sorties. Le bilan de l'azote rend compte de la quantité d'azote stockée dans le système ou extraite de celui-ci, ainsi que des pertes d'azote dans l'environnement au sens large. Les bilans azote sont des outils de gestion robustes et faciles à comprendre pour les agriculteurs (Jarvis and others, 2011) et les décideurs. Ils sont utiles, car ils permettent de fixer des priorités en matière d'optimisation des intrants et de réduction des pertes involontaires, et servent également de base pour surveiller l'efficacité du système ou les excédents susceptibles d'être perdus sous forme de pollution. Les bilans d'azote sont des outils flexibles, mais ils nécessitent la mise en place de protocoles (tels que des valeurs par défaut appropriées pour les concentrations d'azote dans diverses matières) pour enregistrer les quantités d'intrants et d'extrants azotés de manière uniforme afin de permettre des comparaisons équitables entre les exploitations agricoles et les régions, et d'éviter les biais (Leip and others, 2011 ; UNECE, 2013) ;

c) **Les modèles d'évaluation intégrée** permettent de simuler les relations entre les émissions, la réduction des émissions, les impacts environnementaux et les avantages de l'atténuation de leurs effets, en tenant compte du rapport coûts-avantages et des objectifs fixés. Les modèles d'évaluation intégrée peuvent également analyser les effets possibles des réponses de la société (acteurs) grâce à l'analyse de scénarios. Le cadre Force motrice-Pression-État-Impact-Réponse (DPSIR) peut être utilisé comme point de départ pour analyser les relations de cause à effet de manière conceptuelle ; il établit un lien entre les forces motrices des changements environnementaux (par exemple, la croissance démographique, la croissance économique, l'évolution technologique), les pressions exercées sur l'environnement (par exemple, les émissions d'azote), l'état de l'environnement (par exemple, les concentrations d'azote dans l'air et dans les eaux, les dépôts d'azote sur les habitats naturels), les impacts (par exemple, sur la santé humaine, la biodiversité, la croissance économique, l'eutrophisation, les services écosystémiques) et les réponses de la société (par exemple, les mesures mises en œuvre, les changements de

comportement ; EEA, 1995). Parmi les exemples d'évaluations intégrées, on peut citer les examens du Protocole de Göteborg par l'Équipe spéciale des modèles d'évaluation intégrée (TFIAM/CIAM, 2007). L'analyse coûts-avantages va plus loin en exprimant les coûts et les avantages des mesures en termes monétaires (Hanley and Barbier, 2009 ; OECD, 2018). Il a été suggéré que l'évaluation stratégique environnementale (ESE) constituait également un outil utile. L'ESE est un processus systématique d'aide à la décision, qui vise à garantir que les aspects environnementaux sont effectivement pris en compte dans la planification des politiques et l'élaboration des programmes (Fischer, 2007 ; Ahmed and Sánchez-Triana, 2008). Le Protocole de la CEE relatif à l'évaluation stratégique environnementale contient des dispositions juridiquement contraignantes ;

d) **L'évaluation et la gestion de la chaîne alimentaire** portent sur la planification et la gestion des activités et des informations concernant les acteurs de l'ensemble de la chaîne de production et de consommation alimentaire, y compris les fournisseurs, les transformateurs, les détaillants, les entreprises de recyclage des déchets et les citoyens. En substance, la gestion de la chaîne alimentaire coordonne l'offre et la demande d'informations et d'activités au sein et entre tous les acteurs de la chaîne (Erisman and others, 2018). Les questions spécifiques qui se posent sont les suivantes :

- i) Comment faire en sorte que les consommateurs sachent reconnaître les aliments nutritifs et y aient accès, et qu'ils disposent d'informations sur les choix alimentaires durables ?
- ii) Comment les producteurs peuvent-ils satisfaire les demandes des consommateurs en matière, par exemple, de qualité, de méthodes de production et d'empreinte azote ?
- iii) Comment les coûts des mesures de réduction des émissions mises en œuvre par les producteurs sont-ils compensés pour les différents acteurs de la chaîne alimentaire ?
- iv) Comment réduire autant que possible les pertes et les gaspillages de nourriture et comment recycler tous les déchets de la chaîne alimentaire à des fins agricoles ? Cette forme de gestion de la chaîne est encore peu développée, sauf dans certains secteurs et chaînes de transformation des aliments.

e) **Le dialogue et la communication entre les parties prenantes** sont indispensables aux échanges de points de vue sur les questions de gestion de l'azote. Le dialogue entre les parties prenantes désigne l'interaction entre différents acteurs en vue d'aborder des problèmes spécifiques liés à des intérêts et des points de vue divergents sur la manière dont l'azote et d'autres ressources doivent être utilisés et gérés. La communication est à la fois un transfert d'informations et un moyen de sensibiliser toutes les parties prenantes concernées et de leur expliquer la signification, les objectifs, les cibles et les actions des approches intégrées de la gestion de l'azote. Il est important que la communication soit précise, car l'utilisation des termes « intégré » et « gestion » est souvent ambiguë, et il est fréquent que les objectifs et les actions requises manquent de clarté. La communication (et la formation) peut contribuer à la transparence des concepts clés et faciliter ainsi l'adoption d'objectifs et la mise en œuvre concrète des mesures convenues ;

f) **Les meilleures pratiques de gestion et les mesures de réduction des émissions et d'atténuation de leurs effets.** Le concept de meilleures pratiques de gestion recouvre les meilleures techniques disponibles (MTD) et les meilleures pratiques systémiques. Dans le cas de l'azote, les meilleures pratiques de gestion englobent un ensemble d'activités et de techniques fondées sur les principes de la gestion durable intégrée de l'azote susmentionnés. On peut définir les meilleures pratiques de gestion comme les pratiques de gestion qui se sont révélées en moyenne les plus performantes. Cela signifie que, lors de l'adoption et de la mise en place des meilleures pratiques de gestion, les parties concernées doivent d'abord se mettre d'accord sur les critères de performance pertinents et leur pondération. Par conséquent, les avis sur les meilleures pratiques de gestion sont partagés, car ils dépendent :

- i) Des objectifs (par exemple, réduction des pertes d'azote, amélioration du rendement, optimisation de l'efficacité de l'utilisation de l'azote ou de l'eau, coûts-avantages à l'échelle de l'exploitation, coûts-avantages pour la société) ;

- ii) Du type d'exploitation (par exemple, exploitation agricole, exploitation maraîchère, exploitation mixte, élevage) ;
- iii) Des conditions socioéconomiques (par exemple, l'accès aux marchés, aux connaissances et aux technologies) ; et
- iv) Des conditions environnementales (par exemple, le climat, le sol, l'hydrologie).

142. Compte tenu de cette complexité et des divergences d'opinions quant à ce qui constitue la « meilleure » approche ou le « meilleur » niveau d'ambition, les options proposées dans les chapitres IV à VI sont simplement appelées « mesures ». Ces mesures sont axées sur la réduction des émissions ou l'atténuation des effets néfastes, ou les deux.

F. Conclusions et recommandations

143. On peut tirer les conclusions suivantes concernant les principes de la gestion durable intégrée de l'azote :

a) L'objectif de la gestion durable intégrée de l'azote en agriculture est de réduire autant que possible les pertes d'azote dans l'environnement afin de protéger la santé humaine, les écosystèmes et le climat, tout en garantissant des productions animale et végétale suffisantes et une utilisation efficace de l'azote, notamment grâce à une fertilisation équilibrée et aux principes de l'économie circulaire. Les effets négatifs des pertes d'azote sur la santé humaine, les services écosystémiques, la biodiversité, l'eau et le climat doivent être pleinement pris en compte ;

b) Il est important de connaître les facteurs responsables des fuites du cycle de l'azote et les processus de transformation de l'azote, afin de comprendre comment l'intensification et la spécialisation régionale des systèmes agricoles affectent le cycle de l'azote. Cette compréhension est une condition préalable à l'élaboration de politiques efficaces de lutte contre la pollution par l'azote de l'air, des sols et de l'eau afin de protéger la santé humaine, le climat et la biodiversité ;

c) La loi de l'optimum, le modèle du « tuyau percé » (voir fig. III.1 ci-dessus) et la prise en compte des interactions entre l'azote et d'autres éléments sont des raisons essentielles de se concentrer sur la gestion intégrée de l'azote ;

d) Une approche intégrée et durable de la gestion de l'azote, basée sur une série de points clés du cycle et de la gestion de l'azote, constitue le socle de politiques efficaces de réduction des émissions d'azote et d'atténuation de leurs effets et de pratiques agricoles durables qui contribuent à stimuler une économie circulaire de l'azote naissante ;

e) Les approches intégrées de la gestion durable de l'azote font appel aux cinq dimensions de l'intégration (chap. III, sect. B). Il est possible d'associer ces dimensions ;

f) La gestion intégrée et durable de l'azote a recours aux cinq outils suivants, qui peuvent être combinés : l'analyse des systèmes ; les bilans azote ; les évaluations intégrées ; le dialogue et la communication entre les parties prenantes ; et les meilleures pratiques de gestion ;

g) Les mesures considérées comme faisant partie des meilleures pratiques de gestion visant à réduire les émissions et à en atténuer les effets sont basées sur les principes, dimensions et outils mentionnés ci-dessus. Les mesures sont souvent spécifiques à un site ou à une région et constituent donc un éventail d'options permettant de concevoir des ensembles de mesures cohérents.

144. On peut formuler les recommandations suivantes concernant les principes de la gestion durable intégrée de l'azote :

a) Les mesures de gestion durable intégrée de l'azote doivent être fondées sur les dimensions, les principes et les outils décrits dans le présent chapitre ;

b) La réalisation de bon nombre des objectifs de développement durable, notamment ceux liés à la santé humaine, à l'alimentation, à l'eau, au climat et à la biodiversité, nécessite une gestion durable intégrée de l'azote ;

c) Si les agriculteurs, qui sont les principaux gestionnaires de l'azote sur le terrain, récoltent certains des avantages générés par les mesures de réduction des émissions d'azote, ils supportent également une grande partie de leurs coûts ; il incombe aux acteurs de l'ensemble de la chaîne de production et de consommation alimentaire, y compris les décideurs et les citoyens, de parvenir à une gestion durable intégrée de l'azote, et d'assurer une rémunération équitable des gestionnaires de l'azote.

G. Références

- Ahmed, K. and Sánchez-Triana, E. (2008). *Strategic Environmental Assessment for Policies: An Instrument for Good Governance*. World Bank, Washington, DC, USA. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/6461>
- Alcamo, J. and others (2013). *Drawing Down N₂O to Protect Climate and the Ozone Layer*. A UNEP Synthesis Report (Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP)).
- Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M., Oenema, O., Sutton, M.A. (Eds). 2014. *Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh.
- Bleeker, A., Sutton, M., Winiwarter, W., Leip, A. 2013. *Economy-wide nitrogen balances and indicators: Concept and methodology*. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (Working Party on Environmental Information), ENV/EPOC/WPEI(2012)4/REV1. Paris, France.
- Boincean, B., and Dent, D. 2019. *Farming the Black Earth. Sustainable and Climate-Smart Management of Chernozem Soils*. Springer International Publishing. 226 p. doi:10.1007/978-3-030-22533-9.
- Bull, K., Hoft, R., Sutton, M.A. 2011. Coordinating European nitrogen policies between directives and international conventions. Chapter 25 in: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erismann, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, B. Grizzetti (Eds.), *The European Nitrogen Assessment* (pp. 585-601). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Butterbach-Bahl, K., Kiese, R., Liu, C. 2011. Measurements of Biosphere-Atmosphere Exchange of CH₄ in Terrestrial Ecosystems. *Methods in Enzymology* 495, 271–287. doi:10.1016/B978-0-12-386905-0.00018-8.
- Butterbach-Bahl, K. and others (2011b). Effect of reactive nitrogen on the European greenhouse balance, in *The European Nitrogen Assessment*, Sutton, M.A. and others, eds., Cambridge, Cambridge University Press.
- Cassman, K.G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy Science* 96, 5952–5959.
- Cayuela, M.L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Adams, D.C., Abalos, D., Barton, L., Ryals, R., Silver, W.L., Alfaro, M.A., Pappa, V.A., Smith, P., Garnier, J., Billen, G., Bouwman, L., Bondeau, A., Lassaletta, L. 2017. Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: emission factors based on a meta-analysis of available measurement data. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 238, 25–35, doi:10.1016/j.agee.2016.10.006
- Clark, W.C. and others (2016). Boundary work for sustainable development: Natural resource management at the Consultative Group on International Agricultural Research (CGIAR). *Proceedings of the National Academy Science* 113, 4615–4622.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., Likens, G.E. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* 323, 1014–1015.
- Coskun, D., Britto, D.T., Shi, W., Kronzucker, H.J. 2017. Nitrogen transformations in modern agriculture and the role of biological nitrification inhibition. *Nature Plants* 3, 17074. doi:10.1038/nplants.2017.74.
- Dalgaard, T., Olesen, J.E., Misselbrook, T., Gourley, C., Mathias, E., Helsdstab, J., Baklanov, A., Cordovil, C.M.d.S., Sutton, M.A. 2015. *Methane and Ammonia Air Pollution. Policy Brief prepared by the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. May 2015. <http://www.clrtap-tfrn.org/>

- De Boer, I.J.M. and van Ittersum, M.K (2018). Circularity in agricultural production. Wageningen Wageningen University and Research.
- De Wit, C.T. 1992. Resource Use Efficiency in Agriculture. *Agricultural Systems* 40, 125–151.
- Dragosits, U., Theobald, M.R., Place, C.J., ApSimon, H.M., Sutton, M.A. 2006. The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *J. Environ. Sci. and Policy* 9, 626–638.
- EC 2000. EU Water Framework Directive - integrated river basin management for Europe (WFD; 2000/60/EC)
http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html
- Erisman, J.W. and others (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, vol. 1, No. 10 (September), pp. 636–639.
- Erisman, W.J., Leach, A., Bleeker, A., Atwell, B., Cattaneo, L., Galloway, J. 2018. An integrated approach to a nitrogen use efficiency (NUE) indicator for the food production–consumption chain. *Sustainability* 10(4).
- European Environment Agency (1995). *Europe’s Environment: the Dobbris Assessment*, Copenhagen.
- European Environment Agency (2015). *The European environment — state and outlook. An integrated assessment of the European Environment*, Copenhagen. Available at www.eea.europa.eu/soer-2015.
- Firestone, M.K., and Davidson, E.A. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O., and Schimel, D.S. (Eds.) *Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere* (pp. 7–21). John Wiley and Sons, New York, USA.
- Fischer, T. B. 2007. *Theory and Practice of Strategic Environmental Assessment*. Earthscan, London, UK.
- Fowler, D. and others (2013). The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 368, No. 1621.
- Galloway, J. and others (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, vol. 53, No. 4 (April), pp. 341–356.
- Galloway, J. N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Vöosmarty, C.J. 2004. Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry* 70, 153–226.
- Galloway, J.N. and others (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, vol. 320, No. 5878 (May), pp. 889–892.
- Gerber, P.J. and others 2014. Nutrient use efficiency: a valuable approach to benchmark the sustainability of nutrient use in global livestock production? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 9–10, 122–130
- Godfray, H. C. J. and others (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, vol. 327, No. 5967 (February), pp. 812–818.
- Hanley, N., and Barbier, E.B. 2009. *Pricing Nature: Cost-benefit Analysis and Environmental Policy*. Edward Elgar Publishing limited, UK.
- Hatfield, J.L., and Follett, R.F. 2008. *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*. Elsevier, Academic Press.
- Herridge, D.F., Peoples, M.B., Boddey, R.M. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311, 1–18. doi:10.1007/s11104-008-9668-3.
- Hristov, A. N., Bannink, A., Crompton, L. A., Huhtanen, P., Kreuzer, M., McGee, M., Nozière, P., Reynolds, C. K., Bayat, A. R., Yáñez-Ruiz, D. R., Dijkstra, J., Kebreab, E.,

- Schwarm, A., Shingfield, K. J., Yu, Z. 2019. Nitrogen in ruminant nutrition: A review of measurement techniques. *Journal of Dairy Science* 102, 5811-5852.
- Jarvis, S., Hutchings, N., Brentrop, F., Olesen, J., Hoek, K. 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. Chapter 10 in: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, B. Grizzetti (Eds.), *The European Nitrogen Assessment* (pp. 211–228). Cambridge University Press, Cambridge, UK. doi:10.1017/CBO9780511976988.
- Jurgilevich, A., and others (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability*, vol. 8, No. 1 (January), art. No. 69.
- Ladha, J.K. and others (2016). Global nitrogen budgets in cereals: A 50-year assessment for maize, rice, and wheat production systems. *Scientific Reports*, vol. 6 (January), art. No. 19355.
- Lam, S., Suter, H., Mosier, A., Chen, D. 2017. Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂O emission: a double-edged sword? *Global Change Biology* 23 (2), 485–489. doi: 10.1111/gcb.13338.
- Lassaletta, L., and others (2014). Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, vol. 118, pp. 225–241.
- Leip, A., Achermann, B., Billen, G., Bleeker, A., Bouwman, A.F., Vries, W. De, Dragosits, U., Döring, U., Fennell, D., Geupel, M., Herolstab, J., Johnes, P., Christine, A., Gall, L., Monni, S., Nevečeřal, R., Prud, M., Reuter, H.I., Simpson, D., Seufert, G., Sutton, M.A., Aardenne, J. Van, Voß, M., Winiwarter, W. 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. Chapter 16 in: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, B. Grizzetti (Eds.), *The European Nitrogen Assessment* (pp. 345–376). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Luo, G. J., Brüggemann, N., Wolf, B., Gasche, R., Grote, R., Butterbach-Bahl, K. 2012. Decadal variability of soil CO₂, NO, N₂O, and CH₄ fluxes at the Höglwald Forest, Germany. *Biogeosciences* 9, 1741–1763, doi.org/10.5194/bg-9-1741-2012.
- Marschner, P. (2012). *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. Elsevier.
- McDonald, P., Edwards, R.A., Greenhalgh, J.F.D., Morgan, C.A., Sinclair, L.A., Wilkinson, R.G. 2010. *Animal Nutrition*. Seventh Edition. Prentice Hall, Pearson, Harlow, England. 714 pp.
- Medinets, S., Skiba, U., Rennenberg, H., Butterbach-Bahl, K. (2015). A review of soil NO transformation: Associated processes and possible physiological significance on organisms. *Soil Biology and Biochemistry* 80, 92–117.
- Medinets, S., Gasche, R., Kiese, R., Rennenberg, H., Butterbach-Bahl, K. 2019. Seasonal dynamics and profiles of soil NO concentrations in a temperate forest. *Plant Soil* 445, 335–348. doi.org/10.1007/s11104-019-04305-5.
- Mueller, N.D., Gerber, J.S., Johnston, M., Ray, D.K., Ramankutty, N., Foley, J.A. 2012. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature* 490, 254–257. A Corrigendum to this article was published 2013 in *Nature* 494, 390–390. doi:10.1038/nature11907.
- Norton, J., and Ouyang, Y. 2019. Controls and adaptive management of nitrification in agricultural soils. *Front. Microbiol.* 10, 1931. doi.org/10.3389/fmicb.2019.01931
- OECD. 2018. *Cost-Benefit Analysis and the Environment. Further Developments and Policy Use*. OECD Publishing, Paris, France. doi.org/10.1787/9789264085169-en.
- Oenema, O., Witzke, H. P., Klimont, Z., Lesschen, J. P., Velthof, G. L. 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 280–288.
- Oenema, O., and others (2011a). Nitrogen in current European policies, in *The European Nitrogen Assessment; Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton, M.A. and others, eds. Cambridge, Cambridge University Press.

- Oenema, O. and others (2011b). Developing integrated approaches to nitrogen management, in *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, Sutton, M.A. and others, eds. (Cambridge, Cambridge University Press).
- Oenema, O., Ju, X., de Klein, C., Alfaro, M., del Prado, A., Lesschen, J.P., Zheng, X., Velthof, G., Ma, L., Gao, B., Kroeze, C., Sutton, M.A. 2013. Reducing emissions from agricultural sources. Chapter 4, in: Alcamo, J., Leonard, S.A., Ravishankara, A.R., Sutton, M.A. (Eds.), *Drawing Down N₂O to Protect Climate and the Ozone Layer. A UNEP Synthesis Report* (pp. 17–25). United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Oenema, O., Billen, G., Lassaletta, L., Brentrup, F., Lammel, J., Bascou, P., Dobermann, A., Erisman, J.W., Garnett, T., Hammel, M., Hanjotis, T., Hoxha, A., Jensen, L.S., Oleszek, W., Pallière, C., Powlson, D., Quemada, M., Sutton, M.A., Vallejo, A., Van Grinsven, H.J.M., Winiwarter, W. 2015. Nitrogen Use Efficiency (NUE) - an indicator for the utilization of nitrogen in food systems. (EU Nitrogen Expert Panel). Wageningen University, The Netherlands.
- Oita, A. (2016). Substantial nitrogen pollution embedded in international trade. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 3 (January), pp. 111–115.
- Quemada, M., and Gabriel, J.L. 2016. Approaches for increasing nitrogen and water use efficiency simultaneously. *Global Food Security* 9, 29–35. doi.org/10.1016/j.gfs.2016.05.004.
- Quemada, M., Lassaletta, L., Jensen, L.S., Godinot, O., Brentrup, F., Buckley, C., Foray, S., Hvid, S.K., Oenema, J., Richards, K.G., Oenema, O. 2020. Exploring nitrogen indicators of farm performance among farm types across several European case studies. *Agricultural Systems* 177, 102689.
- Sanz-Cobena, A, Misselbrook, T., Camp, V., Vallejo, A. 2011. Effect of water addition and the urease inhibitor NBPT on the abatement of ammonia emission from surface applied urea. *Atmospheric Environment* 45, 1517–1524. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.12.051.
- Schlesinger, W., and Bernhardt, E. 2013. *Biogeochemistry*. 3rd Edition. Elsevier, New York. doi:10.1016/B978-0-12-385874-0.09991-X.
- Smil, V. 2004. *Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production*. The MIT Press, Cambridge, MS, USA.
- Sparks, J.P., 2009. Ecological ramifications of the direct foliar uptake of nitrogen. *Oecologia* 159, 1–13.
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D’Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B.L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S.J., Herrero, M., Carlson, K.M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L.J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, H.C.J., Tilman, D., Rockström, J., Willett, W. 2018. Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature* 562, 519–525.
- Steffen, W. and others (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, vol. 347, No. 6223 (February).
- Suttle, N.F. 2010. *Mineral Nutrition of Livestock*, 4th Edition. CABI International.
- Sutton, M.A., Schjørring, J.K., Wyers G.P. (1995). Plant - atmosphere exchange of ammonia. *Philosophical Transactions of The Royal Society: Series A*, vol. 351, No. 1696 (May), pp. 261–278.
- Sutton, M.A. and others, eds. (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Sutton, M.A. and others (2013). *Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution*. Global Overview of Nutrient Management (Edinburgh, Centre of Ecology and Hydrology).
- Sutton, M.A. and others (2019). The Nitrogen Fix: From nitrogen cycle pollution to nitrogen circular economy, in *Frontiers 2018/19: Emerging Issues of Environmental Concern* (Nairobi, United Nations Environment Programme (UNEP)), pp. 52–65.

TFIAM/CIAM, 2007. Review of the Gothenburg Protocol. Report of the Task Force on Integrated Assessment Modelling and the Centre for Integrated Assessment Modelling, Report 1/2007. <https://www.pbl.nl/en/publications/ReviewoftheGothenburgProtocol>

Thompson, R.L., Lassaletta, L., Patra, P.K., Wilson, C., Wells, K.C., Gressent, A., Koffi, E.N., Chipperfield, M.P., Winiwarter, W., Davidson, E.A., Tian, H., Canadell, J.G. 2019. Acceleration of global N₂O emissions seen from two decades of atmospheric inversion. *Nature Climate Change* 9, 993–998.

Tuinstra, W., Hordijk, L., Kroeze, C. 2006. Moving boundaries in transboundary air pollution co-production of science and policy under the convention on long range transboundary air pollution. *Global Environ. Change* 16, 349–363. doi:10.1016/j.gloenvcha.2006.03.002.

UNECE 1999. The Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE 2013. Guidance document on national nitrogen budgets. ECE/EB.AIR/119. Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. (Drafted by the Expert Panel on Nitrogen Budgets of the Task Force on Reactive Nitrogen).

UNEP (2019). Colombo Declaration on Sustainable Nitrogen Management. Available at <https://papersmart.unon.org/resolution/sustainable-nitrogen-management> (Accessed 16 April 2020).

Van Gastelen, S., Dijkstra, J., Bannink, A. 2019. Are dietary strategies to mitigate enteric methane emission equally effective across dairy cattle, beef cattle, and sheep? *Journal of Dairy Science* 102, 6109–6130.

Van Groenigen, J.W., van Kessel, C., Hungate, B.A., Oenema, O., Powlson, D.S., van Groenigen, K.J. 2017. Sequestering soil organic carbon: a nitrogen dilemma. *Environmental Science and Technology* 51, 4738–4739.

Van Ittersum, M.K., and Rabbinge, R. 1997. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research* 52, 197–208.

Vitousek, P.M., and others (1997). Human alterations of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, vol. 7, No. 3 (August), pp. 737–750.

Westhoek H., Lesschen, J.P., Rood, T., Leip, A., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Pallière, C., Howard, C.M., Oenema O., Sutton, M.A. 2015. Nitrogen on the Table: The influence of food choices on nitrogen emissions and the European environment. (European Nitrogen Assessment Special Report on Nitrogen and Food). Centre for Ecology and Hydrology, UK. 67 pp.

Zhang, X., Davidson, E.A., Zou, T., Lassaletta, L., Quan, Z., Li, T., Zhang, W. 2020. Quantifying nutrient budgets for sustainable nutrient management. *Global Biogeochemical Cycles* 34 (3), e2018GB006060.

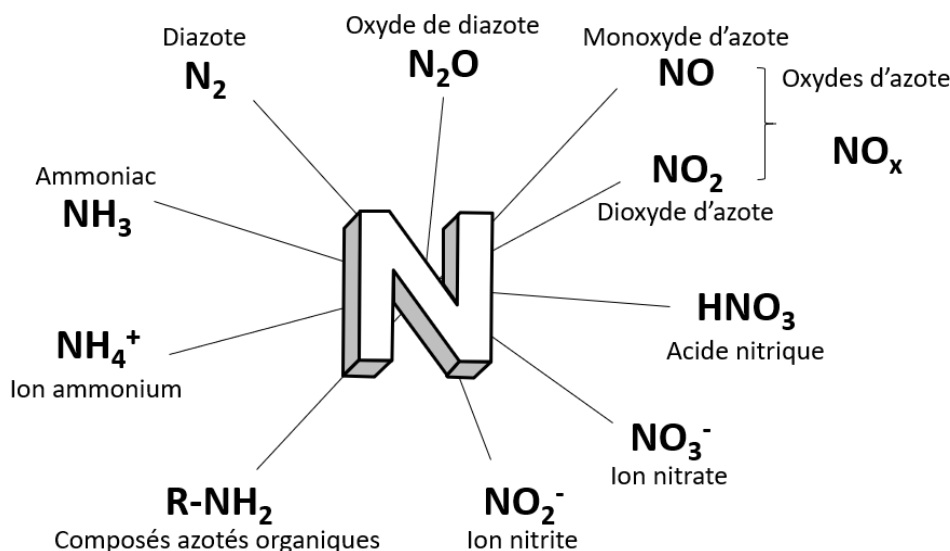
IV. Bâtiments d'élevage, stockage et traitement des effluents d'élevage

A. Introduction et contexte

145. L'azote (N) est présent sous différentes formes (voir fig. IV.1 ci-dessous), notamment le diazote atmosphérique (N_2) et une large gamme de composés azotés réactifs (N_r), dont toutes les formes actives d'un point de vue biologique, photochimique et radiatif. Les composés azotés réactifs englobent l'ammoniac (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+), le protoxyde d'azote (N_2O), l'oxyde d'azote (NO_x)¹⁴, le nitrite (NO_2^-), le nitrate (NO_3^-), l'acide nitrique (HNO_3) et un vaste éventail de composés azotés organiques ($R-NH_2$). Les formes réactives de l'azote sont à même de se propager en cascade dans l'environnement ; elles peuvent avoir un impact sous la forme de brouillards, de pluies acides, de perte de biodiversité, etc.¹⁵, et des effets sur le climat (Butterbach-Bahl and others, 2011b). La conception de mesures de réduction ou d'atténuation des émissions exige une bonne connaissance des processus intervenant dans la formation de l'azote et de tous les composés azotés et leurs émissions dans l'environnement, ainsi que des divers mécanismes atmosphériques et aquatiques responsables des pertes d'azote.

Figure IV.1

Principales formes d'azote présentes dans l'environnement



Source : La figure a été créée pour le présent document.

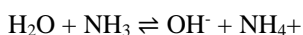
Remarque : L'ensemble des formes de l'azote, à l'exception de N_2 , est généralement appelé azote réactif (N_r).

¹⁴ Voir note 2.

¹⁵ Voir www.n-print.org/node/5.

Ammoniac

146. Les mécanismes de formation de l'ammoniac et les facteurs influents sont bien connus. La dégradation d'une substance organique contenant de l'azote entraîne la formation d'ammonium. Un certain équilibre se crée entre l'ammonium et l'ammoniac. Le taux d'ammoniac converti en ion ammonium dépend du pH de la solution. Si le pH est bas, l'équilibre se déplace vers la droite : le nombre de molécules d'ammoniac converties en ions d'ammonium augmente. Si le pH est élevé, l'équilibre se déplace vers la gauche : les ions hydroxydes captent des protons de l'ion ammonium, générant ainsi de l'ammoniac. Voir l'équation suivante :



147. La volatilisation de l'ammoniac est contrôlée par la différence de pression partielle de NH_3 entre la solution du sol et l'atmosphère. De fortes concentrations d'ammoniac dans la solution et de faibles concentrations d'ammoniac dans l'atmosphère environnante intensifient les émissions d'ammoniac. Selon la loi de Henry, les émissions d'ammoniac dépendent également de la température, une hausse des températures provoquant une intensification des émissions (voir fig. IV.2 ci-dessous). Denmead *et al.* (1982) énoncent l'équation suivante :

$$\text{NH}_{3(\text{solution})} = (\text{NH}_{3(\text{solution})} + \text{NH}_{4^+(\text{solution})}) / (1 + 100.09018 + (2729.92/T) - \text{pH})$$

dans laquelle

$\text{NH}_{3(\text{solution})}$ = Concentration d'ammoniac dans la solution

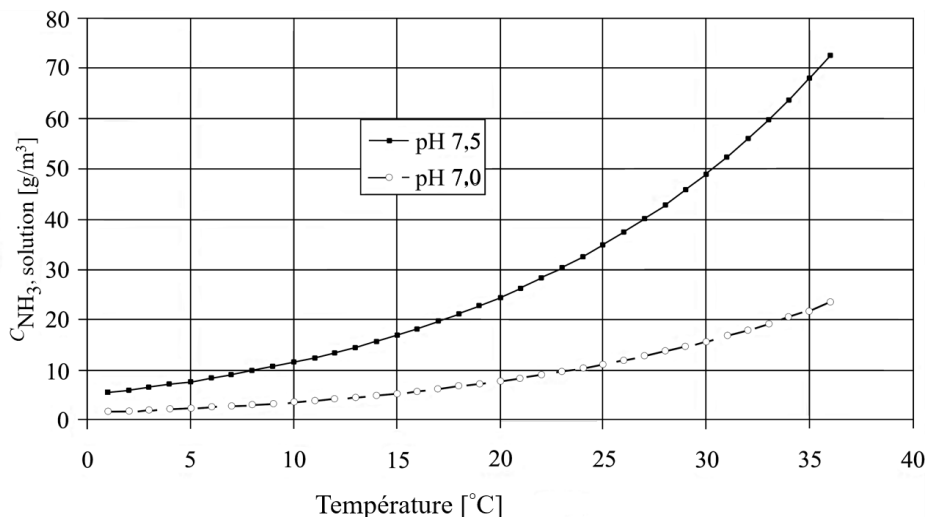
$\text{NH}_{3(\text{solution})} + \text{NH}_{4^+(\text{solution})}$ = Somme de l'ammoniac et de l'ammonium dans la solution

T = Température dans la solution [K]

pH = Valeur de pH dans la solution

Figure IV.2

Concentration de NH_3 dans la solution en fonction de la température pour un pH 7,0 et un pH 7,5, avec une valeur constante de NH_4^+ dans la solution



Source : D'après Denmead *et al.* (1982).

148. Les émissions d'ammoniac engendrées par les bâtiments d'élevage, le stockage et le traitement des effluents d'élevage résultent de la dégradation de l'urée par l'uréase, une enzyme omniprésente qui provoque la formation d'ammonium. L'urée est principalement excrétée dans l'urine et, après hydrolyse, elle est davantage source de pertes d'ammoniac que l'azote organique excrété dans les fèces. Les volailles excrètent principalement l'azote sous forme d'acide urique dont l'hydrolyse, comme celle de l'urée, produit de l'ammoniac. Lorsqu'il est possible de sécher les déjections (par exemple, les fientes de volailles), les stratégies peuvent se concentrer sur la réduction du taux d'hydrolyse de l'acide urique et de l'urée. Après formation de l'azote ammoniacal (la somme de $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), les stratégies

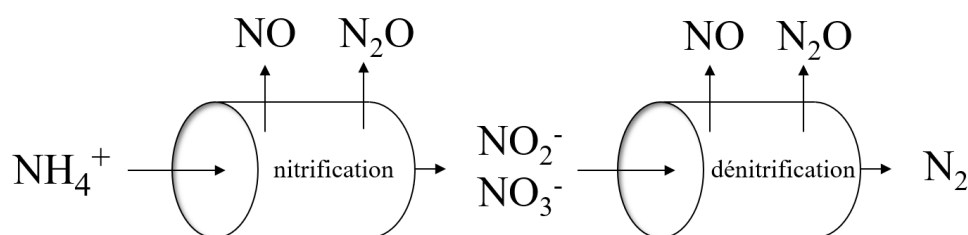
relatives aux bâtiments d'élevage et à la gestion des effluents d'élevage consistent à éviter sa volatilisation dans l'atmosphère, par exemple, en réduisant l'accès à l'air, en diminuant le pH ou en rafraichissant la surface du fumier (cf. fig. IV.2 ci-dessus).

Protoxyde d'azote et diazote

149. Le protoxyde d'azote (N_2O), les oxydes d'azote (NO_x) et le diazote (N_2) sont produits dans l'environnement lors de processus de nitrification et de dénitrification. Le modèle de « fuite » développé par Firestone et Davidson (1989) illustre les pertes de N_2O et de NO_x sous la forme de flux de fuite pendant la nitrification et la dénitrification (fig. IV.3).

Figure IV.3

Modèle de fuite pour les pertes d'oxyde de N_2O et de NO_x pendant la nitrification et la dénitrification



Source : D'après Firestone et Davidson (1989).

150. La nitrification est le processus biologique d'oxydation de l'ammonium, transformant celui-ci en nitrite, puis en nitrate. Elle intervient exclusivement en milieu aérobie. Les bactéries nitrifiantes autotrophes appartiennent au groupe très répandu des *Nitrosomonas*, *Nitrospira* et *Nitrobacter* qui se développent sur le dioxyde de carbone (CO_2), l'oxygène (O_2) et l'ammonium (NH_4^+). La disponibilité de l'ammonium est généralement le facteur limitant, sachant que le CO_2 et l' O_2 sont abondants. Un pH bas, un manque de phosphore (P) et des températures inférieures à $5^\circ C$ ou supérieures à $40^\circ C$ entraînent une réduction des activités de nitrification. Une teneur en eau d'environ 60 % de la capacité de rétention d'eau du sol est optimale pour le processus de nitrification.

151. Avec un pH bas, la nitrification est réalisée par des bactéries et des champignons. Contrairement aux nitrificateurs autotrophes, ces bactéries et champignons ont besoin de carbone organique comme source d'énergie. Leur taux de croissance est beaucoup plus faible que celui des nitrificateurs autotrophes, mais un développement global important peut néanmoins intervenir car les espèces ayant la capacité de nitrification hétérotrophe sont plus nombreuses. La production de N_2O pendant la nitrification est d'environ 1 %, celle de NO_x varie entre 1 et 4 % des intrants d'azote (Butterbach-Bahl and others, 2011a).

152. La dénitrification réduit le nitrate (NO_3^-) en nitrite (NO_2^-), en oxyde d'azote (NO_x), en oxyde de diazote (N_2O) ou en diazote (N_2) lorsque l'oxygène est rare. Les NO_3^- , NO_x et N_2O servent d'accepteurs d'électrons alternatifs en l'absence d'oxygène, la dénitrification se produisant ainsi exclusivement dans des conditions strictes d'anaérobiose. Le diazote moléculaire est le produit ultime de la chaîne de réaction de dénitrification et le seul processus biologique capable de transformer l'azote réactif en N_2 moléculaire non réactif. Les bactéries dénitrifiantes sont hétérotrophes et anaérobies facultatives. Cela signifie qu'elles utilisent l' O_2 comme accepteur d'électrons et passent à d'autres accepteurs d'électrons (NO_3^- , NO_x et N_2O) lorsque l'oxygène vient à manquer. Les bactéries dénitrifiantes sont très répandues et présentent une grande biodiversité.

153. Les facteurs déterminants de la dénitrification ont fait l'objet de nombreuses études, principalement en laboratoire. Les différents facteurs d'influence sont liés par des interactions complexes, rendant difficile toute prévision des émissions de N_2O dans le temps et l'espace dans des conditions réelles.

154. La dénitrification est principalement régie par la disponibilité en oxygène. Le processus démarre lorsque la concentration d'O₂ passe sous la barre des 5 % (par exemple, Hutchinson and Davidson, 1993). Ce peut être le cas de sols peu aérés (notamment les sols à forte teneur en eau, dont plus de 80 % de l'espace poreux est rempli d'eau), mais aussi de sols où un renouvellement biologique intense provoque un déficit d'oxygène. Les sources de carbone (C) facilement dégradables et les concentrations élevées de nitrates favorisent également la dénitrification, alors qu'une température basse et un pH faible en réduisent l'activité.

155. La relation entre la formation de N₂ et de N₂O est principalement régie par le lien entre l'accepteur d'électrons et l'agent réducteur, et par la concentration en oxygène (O₂) dans le substrat. Le diazote n'est formé que dans des conditions strictement anaérobies et un large ratio C/NO₃. Les fortes concentrations de nitrate intensifient la production d'oxyde de diazote. Dans la pratique, ces différences ont des effets sur les pertes d'azote provenant des bâtiments d'élevage et du stockage des effluents, en fonction de la quantité d'oxygène et de carbone présents dans les différents systèmes.

Lessivage et ruissellement des nitrates et autres éléments azotés

156. La pollution diffuse des eaux souterraines et de surface par l'azote (et le phosphore) s'avère problématique dans de nombreuses régions du monde, en particulier dans les zones de production animale. Les effluents d'élevage contiennent des quantités importantes de matières organiques, azote et phosphore, qui, si elles sont gérées de manière inappropriée, peuvent se traduire par des pertes dans les bâtiments d'élevage, au cours du stockage des effluents ou après épandage dans les champs.

157. Les pertes d'azote et de matières organiques dans les aquifères se produisent principalement par infiltration dans le sol ou par ruissellement de surface lorsque la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol est dépassée. Les émissions de sources ponctuelles peuvent également s'avérer dommageables pour les environnements locaux, par exemple, les fuites des installations de stockage du lisier. Dans les eaux de surface, ces pertes provoquent l'eutrophisation et la prolifération d'algues, et dans les zones tributaires des eaux souterraines, les concentrations élevées de nitrates peuvent mettre en danger la qualité de l'eau potable. À ce titre, l'Union européenne a fixé comme limite une concentration de nitrate (NO₃⁻) de 50 mg/litre (voir la directive du Conseil de l'Union européenne relative à l'eau potable)¹⁶. Une fois lixivié dans les eaux de surface, cet azote peut également devenir source d'émissions de protoxyde d'azote, un puissant gaz à effet de serre. En outre, la perte significative de ressources en azote représente un coût économique non négligeable pour l'agriculteur, sachant par ailleurs que la production d'engrais azotés nécessite des quantités considérables d'énergie fossile et contribue de ce fait au réchauffement de la planète et à d'autres émissions polluantes. La gestion et l'utilisation appropriées des effluents d'élevage sont donc essentielles pour réduire au minimum le lessivage des nutriments et l'impact de l'agriculture sur l'environnement.

Prise en compte des flux d'azote

158. Les mesures de réduction des pertes d'azote relatives à l'alimentation, aux bâtiments d'élevage et au traitement des effluents sont à considérer en liaison avec d'autres mesures décrites dans le présent document d'orientation. La gestion des effluents d'élevage est un continuum allant de l'excrétion par les animaux jusqu'à l'épandage, en passant par le stockage et le traitement (Chadwick and others, 2011), dont chaque étape est une source potentielle de déperdition d'azote, de carbone et de phosphore. Pour évaluer les émissions d'ammoniac de ce continuum, Webb et Misselbrook (2004) ont adopté une approche de « flux massique » permettant de prendre en compte les effets des mesures de réduction des émissions et de préservation de l'azote des effluents d'élevage à un stade donné, lorsque les effluents passent à l'étape suivante du continuum. D'autres pertes d'azote gazeux, notamment de N₂O, de NO_x et de N₂, peuvent également être évaluées en utilisant une approche de flux massique d'une manière similaire à celle de Dämmgen et Hutchings

¹⁶ Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Journal officiel des Communautés européennes L 330 (1998), p. 32 à 54.

(2008). L'intérêt d'une telle approche du système dans sa globalité réside dans le fait que les effets des mesures de réduction mises en œuvre à un stade donné sont pris en compte dans les stades ultérieurs (Sommer and others, 2009 ; 2013), y compris les pertes d'azote dans l'eau, par lixiviation et ruissellement.

B. Approche adoptée pour décrire les mesures de réduction

159. Les sections suivantes présentent les principales pratiques de gestion et mesures de réduction ou d'atténuation qui influenceront sur l'utilisation de l'azote et les pertes liées aux bâtiments d'élevage, au stockage et au traitement des effluents d'élevage. Certaines mesures diminueront les pertes de toutes les formes d'azote, tandis que d'autres auront une incidence sur un seul des mécanismes responsables des pertes d'azote et un impact minime, voire nul, sur les autres. La mise en œuvre combinée de certains ensembles de mesures peut permettre d'améliorer encore la réduction.

160. La description de chaque mesure est suivie d'un tableau (voir tableaux IV.1 à IV.23 et IV.25 à IV.40 ci-dessous) résumant, pour la perte de chaque forme d'azote, la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre (sur la base de l'approche adoptée dans le document ECE/EB.AIR/120 ; Bittman and others, 2014)¹⁷, et l'ampleur de l'effet de chaque mesure. La volatilisation de l'ammoniac (NH₃), les pertes de N₂O, NO_x et N₂, les déperditions par ruissellement et lixiviation sous forme de NO₃⁻, ainsi que les pertes totales globales d'azote sont étayées par des avis d'experts.

161. Lorsqu'une mesure est censée provoquer une hausse des pertes d'une forme spécifique d'azote, elle est, par définition, classée dans la catégorie 3 pour cette forme d'azote. L'ampleur de l'effet peut être considérée comme une indication de « l'efficacité » de la mesure, sans préjuger de son applicabilité dans différents contextes. Si une clarification est requise, l'ampleur de l'effet d'une mesure est décrite comparativement à un système de référence qui sera précisé. À titre d'exemple, dans le cas des bâtiments d'élevage, cela comprend une alimentation *ad libitum*, ainsi qu'un lieu de stockage des effluents dénué d'aire étanche et de couvercle. Quelques régions de la CEE interdisent l'utilisation de certains systèmes de référence, par exemple, en raison des niveaux de pollution associés.

C. Alimentation du bétail

162. La teneur en protéines brutes et la composition de l'alimentation animale sont les principaux facteurs influant sur l'excrétion urinaire. Les protéines brutes excédentaires par rapport aux besoins de l'animal sont éliminées et peuvent facilement être perdues dans la chaîne de gestion des effluents d'élevage. L'adaptation de la teneur en protéines brutes de l'alimentation aux besoins réels des animaux est donc la première mesure à prendre, et la plus efficace, pour atténuer les émissions d'azote. Cette mesure réduit les pertes de toutes les formes d'azote (voir fig. II.1 ci-dessus) car elle diminue la quantité d'azote excrétée. Du fait de la grande variation naturelle dans l'efficacité d'utilisation de l'azote (EUA) selon les animaux, une production ciblant une meilleure EUA peut également être une option.

163. La réduction de la dose de protéines brutes dans l'alimentation animale est l'un des moyens les plus rentables de réduire les émissions d'azote tout au long de la chaîne de gestion des effluents d'élevage. Pour chaque point de pourcentage (valeur absolue) de diminution de la teneur des produits fourragers en protéines, les émissions d'ammoniac 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 d'oxyde de diazote (N₂O) et améliore l'efficacité de l'utilisation de l'azote dans les élevages. Les arbitrages possibles avec les émissions de méthane (CH₄) provenant de la fermentation entérique n'ont pas encore fait l'objet d'études exhaustives et restent à

¹⁷ Voir chap. I, par. 16, du présent document pour une description des catégories CEE et du système de représentation de l'ampleur de l'effet.

évaluer. Cependant, l'utilisation efficace de l'azote est déterminante pour une production laitière respectueuse de l'environnement. 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.

164. L'alimentation faiblement protéinée convient le mieux aux animaux en étable. Elle est moins adaptée aux animaux en pacage car l'herbe à un stade de croissance physiologique jeune a une teneur relativement élevée en protéine dégradables. Il convient de noter que les herbages contenant des légumineuses (telles que le trèfle et la luzerne) ont également une teneur en protéines relativement forte, et peuvent de ce fait être source d'un excès d'azote dans l'alimentation du bétail. 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 modification des rations (par exemple, en recourant à des compléments faiblement protéinés).

1. Bovins laitiers et bovins de boucherie

Mesure n° 1 relative à l'alimentation : adaptation de l'apport en protéines (bovins laitiers et à viande)

165. La réduction de la teneur en protéines brutes de l'alimentation des ruminants est une stratégie efficace pour diminuer les pertes de NH₃ et plus généralement d'azote. Les lignes directrices suivantes sont applicables :

a) La teneur moyenne en protéines brutes de l'alimentation des bovins laitiers ne doit pas dépasser 15 à 16 % de la matière sèche (Broderick, 2003 ; Swensson, 2003). Pour les animaux de boucherie de plus de 6 mois, cette proportion peut être ramenée à 12 % ;

b) L'alimentation modulée peut être appliquée de manière à réduire progressivement la teneur en protéines brutes de l'alimentation des vaches laitières de 16 % de matière sèche juste avant la mise bas et au début de la lactation à moins de 14 % en fin de lactation et pendant la plus grande partie de la période sèche ;

c) L'alimentation modulée est également applicable au bétail de boucherie de manière à ramener progressivement la teneur en protéines brutes de 16 % à 12 % de matière sèche. Des informations complémentaires et les coûts associés figurent dans l'évaluation des coûts de l'Équipe spéciale de l'azote réactif (chap. 3.4, *Low nitrogen feeding strategies in dairy cattle*, dans Reis and others, 2015).

166. Sur un plan général, l'augmentation du rapport énergie/protéines de la ration en donnant aux animaux de l'herbe moins jeune (couvert prairial plus haut) ou des céréales fourragères en andains et/ou en complétant l'herbe par des aliments à haute valeur énergétique (par exemple, du maïs d'ensilage) est une stratégie éprouvée pour réduire la teneur en protéines brutes. 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 végétaux très énergétiques sont difficiles à cultiver (par exemple, les climats chauds) et que par conséquent il faut les acheter. De ce fait, l'utilisation intégrale de la production herbacée ne serait plus garantie. En l'absence d'autres mesures, une telle stratégie risque également d'accroître les émissions de méthane.

167. Dans beaucoup de régions du monde, l'élevage se fait totalement ou partiellement en pâturage. 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 pour les protéines brutes, compte tenu de la forte teneur en ces protéines de l'herbe provenant de prairies cultivées. Pour l'herbe fraîche au stade du pâturage (2 000-2 500 kg de matière sèche/ha), cette teneur est souvent de l'ordre de 18 à 20 % (voire davantage, notamment en présence de légumineuses), alors que la teneur en protéines brutes des graminées ensilées est généralement comprise entre 16 et 18 % et celle du foin entre 12 et 15 % (par exemple, Whitehead, 2000). Par contraste, le maïs ensilé ne contient que de 7 à 8 % de protéines brutes. Ainsi, l'alimentation herbagère contient souvent un excédent de protéines et l'excrétion fortement azotée qui en résulte dépend grandement de la proportion de graminées, d'ensilage d'herbe et de foin dans la ration alimentaire ainsi que de la teneur protéinique de ces aliments. L'excédent de protéines ainsi que les excréments azotés et les

pertes de NH₃ qui en découlent sont les plus élevés avec des rations d'été composées uniquement de graminées jeunes et intensément fertilisées ou d'un mélange graminées-légumineuses.

168. L'urine du bétail en pacage s'infiltré généralement dans le sol avant d'avoir pu se décharger de quantités notables d'ammoniac. Cela signifie que les émissions de NH₃ par animal sont réduites en allongeant les périodes de pacage par rapport au temps passé à l'étable, où les déjections sont collectées, stockées et épandues sur le sol. Il convient de noter que le pacage risque d'augmenter d'autres émissions d'azote (par exemple, celles de diazote (N₂O) ou le lessivage des nitrates). En raison de l'effet net et bien quantifié sur les émissions d'ammoniac NH₃, la prolongation de la période où les bêtes sont au pâturage 24 heures sur 24 peut néanmoins être considérée comme une stratégie de réduction des émissions (voir chap. III, mesure n° 18 relative à l'épandage).

Tableau IV.1

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 1 relative à l'alimentation

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	1	3 ^a	1	2	1-2
Ampleur de l'effet	↓↓	~ ↓↓	? ^a	↓↓	↓↓	↓↓↓ ^b

^a Cette mesure devrait permettre de réduire les émissions de NO_x, sachant que des données expérimentales restent nécessaires pour en faire la démonstration.

^b Cette mesure diminuant les apports totaux d'azote, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N₂.

Mesure n° 2 relative à l'alimentation : augmentation de la productivité (bovins laitiers et à viande)

169. Sur un plan général, l'augmentation de la productivité des bovins laitiers en termes de lait ou de viande peut permettre de réduire les émissions par unité de production animale. L'optimisation de la productivité se traduira également par une baisse des émissions de méthane entérique. Cela étant, la productivité optimale varie selon la race et la région et doit tenir compte du fait que les ruminants ne peuvent supporter qu'une certaine quantité de concentrés et qu'ils ont besoin de suffisamment de fourrage grossier dans leur alimentation pour rester en bonne santé.

Tableau IV.2

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 2 relative à l'alimentation

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	2	3 ^a	2	2	2
Ampleur de l'effet	↓	~ - ↓	? ^a	-	↓	↓↓ ^b

^a Cette mesure devrait permettre de réduire les émissions de NO_x, sachant que des données expérimentales restent nécessaires pour en faire la démonstration.

^b Cette mesure diminuant les apports totaux d'azote, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N₂.

Mesure n° 3 relative à l'alimentation : augmentation de la longévité (bovins laitiers)

170. Augmenter la production annuelle de lait et le nombre de cycles de production de lait permet d'accroître la productivité. L'optimisation de l'alimentation et des bâtiments d'élevage permet d'augmenter la longévité des bovins laitiers et donc de diminuer leur taux de renouvellement. La prévention des maladies endémiques et la réduction du gain génétique par une sélection ciblée peuvent également se révéler utiles.

Tableau IV.3

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 3 relative à l'alimentation

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	2	3 ^a	2	2	2
Ampleur de l'effet	↓	~ - ↓	? ^a	-	↓	↓ ^b

^a Cette mesure devrait permettre de réduire les émissions de NO_x , sachant que des données expérimentales restent nécessaires pour en faire la démonstration.

^b Cette mesure diminuant les apports totaux d'azote, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_f et de N_2 .

2. Porcins**Mesure n° 4 relative à l'alimentation : adaptation de l'apport en protéines (porcins)**

171. Les mesures relatives à l'alimentation des porcins comprennent la modulation de l'alimentation, 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. 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.

172. 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, qui limitent typiquement les acides aminés et sont insuffisants dans les rations normales de céréales) ou ajout d'éléments nutritifs spéciaux, en puisant dans la meilleure information disponible sur « la protéine idéale » associée à des compléments alimentaires. Une analyse globale des systèmes porcins a été menée, comprenant une simulation des changements de la teneur en protéines brutes (Lassaletta and others, (2019). De plus amples informations et les coûts associés sont disponibles dans l'évaluation des coûts de l'Équipe spéciale de l'azote réactif (chap. 3.2, *Low nitrogen feeding strategies in pigs*, dans Reis and others, 2015).

173. Une réduction de 2 à 3 % de la proportion de protéines brutes dans l'alimentation est possible en fonction de la catégorie de production porcine et du point de départ effectif (Cahn and others, 1998). 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 NH_3 (Cahn and others, 1998). L'inclusion dans les rations alimentaires de résidus ou de déchets ménagers et industriels transformés assortie d'un contrôle du rapport énergie/protéine est une mesure complémentaire permettant d'atténuer la dépendance à l'égard des aliments pour animaux importés. Elle se traduit également par une diminution des émissions d'azote réactif en amont, liées à la production d'aliments pour animaux, et en aval, liées à la gestion des déchets (Lassaletta and others, 2019 ; zu Ermgassen and others, 2016).

Tableau IV.4

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 4 relative à l'alimentation

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	1	3 ^a	1	2	1
Ampleur de l'effet	↓↓	↓↓	? ^a	↓↓	↓↓	↓↓ ^b

^a Cette mesure devrait permettre de réduire les émissions de NO_x , sachant que des données expérimentales restent nécessaires pour en faire la démonstration.

^b Cette mesure diminuant les apports totaux d'azote, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_f et de N_2 .

3. Volailles

Mesure n° 5 relative à l'alimentation : adaptation de l'apport en protéines (volaille)

174. Le potentiel de réduction de l'excrétion d'azote en jouant sur l'alimentation est plus limité pour les volailles que pour les porcins, car le taux de conversion moyen des aliments est déjà élevé et la variabilité au sein d'un groupe d'animaux est plus grande. Une réduction de 1 à 2 % des protéines brutes peut être obtenue selon l'espèce et le point de départ effectif, et cette mesure a déjà fait ses preuves pour les volailles en croissance ou en finition. 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.

Tableau IV.5

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 5 relative à l'alimentation

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	1	3 ^a	1	2	1
Ampleur de l'effet	↓↓	↓↓	? ^a	↓↓	↓↓	↓↓ ^b

^a Cette mesure devrait permettre de réduire les émissions de NO_x , sachant que des données expérimentales restent nécessaires pour en faire la démonstration.

^b Cette mesure diminuant les apports totaux d'azote, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_f et de N_2 .

D. Bâtiments d'élevage

1. Bâtiments d'élevage pour bovins

175. Lorsque des mesures sont adoptées en vue de réduire les émissions provenant des bâtiments d'élevage des animaux de tout type, il est important de réduire au minimum les pertes d'azote conservé pendant la manutention des effluents d'élevage en aval, le stockage et l'épandage, afin de rentabiliser au maximum les méthodes de réduction.

176. Les modes de logement des bovins varient selon les pays de la région de la CEE. La stabulation libre est le système le plus courant mais dans certains pays les vaches laitières sont encore maintenues dans des stalles. Dans la stabulation libre, les effluents d'élevage sont recueillis, 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 variable, jusqu'à la 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. Par contre les recherches destinées à mesurer les émissions de NO_x , de N_2O et de N_2 dans les étables ont été bien moins nombreuses, de sorte que les recommandations devront dans certains cas être fondées sur des principes généraux et auront un caractère plus aléatoire que pour les émissions de NH_3 .

177. Les étables pour bovins sont généralement construites sur des plateformes en pierre ou en béton, excluant tout risque de lessivage direct des nitrates, à moins que ces aires soient fissurées par suite d'un entretien défaillant. Un ruissellement de composés azotés des étables peut se produire si les excréments accumulés ne sont pas correctement évacués vers les fosses de stockage (par exemple, en cas d'inondation).

178. Alors que les « aires en dur » (généralement des zones en béton adjacentes aux laiteries) constituent une source importante d'émissions d'ammoniac à l'extérieur des étables, dans certaines parties de la région de la CEE, les animaux sont maintenus dans des zones extérieures confinées (par exemple, des parcs d'engraissement), où le lessivage et le ruissellement d'azote réactif ainsi que les pertes d'azote gazeux peuvent être importants.

179. Les considérations en matière de bien-être des animaux aboutissent généralement à une extension de la zone de déplacement souillée par tête de bétail, à une plus forte ventilation et à une augmentation générale des émissions. Les modifications apportées à la conception des bâtiments pour répondre aux nouveaux règlements sur le bien-être animal dans certains pays (par exemple, le remplacement des stalles entravées par des logettes) vont augmenter les émissions de NH_3 , sauf à mettre en place en parallèle des mesures d'atténuation.

180. 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 de N_2O , NO_x et N_2 par suite de (dé)nitrification sont généralement plus fortes dans les systèmes à litière que dans les installations à lisier.

181. Alors que le fumier solide de litière peut produire moins de NH_3 que le lisier après avoir été répandu sur les champs (par exemple, Powell and others, 2008), le lisier offre davantage de possibilités d'utiliser des applicateurs pour réduire les émissions.

182. Les options de réduction des émissions pour les étables peuvent être classées en plusieurs catégories :

- a) Les systèmes de plancher et les technologies connexes (notamment les racleurs et les robots de nettoyage) ;
- b) Les systèmes à base de litière (utilisation de matières organiques de substitution) ;
- c) Les techniques de gestion du lisier au niveau de la fosse ;
- d) Les techniques de contrôle de la climatisation intérieure ;
- e) Les techniques de bout de chaîne (ventilation hybride + techniques d'épuration de l'air) et techniques de réduction ou d'atténuation des émissions de GES.

183. Plusieurs axes peuvent permettre d'optimiser davantage les techniques de réduction existantes et d'en développer de nouvelles. À cet égard, les techniques de réduction des émissions au niveau des bâtiments d'élevage devraient agir sur un ou plusieurs des facteurs clés importants et/ou des éléments moteurs du processus d'émission d'azote, notamment :

- a) La capacité de drainage du sol pour le transport direct de l'urine vers le stockage des effluents ;
- b) Le temps de résidence des sources ouvertes d'urine et d'effluents ;
- c) La surface d'émission des sources ouvertes d'urine et d'effluents ;
- d) L'activité de l'uréase dans les flaques d'urine ;
- e) Le pH et la température de l'urine et des effluents (voir mesures n^{os} 6 et 8 relatives aux bâtiments d'élevage) ;
- f) La température de l'air intérieur ;
- g) La vitesse de circulation de l'air sur les surfaces émettrices (flaques d'urine et surface du fumier dans la fosse) ;
- h) L'échange d'air entre l'espace de tête de la fosse et l'air intérieur ;
- i) L'évacuation de l'air intérieur)

Mesure n° 1 relative aux bâtiments d'élevage : séparation immédiate des urines et des fèces (bovins)

184. La séparation physique (c'est-à-dire leur conservation séparée) des matières fécales, qui contiennent de l'uréase, et de l'urine dans le bâtiment permet de réduire l'hydrolyse de l'urée et entraîne une diminution des émissions de NH_3 issues des bâtiments d'élevage et lors de l'épandage des effluents (Burton, 2007 ; Fangueiro and others, 2008a, 2008b ; Møller and others, 2007). L'acidification et l'alcalinisation de l'urine isolée à l'intérieur des locaux inhibent toutes deux de manière fiable l'hydrolyse de l'urée. La durée de la période d'inactivation peut être ajustée grâce à l'ajout bien dosé d'acide ou d'alcali (VDLUFA, 2019).

185. L'évaluation de la baisse des émissions de NH₃ due à l'utilisation de fumier solide, par opposition aux systèmes à base de lisier, et à la séparation solide-liquide doit tenir compte de toutes les étapes d'émission (bâtiments, stockage et épandage). Cette séparation solide-liquide offre par ailleurs un autre avantage lors de l'épandage : l'urine (contenant la majeure partie de l'azote ammoniacal disponible) s'infiltré plus facilement en raison de sa teneur en matière sèche inférieure à celle du lisier, d'où une diminution des émissions de NH₃. Pour sa part, le fumier solide ne s'infiltré pas, mais il est principalement constitué de formes organiques d'azote, beaucoup moins émettrices de NH₃. Les conséquences de la séparation solide-liquide sur les émissions de N₂O, NO_x, N₂ et sur la lixiviation des nitrates sont moins connues, mais cette opération ne devrait entraîner aucun effet négatif important.

Tableau IV.6

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 1 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3	3	3	3	2
Ampleur de l'effet	↓↓	?	?	?	?	↓

^a La séparation immédiate de l'urine et des fèces réduira considérablement les émissions de NH₃, à l'instar de l'allongement de la période de pâturage (catégorie 1). En revanche, la séparation ultérieure du lisier préalablement brassé est jugée moins efficace (catégorie 2) (cf. Bittman and others, 2014, par. 159).

Mesure n° 2 relative aux bâtiments d'élevage : nettoyage régulier du sol des bâtiments à l'aide de racleurs (bovins)

186. Le système du « plancher rainuré » dans les étables pour vaches laitières 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. Cela permet d'obtenir une surface de sol plus propre, à faible émission, dont les aspérités empêchent les animaux de glisser. Il est possible de réduire de 25 % à plus de 46 % les émissions de NH₃ par rapport au système de référence (Smits, 1998 ; Swierstra and others, 2001). Malgré l'absence de résultats de mesure, le système de plancher rainuré ne devrait en principe avoir que peu d'impact sur les autres pertes d'azote réactif et de N₂, puisqu'il vise essentiellement à réduire l'exposition immédiate à l'air des excréments riches en ammonium.

Tableau IV.7

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 2 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	1
Ampleur de l'effet	↓↓	- ^a	- ^a	- ^a	- ^a	↓

^a Bien que cette mesure ne diminue pas directement les autres pertes de N_r et de N₂, lorsque la réduction des émissions de NH₃ contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N₂.

Mesure n° 3 relative aux bâtiments d'élevage : nettoyage régulier du sol des bâtiments (bovins)

187. Le nettoyage en profondeur des aires de promenade des bâtiments abritant des vaches laitières, à l'aide de racleurs mécaniques ou de robots racleurs, peut permettre de réduire considérablement les émissions de NH₃. Le nettoyage automatique doit être effectué à intervalles réguliers (par exemple, toutes les heures) afin de tirer pleinement profit de la mesure.

Tableau IV.8

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 3 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	3	3	1
Ampleur de l'effet	↓	-	-	-	-	↓

Mesure n° 4 relative aux bâtiments d'élevage : évacuation régulière du lisier (bovins)

188. L'évacuation régulière du lisier se trouvant sous le caillebotis des bâtiments d'élevage vers un lieu de stockage extérieur permet de réduire considérablement les émissions de NH₃ en diminuant la surface d'émission et la température de stockage du lisier. Une baisse de cette température entraînera également une réduction des émissions de méthane (CH₄).

Tableau IV.9

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 4 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	½	3	3	3	3	½
Ampleur de l'effet	↓	-	-	-	-	↓

Mesure n° 5 relative aux bâtiments d'élevage : augmentation de la quantité de litière (bovins sur litière)

189. Les matériaux de la litière peuvent influencer sur l'émission de NH₃, N₂O, NO_x et N₂. 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 and Powell, 2005 ; Powell and others, 2008 ; Gilhespy and others, 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 des effluents d'élevage. Cette approche peut avoir des effets bénéfiques sur le bien-être des animaux.

Tableau IV.10

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 5 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2	3	3	3	1
Ampleur de l'effet	~/↓	~/↓	?	?	?	~/↓

Mesure n° 6 relative aux bâtiments d'élevage : climatisation des bâtiments d'élevage, afin d'abaisser la température intérieure et de limiter la circulation d'air (bovins)

190. 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 automatisée peut produire une réduction modérée des émissions de NH₃ (20 %) en diminuant la température (surtout en été) et la vitesse de circulation de l'air (Bram and others, 1997 ; Smits, 1998 ; Monteny, 2000). Dans la mesure où ces systèmes refroidissent les effluents d'élevage stockés, les émissions de méthane seront également diminuées.

Tableau IV.11

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 6 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE ^a	1	2/3	2/3	2/3	2/3	1
Ampleur de l'effet	↓↓	~ -	-	-	-	↓

^a Dans ce tableau, lorsque deux chiffres sont indiqués et séparés par une barre oblique, le premier correspond à l'effet de la réduction de la température intérieure et le second à l'effet de la réduction du flux d'air sur les surfaces couvertes d'effluents.

Mesure n° 7 relative aux bâtiments d'élevage : épuration chimique de l'air (lavage acide) (bovins)

191. Les épurateurs d'air chimiques ou acides sont efficaces pour réduire les émissions de NH_3 des porcheries à ventilation forcée. Mais ils ne sont généralement pas utilisables dans les étables, dont la plupart, dans l'ensemble de la région de la CEE, sont à ventilation naturelle. En outre, les informations concernant les résultats des épurateurs dans les étables à bovins sont peu nombreuses (Ellen and others, 2008). Dans les rares installations où les bâtiments d'élevage sont équipés d'une ventilation forcée, cette mesure peut être classée en catégorie 1 s'agissant de la réduction des émissions de NH_3 . Des initiatives récentes envisagent de combiner la ventilation ciblée des étables à ventilation naturelle avec des épurateurs d'air. Des recherches et des développements complémentaires sont nécessaires dans ce domaine.

Tableau IV.12

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 7 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1-2	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	1-2
Ampleur de l'effet	↓↓	? ^a	? ^a	? ^a	? ^a	↓ ^a

^a Bien que cette mesure ne diminue pas directement les autres pertes de N_r et de N_2 , lorsque la réduction des émissions de NH_3 contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N_2 .

192. Différents types de planchers améliorés, faits de caillebotis ou d'éléments pleins en ciment profilé, ont été testés. Ils combinent une réduction des émissions provenant du sol (meilleur écoulement de l'urine) et de la fosse (diminution des échanges d'air grâce à des bavettes en caoutchouc dans les interstices du plancher). L'efficacité de la mesure sera fonction des caractéristiques techniques du système.

193. La réduction de la quantité d'effluents dans les bâtiments d'élevage grâce à l'allongement de la période de pâturage est une mesure efficace pour diminuer les émissions de NH_3 , comme il ressort de l'examen plus détaillé de la question au chapitre IV. Les émissions annuelles totales (bâtiments, stockage et épandage) liées à la production laitière peuvent diminuer dans une proportion allant jusqu'à 50 % pour les animaux qui pâturent presque toute la journée, comparativement à ceux qui sont toujours enfermés. L'extension du pacage est un moyen fiable de réduction des émissions de NH_3 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. Dans certains cas, le pâturage peut également se traduire par une intensification du ruissellement et du lessivage des nitrates (NO_3^-) et d'autres composés d'azote réactif, ainsi que des émissions de N_2O et de NO_x . Le pacage peut par ailleurs accentuer la charge des eaux de surface en agents pathogènes.

2. Bâtiments d'élevage pour porcins

194. Les stratégies visant à réduire les émissions de NH₃ des porcheries ont été décrites en détail dans le document du GIEC sur les meilleures techniques disponibles (Santonja and others, 2017). Elles reposent sur les principes suivants :

a) La réduction de la surface des déjections animales, par exemple, les planchers souillés, en mettant en place des canaux menant à des zones de rétention du lisier et des murs en pente. Les planchers partiellement en caillebotis (~50 % de la surface) émettent habituellement moins de NH₃, 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 placée en-dessous. Les émissions des zones sans caillebotis peuvent être diminuées en aménageant des surfaces inclinées lisses, 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) L'évacuation fréquente du lisier de la fosse et son transfert dans un bac extérieur par des systèmes d'extraction par aspiration ou gravité ou un système d'évacuation par chasse au moins deux fois par semaine ;

c) Un traitement supplémentaire tel que séparation liquides/solides, à condition d'assurer un stockage peu polluant des éléments séparés ;

d) Une circulation d'eau souterraine ou d'autres agents de refroidissement dans des échangeurs de chaleur flottants, en vue de rafraîchir à 12 °C au moins la surface du fumier dans la fosse placée en-dessous. Cette méthode présente une contrainte : son coût et la nécessité de trouver une nappe phréatique loin de la source d'eau potable ;

e) Une modification des propriétés physico-chimiques des déjections, par exemple, la diminution du pH ;

f) L'utilisation de surfaces lisses et faciles à nettoyer (voir ci-dessus) ;

g) Le traitement de l'air refoulé au moyen d'un système de lavage acide ou d'épurateurs d'air biologiques ;

h) L'abaissement de la température des locaux et de la vitesse de ventilation, en tenant compte du bien-être des animaux et des impératifs de production ;

i) La réduction de la circulation d'air sur la surface du lisier.

195. Pour une même largeur de latte, le lisier s'écoule moins bien des caillebotis en béton que des caillebotis métallisés ou plastifiés, d'où des émissions plus importantes de NH₃. Il convient de noter que les lattes en acier sont interdites dans certains pays, pour des motifs ayant trait au bien-être des animaux. Les meilleures techniques disponibles pour les différents modes de logement ont été définies en tenant compte des effets qui se reportent d'un milieu à l'autre. Ainsi, l'évacuation fréquente du lisier par chasse (normalement matin et soir) provoque des nuisances olfactives. En outre, elle consomme de l'énergie, à moins d'utiliser des systèmes passifs mécaniques.

196. La sensibilisation accrue au bien-être des animaux devrait se traduire par une utilisation plus intensive de la paille comme litière dans les porcheries. Associée à des bâtiments d'élevage à ventilation naturelle automatisée, la litière de 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 :

a) Des coûts supplémentaires afférents à l'approvisionnement en paille et au nettoyage des box ;

b) De l'augmentation éventuelle des émissions dues au stockage des effluents et à leur épandage avec de la paille ;

c) De l'intérêt d'un apport de la matière organique de la paille dans les sols.

197. Le système de référence, utilisé couramment en Europe, est constitué d'un plancher entièrement en caillebotis sous lequel se trouve une profonde fosse à lisier, avec un dispositif de ventilation mécanique ; les émissions provenant de ce système sont comprises entre 2,4 et 3,2 kg de NH₃ 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 sont aussi applicables aux porcs en phase de croissance. Les émissions résultant des différentes approches de réduction ou d'atténuation sont comparées à celles engendrées par ce système de référence (Bittman and others, 2014). La plupart des données disponibles ont trait au NH₃, mais elles sont plus rares s'agissant des effets sur le N₂O, les NO_x, le N₂ et la lixiviation des nitrates. Les principes sous-jacents sont largement similaires à ceux des pertes des bâtiments pour bovins, sachant que les porcs ont des besoins différents en matière de logement et que les excréments porcins présentent des caractéristiques spécifiques.

Mesure n° 8 relative aux bâtiments d'élevage : acidification du lisier (porcins et bovins)

198. Il est possible de réduire les émissions de NH₃ en acidifiant le lisier, afin de modifier l'équilibre chimique et de transformer le NH₃ moléculaire en NH₄⁺ ionique. Les effluents d'élevage (notamment la partie liquide) sont recueillis dans une cuve contenant un liquide acidifié (généralement de l'acide sulfurique, mais parfois aussi des acides organiques) qui permet de maintenir un pH inférieur à 6 (Bittman and others, 2014 ; Figueiro and others, 2015). Dans les bâtiments d'élevage de porcelets, des réductions d'émissions de 60 % ont été observées (Kai and others, 2008). Il semble que la mesure n'ait pas d'incidence sur d'autres pertes d'azote réactif ou de N₂. Elle devrait être efficace pour le lisier de bovins et de porcs, bien que les mesures se soient jusqu'à présent concentrées sur les porcs. Une étude (Petersen and others, 2012) a montré que l'acidification du lisier de bovins à un pH de 5,5 réduisait les émissions de NH₃ de plus de 90 %, ainsi que celles de gaz à effet de serre CH₄ de 67 à 87 %. Avec la réduction de la nitrification et de la dénitrification, on peut également s'attendre à ce que la méthode limite les émissions de NO_x, N₂O et N₂. Si du lisier acidifié est utilisé en agriculture, le pH du sol et sa teneur en métaux devront faire l'objet d'une surveillance. L'acidification en interne réduira les émissions d'ammoniac tout au long de la chaîne de gestion du fumier. En outre, le lisier acidifié à l'aide d'acide sulfurique ne convient pas comme matière première exclusive pour la production de biogaz (mais peut être utilisé dans une proportion moindre).

Tableau IV.13

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 8 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2	2	3 ^a	2	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	↓	~ / ↓?	~ ^a	↓	↓↓ ^a

^a Bien que cette mesure ne diminue pas directement les autres pertes de N_r et de N₂, lorsque la réduction des émissions de NH₃ contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N₂.

Mesure n° 9 relative aux bâtiments d'élevage : réduction de la surface d'émission (porcins)

199. Les émissions d'ammoniac peuvent être réduites de près de 25 % en diminuant la surface émettrice grâce au nettoyage par aspiration fréquent et complet de la fosse à lisier située sous le caillebotis. Lorsqu'elle est réalisable, cette technique n'implique aucun coût. Des sols partiellement en caillebotis sur 50 % de la surface émettent généralement 15 à 20 % de NH₃ en moins, particulièrement si les lattes sont métallisées ou plastifiées, constituant ainsi une surface moins collante que le béton. On peut réduire les émissions provenant de la partie pleine du sol par plusieurs moyens :

- a) Une surface inclinée (ou convexe) et lisse ;
- b) L'installation des auges et abreuvoirs de manière à éviter que les parties pleines soient trop souillées ;
- c) Un bon contrôle de la climatisation (Aarninke and others, 1996 ; Guigand and Courboulay, 2007 ; Ye and others, 2008a, 2008b).

200. On peut réduire encore la surface d'émission 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 émet peu de NH₃ du fait que toutes les déjections y sont diluées. Ce système associant caniveau à lisier et caniveau d'eau peut réduire dans une proportion de 40 à 50 % les émissions de NH₃, selon la taille du caniveau d'eau. Cette approche ne devrait pas avoir d'effet significatif sur les émissions de N₂ ou d'autres composés d'azote réactif.

201. On pourrait diminuer 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. 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 et de l'épandage.

Tableau IV.14

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 9 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	1
Ampleur de l'effet	↓↓	- ^a	? ^a	? ^a	? ^a	↓↓ ^a

^a Bien que cette mesure ne diminue pas directement les autres pertes de N_r et de N₂, lorsque la réduction des émissions de NH₃ contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N₂.

Mesure n° 10 relative aux bâtiments d'élevage : nettoyage régulier des sols (porcins)

202. Le nettoyage régulier et en profondeur des sols des bâtiments abritant des porcins à l'aide de racleurs mécaniques ou de robots racleurs peut permettre de réduire considérablement les émissions de NH₃. Le nettoyage automatique doit être effectué à intervalles réguliers pour tirer pleinement profit de la mesure (Amon and others, 2007). Il convient de mentionner que dans les pays chauds (par exemple, la région méditerranéenne), pour des raisons sanitaires, le nettoyage des sols est plus fréquent, avec des conséquences sur la composition du lisier, qui peut contenir jusqu'à 98 % d'eau.

Tableau IV.15

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 10 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	3	3	1
Ampleur de l'effet	↓	-	-	-	-	↓

Mesure n° 11 relative aux bâtiments d'élevage : évacuation régulière du lisier (porcins)

203. L'évacuation régulière du lisier se trouvant sous le caillebotis des bâtiments d'élevage vers un stockage extérieur permet de réduire les émissions de NH₃ en diminuant la surface d'émission et la température de stockage du lisier. Une température de stockage réduite entraînera également une diminution des émissions de méthane (Amon and others, 2007).

Tableau IV.16

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 11 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	3	3	½
Ampleur de l'effet	↓	-	-	-	-	↓

Mesure n° 12 relative aux bâtiments d'élevage : augmentation de la quantité de litière (porcins sur litière)

204. Les matériaux de la litière peuvent influencer sur l'émission de NH₃, N₂O, NO_x et N₂. 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 and Powell, 2005 ; Powell and others, 2008 ; Gilhespy and others, 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 des effluents d'élevage. Cette approche peut avoir des effets bénéfiques sur le bien-être des animaux. Cependant, les approches bénéfiques pour le bien-être des animaux peuvent également être mises en œuvre pour les systèmes sur lisier, avec seulement une faible quantité de paille.

Tableau IV.17

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 12 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2	3	3	3	1
Ampleur de l'effet	~/ ↓	~/ ↓	-	-	-	~/ ↓

Mesure n° 13 relative aux bâtiments d'élevage : climatisation des bâtiments d'élevage, afin d'abaisser la température intérieure et de limiter la circulation d'air (porcins)

205. Le refroidissement de la surface des effluents d'élevage à l'aide d'échangeurs de chaleur en circuit fermé peut réduire les émissions de NH₃ de 45 à 75 % selon la catégorie d'animaux et la surface des ailettes de refroidissement. Cette technique est la plus économique si la chaleur obtenue est récupérée pour chauffer d'autres locaux tels que les bâtiments pour porcelets sevrés (Huynh and others, 2004). Dans le cas des systèmes sur lisier, il est souvent possible d'intégrer ce type d'installation dans les bâtiments existants. En revanche, la technique n'est pas applicable en présence de litière de paille ou lorsque l'alimentation contient beaucoup de fourrage grossier, une couche de résidus flottants sur le lisier risque de se former.

Tableau IV.18

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 13 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE ^a	1	2/3	2/3	2/3	2/3	1
Ampleur de l'effet	↓	-	-	-	-	↓

^a Dans ce tableau, lorsque deux chiffres sont indiqués et séparés par une barre oblique, le premier correspond à l'effet de la réduction de la température intérieure et le second à l'effet de la réduction du flux d'air sur les surfaces couvertes d'effluents.

Mesure n° 14 relative aux bâtiments d'élevage : épuration chimique de l'air (lavage acide) (porcins)

206. Le traitement de l'air extrait par des épurateurs chimiques (utilisant principalement de l'acide sulfurique) ou des épurateurs biologiques s'est révélé un moyen commode et efficace pour les grandes exploitations en Allemagne, au Danemark, en France et aux Pays-Bas (par exemple, voir Melse and Ogink, 2005 ; Guingand, 2009). Cette technique est particulièrement 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 chimiques présentent une efficacité d'extraction de l'ammoniac de plus de 90 %, en fonction du pH. Les épurateurs biologiques permettent également d'atténuer les odeurs et les émissions de particules dans une proportion de 75 % et de 70 % respectivement (Guingand, 2009). Des informations complémentaires sont requises pour déterminer si ces systèmes pourraient convenir en Europe du Sud et Europe centrale. Le coût d'exploitation des épurateurs, tant chimiques que biologiques, dépend notamment de la consommation supplémentaire d'énergie nécessaire pour remettre l'eau en circulation et parer à la contrepression accrue qui s'exerce sur les ventilateurs. Certaines méthodes d'optimisation permettent de réduire les coûts au minimum (Melse and others, 2012), coûts qui sont inférieurs pour les grandes exploitations. Cette approche peut également contribuer à réduire les émissions de N_2O et de NO_x , mais des recherches supplémentaires sont nécessaires dans ce domaine.

Tableau IV.19

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 14 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2	2	3 ^a	3 ^a	1
Ampleur de l'effet	↓↓	↓	↓	- ^a	- ^a	↓↓ ^a

^a Bien que cette mesure ne diminue pas directement les autres pertes de NO_3^- et de N_2 , lorsque la réduction des émissions de N_r contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N_2 .

Mesure n° 15 relative aux bâtiments d'élevage : épuration biologique de l'air (porcins)

207. Les épurateurs d'air biologiques contiennent des bactéries qui éliminent le NH_3 et les odeurs de l'air évacué. L'ammoniac capturé dans les épurateurs d'air biologiques subit généralement une nitrification et une dénitrification associées à une augmentation des émissions de N_2O , NO_x et N_2 . La récupération de l'azote réactif collecté au niveau des biofiltres des épurateurs biologiques peut contribuer à compenser cette augmentation en réduisant le besoin de fixation d'azote frais et la production d'engrais chimiques.

Tableau IV.20

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 15 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2	2	3	3	1
Ampleur de l'effet	↓↓	3 ^a	↑ ^a	-	↑ ^a	↓

^a L'ammoniac capturé dans les épurateurs d'air biologiques subit généralement une nitrification et une dénitrification associées à une augmentation des émissions de N_2O , NO_x et N_2 . La récupération de l'azote collecté dans les bio-épurateurs peut contribuer à compenser cette augmentation en réduisant le besoin de fixation d'azote frais et la production d'engrais chimiques.

3. Poulailleurs

208. Les méthodes de réduction des émissions de NH_3 dans les poulailleurs ont été décrites en détail dans le document sur les meilleures techniques disponibles au titre de la directive de l'Union européenne relative aux émissions industrielles¹⁸ (Santonja and others, 2017), et reposent sur les principes suivants :

- a) Réduction des surfaces de lisier qui émettent de l'ammoniac ;
- b) Enlèvement fréquent des effluents d'élevage et transfert vers une enceinte de stockage extérieure (par exemple, avec un système de bande transporteuse) ;
- c) Séchage rapide des déjections avicoles afin de réduire l'hydrolyse de l'acide urique en ammoniac ;
- d) Utilisation de surfaces lisses et faciles à nettoyer ;
- e) Traitement de l'air refoulé au moyen d'épurateurs chimiques ou 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, réduisant ainsi les processus microbiens qui provoquent les pertes d'azote réactif.

209. Bon nombre des mesures énumérées pour les bovins et les porcs s'appliquent également à la production avicole, en particulier les mesures relatives aux bâtiments d'élevage n°s 2 et 9 (réduction de la surface d'émission), n°s 6 et 13 (climatisation des bâtiments pour réduire la température intérieure et limiter la circulation d'air) et n°s 7 et 14 (épuration chimique de l'air). C'est pourquoi la présente section est axée sur des considérations additionnelles concernant les poulailleurs. De plus amples informations sont disponibles dans le document de référence sur les meilleures techniques disponibles au titre de la Directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution, dite IPPC (Santonja and others, 2017) et dans le Document d'orientation de la CEE pour la prévention et la réduction des émissions d'ammoniac provenant des sources agricoles (Bittman and others, 2014).

210. Lorsque les poulailleurs sont isolés du sol (par exemple, par un socle en béton), les mesures de réduction des émissions de NH_3 ne sont pas censées avoir d'incidence directe sur le lessivage et le ruissellement des nitrates et de l'azote réactif. Pour les petites exploitations, qui ne sont pas tenues de se conformer à la législation nationale (par exemple, les meilleures techniques disponibles) relative aux poules, et pour les volailles « en libre parcours », des voies d'accès au sol peuvent être prévues. Dans ces cas, la réduction des émissions de NH_3 , notamment par séchage rapide et stockage à sec de la litière de volaille, est également intéressante pour réduire le lessivage de l'azote réactif. En outre, des observations menées par des experts ont montré que des sorties d'aération dirigées vers le bas sur les surfaces poreuses du sol entourant les poulailleurs entraînent une hausse localisée du lessivage et du ruissellement de l'azote réactif vers les eaux

¹⁸ Directive 2010/75/UE du Parlement et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution), Journal officiel de l'Union européenne, L 334 (2010), p. 17 à 119.

souterraines. La réduction des émissions de NH₃ (et des poussières contenant de l'azote réactif) peut donc aussi contribuer à réduire ces points de pollution par lixiviation et ruissellement de d'azote réactif.

4. Poules pondeuses

211. Un large éventail de réglementations et de normes minimales visant à protéger les poules pondeuses est en vigueur dans la région de la CEE. À titre d'exemple, dans l'Union européenne, des règlements sont appliqués en vertu de la Directive 1999/74/CE du Conseil¹⁹. Cette directive a interdit le système des cages traditionnelles depuis 2012. Ne sont autorisées que des cages aménagées (appelées aussi « *furniture cages* ») ou des logements sans cage tels que le système à litière (ou à litière profonde) ou des volières.

Mesure n° 16 relative aux bâtiments d'élevage : séchage rapide des déjections avicoles

212. On peut réduire les émissions d'ammoniac provenant des élevages en batterie sur fosse profonde ou sur caniveaux en diminuant le taux d'humidité des fientes par ventilation de la fosse à déjections. La collecte des effluents d'élevage sur des bandes transporteuses, puis leur transfert et leur stockage dans un endroit couvert situé hors du bâtiment permettent également de réduire les émissions de NH₃, 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 NH₃. 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) La durée de séjour des déjections sur les bandes transporteuses ;
- b) Le système de dessiccation ;
- c) La race aviaire ;
- d) Le débit de la ventilation des bandes (un débit faible entraîne des émissions élevées) ; et
- e) La composition de l'alimentation.

213. 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 à litières profondes. Si le séchage primaire de la litière de volaille permet de réduire les émissions de NH₃, la conservation de l'azote excrété sous forme d'acide urique devrait également limiter les quantités de N₂O, NO_x et N₂, car elle diminuera la nitrification et la dénitrification. La litière de volaille séchée aura donc une valeur fertilisante plus élevée pour les agriculteurs, qui devra être compensée par des doses plus réduites lors de l'épandage (voir chap. V), comparativement à la litière de volaille décomposée.

¹⁹ Directive 1999/74/CE du Conseil du 19 juillet 1999 établissant les normes minimales relatives à la protection des poules pondeuses, Journal officiel des Communautés européennes, L 203 (1999), p. 53 à 57.

Tableau IV.21

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 16 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2 ^a	2 ^a	3 ^a	2 ^a	1
Ampleur de l'effet	↓↓	~/↓ ^a	~/↓ ^a	~/↓ ^a	~/↓ ^a	↓↓

^a Bien que cette mesure soit principalement axée sur la réduction du NH₃, la stabilité de l'acide urique dans la litière de volaille séchée peut contribuer à accroître l'efficacité et la circularité du système, en diminuant d'autres pertes de N_r et N₂ et le besoin de production d'azote réactif frais.

Mesure n° 17 relative aux bâtiments d'élevage : épuration chimique de l'air (lavage acide) (volailles)

214. Le traitement par lavage acide dans des épurateurs de l'air extrait des bâtiments s'est avéré efficace pour réduire les émissions de NH₃ dans différents pays (Melse and Ogink, 2005 ; Ritz and others, 2006 ; Patterson and Adrizal, 2005 ; Melse and others, 2012). En Allemagne, 179 épurateurs d'air ont été installés dans des installations avicoles et 1 012 épurateurs dans des porcheries (Hahne and others, 2016). La principale différence entre les systèmes porcins et avicoles est que ces derniers (surtout avec de la litière séchée) émettent généralement beaucoup plus de poussières. Les épurateurs acides éliminent 70 à 90 % du NH₃, ainsi que les poussières fines et les odeurs. Pour traiter les fortes charges de poussières, des épurateurs d'air à phases multiples avec filtrage préalable des particules grossières ont été mis au point (Ogink and others, 2007 ; Melse and others, 2008). Cela étant, certains experts considèrent cette technique comme relevant de la catégorie 2, en raison du problème des charges de poussières.

Tableau IV.22

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 17 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2	2	3 ^a	3 ^a	1
Ampleur de l'effet	↓↓	↓	↓	- ^a	- ^a	↓↓ ^a

^a Bien que cette mesure ne diminue pas directement les autres pertes de N_r et de N₂, lorsque la réduction des émissions de NH₃ contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse, elle peut contribuer à renforcer l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N₂.

Mesure n° 18 relative aux bâtiments d'élevage : épuration biologique de l'air (volailles)

215. Le traitement dans des épurateurs biologiques (laveurs d'air associés à des biofiltres) de l'air extrait des bâtiments s'est avéré efficace dans plusieurs pays (Melse and Ogink, 2005 ; Ritz and others, 2006 ; Patterson and Adrizal, 2005 ; Melse, Hofschreuder and Ogink, 2012). On a constaté que ces épurateurs réduisent les émissions de NH₃ de 70 %, en éliminant également les poussières fines et les odeurs. Des épurateurs d'air à plusieurs étages ont été mis au point pour traiter les charges de poussières élevées (Ogink and Bosma, 2007 ; Melse, Ogink and Bosma, 2008). Pourtant, certains experts considèrent que cette technique ne relève que de la catégorie 2 en raison du problème de concentration des poussières et des arbitrages potentiels avec l'augmentation d'autres pertes de N_r.

Tableau IV.23

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 18 relative aux bâtiments d'élevage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3 ^a	3 ^a	3	3 ^a	1
Ampleur de l'effet	↓↓	↑ ^a	↑ ^a	-	↑ ^a	↓ ^a

^a L'ammoniac capturé dans les épurateurs d'air biologiques subit généralement une nitrification et une dénitrification associées à une augmentation des émissions de N_2O , NO_x et N_2 . La récupération de l'azote collecté dans les bio-épurateurs peut contribuer à compenser cette augmentation en réduisant le besoin de fixation d'azote frais et la production d'engrais chimiques.

5. Poulets de chair

216. Afin de réduire au minimum les émissions de NH_3 , il importe que la litière reste sèche. Les facteurs suivants influent sur l'humidité et les émissions de la litière :

- La conception et fonctionnement des abreuvoirs (fuites et débordements) ;
- La densité et poids des animaux et la durée de la période d'élevage ;
- Le débit de la ventilation, l'utilisation de systèmes de purification d'air et le climat ambiant ;
- L'isolation du plancher ;
- La nature et épaisseur de la litière ;
- L'alimentation.

217. Réduire les pertes d'eau du système d'abreuvement : un moyen simple de réduire les pertes d'eau des abreuvoirs consiste à utiliser des pipettes au lieu d'abreuvoirs cloches. Cette approche devrait être intégrée dans des systèmes plus larges conçus pour maintenir la litière des volailles sèche, comme décrit dans la mesure n° 16 relative aux bâtiments d'élevage (séchage rapide des déjections avicoles).

218. Malgré son efficacité, la technologie des épurateurs pour éliminer le NH_3 de l'air de ventilation n'est pas encore largement utilisée en raison de ses coûts élevés d'installation et de fonctionnement. Les filtres à bouchon compact et les épurateurs chimiques disponibles aujourd'hui aux Pays-Bas et en Allemagne permettent d'éliminer 70 à 90 % du NH_3 de l'air expulsé. L'Association agricole allemande effectue des mesures exhaustives des épurateurs d'air (DLG, 2020), sur la base d'un cadre d'essai scientifique normalisé. Comme pour les élevages de poules pondeuses, les questions de fiabilité à long terme en raison des fortes charges de poussière méritent d'être clarifiées. Divers épurateurs polyvalents ont été mis au point pour éliminer aussi les odeurs et les particules (PM_{10} et $PM_{2,5}$) de l'air expulsé (Zhao and others, 2011 ; Ritz and others, 2006 ; Patterson and Adrizal, 2005). La mise en place d'épurateurs d'air chimiques (mesure n° 17 relative aux bâtiments d'élevage) et d'épurateurs biologiques (mesure n° 18 relative aux bâtiments d'élevage) pour les bâtiments abritant des poulets de chair est similaire à celle pour poules pondeuses.

E. Stockage, traitement et transformation des effluents d'élevage**1. Principes de stockage, de traitement et de transformation des effluents d'élevage**

219. Pour assurer la durabilité de l'élevage, il est essentiel d'utiliser de manière optimale et efficace les nutriments et les matières organiques des effluents d'élevage. Cependant, l'azote des effluents peut être facilement perdu par des émissions gazeuses (NH_3 , N_2O , NO_x , N_2) ou le lessivage des nitrates (NO_3^-) et autres composés d'azote réactif. Outre ces déperditions, les rejets dans l'atmosphère de méthane (CH_4) par les animaux et les déjections animales doivent être réduites autant que possible, afin de limiter les effets des changements climatiques. Le lessivage des nitrates et la pollution des cours d'eau par l'azote, le phosphore et les composés organiques sont possibles si les effluents ne sont pas stockés en des lieux assortis de barrières étanches empêchant les fuites de lisier ou de lixiviat des effluents solides.

220. Des pertes importantes d'azote peuvent intervenir au cours du stockage des urines, des matières fécales ou des mélanges (lisiers et fumiers de ferme/litières profondes), et un traitement simple (par exemple, la séparation solide-liquide) ou plus poussé (notamment la digestion anaérobie, l'ultrafiltration) peut faciliter une gestion plus appropriée des effluents d'élevage associée à des pertes d'azote plus faibles.

221. Le traitement des effluents d'élevage implique généralement une opération unique destinée à en améliorer les propriétés. Il aura notamment pour effet le renforcement des propriétés des fluides (par adjonction d'eau ou par séparation des solides), la stabilisation des nutriments volatils (par acidification), et une diminution des nuisances olfactives (par exemple, par aération). Dans les exploitations agricoles, ce traitement en une étape unique est généralement entrepris à proximité des bâtiments d'élevage. La masse et la composition des effluents d'élevage n'en sont pas ou peu modifiées.

222. La transformation des effluents d'élevage consiste généralement en des processus plus complexes et à plusieurs étapes, mis en œuvre spécifiquement pour la fabrication de produits nouveaux dotés par exemple, d'une teneur plus élevée en éléments nutritifs, d'une teneur plus faible en eau, dépourvus d'odeurs indésirables et sûrs sur le plan hygiénique. Dans la plupart des cas, les effluents sont transformés pour fabriquer des produits commercialisables, utilisables comme engrais et amendements, ainsi que des matières premières secondaires (par exemple, des fibres). Les technologies de transformation des effluents peuvent être mises en œuvre au sein même des exploitations agricoles ou dans des usines centralisées/décentralisées.

223. Le traitement et la transformation des effluents d'élevage ont toujours un coût, tant en termes économiques, énergétiques qu'environnementaux, de sorte que l'option la plus simple pour atteindre l'objectif (ou les objectifs) doit toujours être prioritaire :

- a) Épandage direct ;
- b) Traitement simple ;
- c) Transformation avancée (avec a) d'abord, en fonction des limitations locales, y compris celles ayant trait à la pollution).

224. Un traitement simple ou une transformation avancée sont particulièrement judicieux lorsque les conditions (par exemple, un fort chargement régional en bétail, d'importants excédents d'effluents azotés par rapport à la demande locale des cultures) laissent entrevoir des bénéfices environnementaux globaux. Ces systèmes devraient être conçus de manière à éviter les transferts de pollution (par exemple, une mesure de réduction des pertes d'ammoniac entraînant une intensification du lessivage des nitrates en un autre endroit, et vice versa).

225. La composition du lisier animal n'est généralement pas idéale s'agissant de ses propriétés fertilisantes et des possibilités de manipulation à faible niveau d'émission. En particulier, la teneur élevée en matière sèche et en carbone pose plusieurs problèmes pour le stockage du lisier, son épandage et son utilisation pour les cultures (voir le tableau IV.24 ci-dessous). D'où l'intérêt de développer des systèmes permettant de collecter et de stocker séparément l'urine et le fumier (mesure n° 1 relative aux bâtiments d'élevage), ou de séparer les fractions solide et liquide des effluents.

226. Une teneur élevée en matière sèche du lisier se traduit généralement par la formation d'une croûte de surface et/ou une sédimentation au fond de la cuve de lisier. Pour parvenir à une répartition uniforme des nutriments dans le lisier, celui-ci doit être brassé/homogénéisé avant épandage. L'homogénéisation du lisier à forte teneur en matière sèche est consommatrice d'énergie et augmente les émissions de NH₃, car un volume plus important de lisier entre en contact étroit avec l'atmosphère.

227. Le lisier contient beaucoup de carbone facilement dégradable, qui sert de substrat aux microbes. Le stockage du lisier donne lieu à une dégradation continue de la matière organique. L'intensité de cette dégradation est étroitement liée à la teneur en matière sèche. Des études ont été menées sur les changements de composition de lisier de vaches à lait, de bovins à viande et de porcs stocké pendant une période de deux cents jours (Amon and others, 1995). La dégradation de la matière organique s'est avérée nettement plus importante pour les

lisiers à forte teneur en matière sèche. Cette dégradation comporte une minéralisation sous forme d'ammonium (NH_4^+) à partir de la matière organique. Il est donc possible de renforcer la valeur fertilisante immédiate du lisier, à condition de pratiquer un stockage couvert, évitant ainsi les émissions de NH_3 et augmentant la teneur du lisier en NH_4^+ .

228. Le lisier étant un milieu anaérobie, la dégradation de la matière organique est toujours dominée par des mécanismes anaérobies. Cela signifie que le CH_4 et le CO_2 sont tous deux les produits finaux résultant de processus de dégradation. On peut donc estimer qu'un lisier à forte teneur en matière sèche présente un risque plus élevé d'émissions de méthane, ce qui participe de manière significative au changement climatique. Ceci met également en évidence la possibilité de récupérer ce méthane et ce dioxyde de carbone ; par exemple, en liaison avec la digestion anaérobie pour la production de biogaz (cf. mesure n° 8 relative aux effluents d'élevage).

229. Un épandage écologique du lisier exige une répartition plus uniforme près ou sous la surface du sol. Il est beaucoup plus compliqué de satisfaire à cette exigence avec un lisier à forte teneur en matière sèche, plus visqueux et s'écoulant moins facilement des tuyaux d'épandage. Après application du lisier, les émissions de NH_3 peuvent être importantes et augmenter lorsque la teneur en matière sèche du lisier est plus élevée, du fait de l'infiltration plus lente dans le sol (Sommer and others, 2013 ; Bitmann and others, 2014). D'où l'intérêt de travailler avec des lisiers à faible teneur en matière sèche. La réduction des pertes de NH_3 et autres éléments azotés accroît les ressources en azote disponibles dans les exploitations agricoles et limite d'autant la nécessité d'acheter des compléments azotés sous forme d'engrais minéraux de synthèse.

Tableau IV.24

Problèmes et avantages résultant d'un lisier à forte teneur en matière sèche et carbone et à faible teneur en nutriments

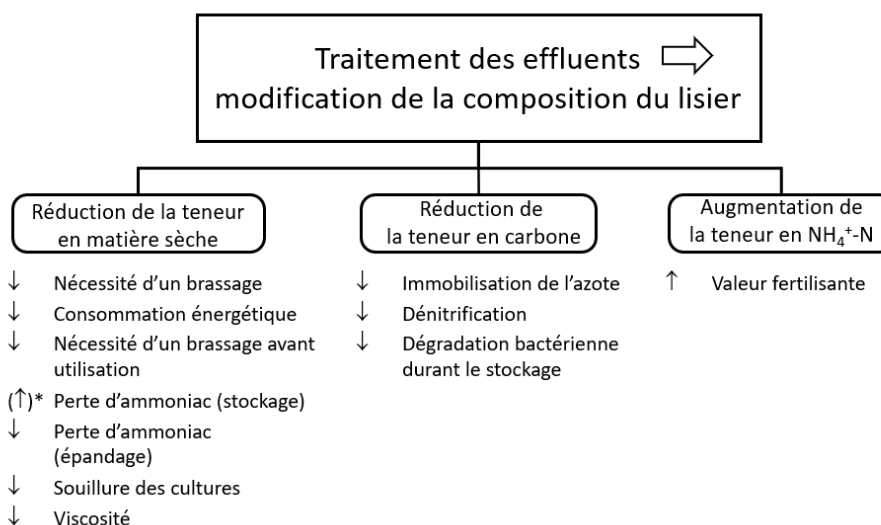
	<i>Problèmes</i>
Stockage	<p>Formation d'une croûte naturelle et sédimentation de la fraction solide, aboutissant à une concentration hétérogène des nutriments</p> <p>Forte consommation d'énergie par unité de nutriment, pour le pompage et le brassage</p> <p>Émissions potentiellement supérieures de NH_3, N_2O, N_2, CH_4 et d'odeurs</p>
Épandage	<p>Risque potentiel important de pertes de NH_3 en raison de la lenteur de l'infiltration</p> <p>Interventions techniques lourdes (et onéreuses) nécessaires pour parvenir à un épandage uniforme et à faible émission</p> <p>Souffrance des plantes cultivées en raison de la brûlure occasionnée par le lisier épandu</p>
Utilisation par les cultures	<p>Absorption moins efficace par les cultures de l'azote du lisier comparativement aux engrais minéraux</p> <p>Immobilisation temporaire accrue de l'azote dans le sol, augmentant le risque d'une atténuation de l'effet de l'azote sur les cultures</p> <p>Risque plus marqué de dénitrification et d'émission subséquente de N_2O et de N_2</p> <p>L'effet de l'azote sur les cultures est moins prévisible/plus aléatoire que celui des engrais minéraux</p>
	<i>Avantages</i>
Stockage	<p>La formation d'une croûte peut servir de barrière naturelle, en inhibant le rejet de NH_3 dans l'atmosphère ; en outre, cette croûte peut grandement favoriser l'oxydation du CH_4, en raison de ses conditions</p>

<i>Problèmes</i>	
Terre/sol	aérobies partielles et de sa forte activité microbienne Une teneur élevée en matière sèche et en carbone contribue au maintien de la teneur en matière organique du sol et à son activité biologique

230. L'apport en azote pour les cultures est difficile à calculer avec un lisier à forte teneur en matière sèche, car cette dernière produit une immobilisation microbienne accrue directement après l'épandage. Plus le rapport carbone/azote (C/N) est faible et la teneur en azote ammoniacal (NH₄-N) élevée, plus la quantité d'azote du lisier est potentiellement disponible pour les plantes. À l'inverse, avec un ratio C/N élevé, une partie de l'azote du lisier est immobilisée dans le pool azoté du sol et n'est disponible qu'à un stade ultérieur, souvent imprévisible et parfois trop tardif, augmentant de ce fait le risque de lessivage des nitrates. En outre, une hausse de la teneur en matière sèche du lisier et la teneur en azote du sol qui en résulte peuvent accroître les taux de nitrification et de dénitrification, ce qui intensifie les pertes ultérieures de N₂O, de NO_x et de N₂ (par exemple, Dosch 1996). Il peut donc être intéressant de réduire la teneur en matière sèche et en carbone du lisier à un stade précoce de la gestion des effluents d'élevage. Plusieurs options de traitement de ces effluents sont offertes, qui peuvent être évaluées par rapport aux exigences énumérées dans la figure IV.4 ci-dessous.

Figure IV.4

Effet des modifications dans la composition du lisier obtenues par le traitement du fumier



Source : La figure a été créée pour le présent document.

Remarque : Les flèches indiquent une diminution (↓) ou une augmentation (↑) de la propriété répertoriée.

* Si l'on compte sur la croûte naturelle des effluents pour réduire les émissions plutôt que sur d'autres types de couverture.

231. Conformément aux objectifs du Plan d'action de l'Union européenne en faveur de l'économie circulaire²⁰, il convient d'encourager l'utilisation de nutriments recyclés susceptibles de remplacer les nutriments produits par ailleurs à partir de matières premières primaires. Le principal défi consiste à utiliser des ressources nutritives recyclées et à obtenir des performances environnementales égales ou supérieures à celles des ressources nutritives primaires qu'elles remplacent. Des initiatives sont actuellement menées dans l'ensemble de l'Union européenne pour développer des technologies de traitement capables

²⁰ Voir <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:52015DC0614&from=EN>.

de transformer ces effluents en une ressource sûre, agronomiquement intéressante et utilisable plus largement²¹.

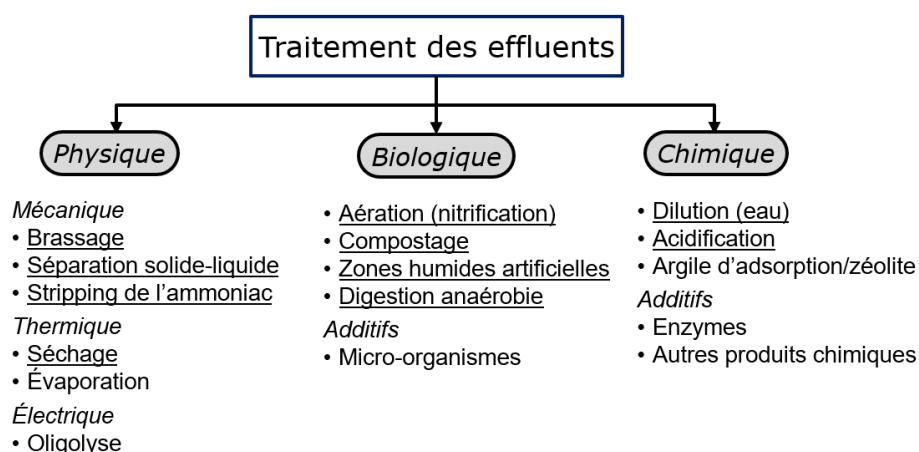
232. Les techniques de traitement simple des effluents d'élevage peuvent être classées en trois catégories : physiques, chimiques ou biologiques (voir fig. IV.5 ci-dessous, Bernal and others, 2015). En outre, un certain nombre d'options/technologies autres sont envisageables pour une transformation plus poussée et plus sophistiquée des effluents bruts ou déjà traités, afin de récupérer et d'améliorer les nutriments et matières organiques des différents types de fumier (voir fig. IV.6 ci-dessous). Pour les lisiers ou autres effluents liquides, tels que les digestats de la digestion anaérobie du fumier et d'autres déchets biologiques, le traitement commence systématiquement par une séparation mécanique en :

- a) Une fraction solide, relativement riche en azote organique et phosphore ; et
- b) Une fraction liquide, à teneur faible en phosphore mais relativement élevée en azote minéral et en potassium.

233. Différentes techniques simples peuvent être conjuguées entre elles. Cela permet de combiner une grande variété de sous-produits et d'arriver à une répartition très variable d'azote organique, d'azote ammoniacal, de phosphore, de carbone et d'autres éléments nutritifs, à prendre en compte dans la gestion des différentes fractions.

Figure IV.5

Options de traitement simple des effluents d'élevage



Source : La figure a été créée pour le présent document.

Remarque : Les options soulignées sont couramment appliquées à grande échelle dans certaines régions, dans des exploitations commerciales (principalement des élevages porcins) ; les autres sont appliquées plus rarement ou uniquement à l'échelle expérimentale/pilote – elles ne sont pas abordées plus avant ici, dans l'attente de la validation de leur concept et de la documentation correspondante.

234. Des traitements additionnels de la phase liquide sont possibles. Pour économiser l'eau sans augmenter la quantité d'azote apportée au sol et favoriser l'économie circulaire de l'eau, il est habituel de procéder à des traitements successifs de la phase liquide, afin que le produit obtenu soit utilisable par fertigation. Ainsi, dans le sud de l'Espagne, des zones humides artificielles sont en cours de construction afin de permettre la réutilisation de l'eau pour l'irrigation dans les régions qui en manquent. Outre l'azote, de nombreuses autres caractéristiques ont une influence sur le choix d'une procédure, notamment : l'apport de matière organique, la formation de méthane et d'autres gaz à effet de serre, la présence d'autres nutriments, le type de systèmes agricoles, la salinité, le climat et, surtout dans les pays du sud de l'Europe, l'empreinte hydrique.

²¹ Voir <https://ec.europa.eu/jrc/en/research-topic/waste-and-recycling>.

235. Chacun de ces mécanismes de transformation et chacun des produits qui en résultent (voir fig. IV.6 ci-dessous) présentent des avantages et des inconvénients, avec des impacts nets sur l'environnement et une rentabilité très variables. Plusieurs facteurs sont à prendre en compte au moment d'établir l'ordre de priorité des options de transformation (Jensen, 2013) :

a) L'objectif premier doit être le recyclage des nutriments, principalement de l'azote et du phosphore ; l'azote est consommé en plus grandes quantités, il est coûteux et a des effets sur la consommation énergétique et les émissions de gaz à effet de serre (GES), alors que le phosphore est une ressource rare et non renouvelable, extrêmement onéreuse ;

b) La séparation de l'azote et du phosphore est généralement bénéfique, car elle permet une fertilisation plus souple, plus équilibrée et conforme aux besoins de nombreuses cultures ;

c) La technologie ou la combinaison de technologies appliquée devrait de préférence produire de l'énergie, ou du moins en consommer relativement peu, la production nette d'énergie étant à prendre en compte pour des raisons à la fois environnementales et économiques ;

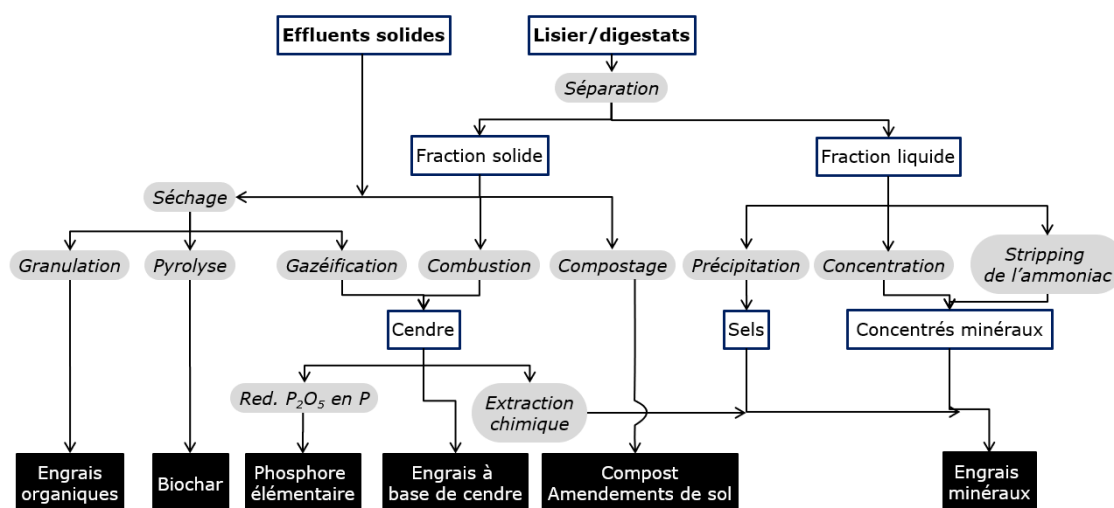
d) Les solutions locales sont à privilégier, pour éviter les coûts et l'impact du transport ; les solutions régionales ou plus centrales ne se justifient que si les économies d'échelle réalisées grâce aux gains d'efficacité l'emportent sur les impacts négatifs du transport des effluents d'élevage vers une installation commune ;

e) La qualité des produits finaux et des sous-produits est évaluée différemment selon le point de vue de l'utilisateur. Ainsi, des cendres de combustion de fumier, dont la majeure partie de l'azote aura été perdue, ne seront pas appréciées par un agriculteur biologique, alors qu'un compost est fort prisé pour son effet d'amélioration des sols et sa libération lente de l'azote, même si une partie de l'azote est perdue au cours du processus ;

f) Le biochar et le compost seront particulièrement appréciés par les exploitants de vergers et de vignobles pour leurs effets sur la capacité de rétention d'eau et de nutriments du sol, alors que les producteurs de cultures conventionnelles privilégieront les concentrés et sels minéraux. La production d'engrais biologiques de récupération ne devrait pas viser à créer une offre (en essayant de résoudre un problème de déchets), mais plutôt à répondre à une demande (les engrais biologiques que souhaitent les agriculteurs).

Figure IV.6

Options permettant de combiner un traitement simple avec une transformation plus avancée des effluents d'élevage, afin de récupérer et valoriser les nutriments et l'énergie



Source : Adapté à partir de Jensen (2013).

Remarque : Les options affichées aboutissent à des engrais biologiques très différents. Seuls quelques-uns sont actuellement commercialisés ; d'autres sont encore au stade expérimental/pilote (et ne sont donc pas abordés en détail ici).

2. Mesures de réduction pour le stockage, le traitement et la transformation des effluents d'élevage

Stockage des effluents

Mesure n°1 relative aux effluents d'élevage : stockage couvert des effluents d'élevage (couverture pleine et aire étanche)

236. Un large éventail d'options est disponible pour le stockage couvert des effluents d'élevage, que ce soit à l'aide de couvercles pleins, notamment sur des réservoirs en métal ou en béton, de couvertures flottantes sur les fosses en terre ou le recours à des sacs à lisier, qui ne produisent généralement que des émissions d'ammoniac négligeables s'ils sont bien exploités (principe 14). De plus amples informations sur ces systèmes figurent dans Bittman *et al.* (2014). Une attention moindre a été portée à la couverture des effluents solides (par exemple, le fumier de ferme et les fientes de volailles), notamment par des bâches en plastique. Le système de référence est un stockage non couvert, comprenant une surface perméable, d'où l'intérêt d'utiliser une base étanche pour limiter le lessivage des nitrates (cf. mesure n° 5 relative aux effluents d'élevage).

Tableau IV.25

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 1 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	1	3	1
Ampleur de l'effet	↓↓	~	?	↓↓	↓↓	↓↓

Mesure n° 2 relative aux effluents d'élevage : stockage couvert du lisier (croûte naturelle et aire étanche)

237. Les lisiers à teneur élevée en matière sèche peuvent former une croûte naturelle pendant le stockage, ce qui permet de réduire considérablement les émissions de NH₃ (Bittman and others, 2014). Il est largement reconnu que la formation de cette croûte a un impact sur les émissions de gaz de plusieurs façons :

- Par une résistance accrue au transfert massique (Olesen and Sommer, 1993) ;
- Par une oxydation du NH₃ (Nielsen and others, 2010) et du CH₄ (Petersen and others, 2005) ; et
- Par la formation de N₂O liée à la nitrification et à la dénitrification intervenant dans les interfaces liquide-air à proximité des poches d'air présentes dans les croûtes (Petersen et Miller, 2006).

238. L'ammoniac et le méthane peuvent être absorbés par l'activité microbienne dans la croûte, ce qui mène à une réduction des émissions (Petersen and Ambus, 2006 ; Nielsen and others, 2010), tandis que la production de N₂O peut être intensifiée (van der Zaag and others, 2009). Une évaluation complète des connaissances actuelles sur l'effet des croûtes naturelles figure dans Kupper *et al.*, 2020. Le système de référence est un stockage non couvert sur une surface perméable, d'où l'intérêt d'utiliser une aire étanche pour réduire le lessivage des nitrates (cf. mesure n° 5 relative aux effluents d'élevage).

Tableau IV.26

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 2 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	1	3	2
Ampleur de l'effet	↓	↑?	?	↓↓	~	↓

Mesure n° 3 relative aux effluents d'élevage : stockage couvert du fumier (couche de matériaux en vrac)

239. La couverture du fumier par une couche de matériaux en vrac, tels que la tourbe, l'argile, les zéolites et le phosphogypse peut réduire considérablement les émissions de NH₃. Cette approche consiste à empêcher le contact des surfaces émettrices d'ammoniac avec l'air, notamment en les couvrant de substances absorbant l'ammonium (principe 15). Il a été constaté (Lukin and others, 2014) que les émissions totales de NH₃ provenant des fientes de volaille s'élevaient à 5,9 % lorsqu'elles étaient couvertes de tourbe, à 4,7 % lorsqu'elles étaient couvertes de terreau, à 1,3 % lorsqu'elles étaient couvertes de zéolithe et à 16,9 % lorsqu'elles étaient couvertes de phosphogypse. Ces valeurs sont relatives aux émissions de NH₃ dans le système de référence, sans couverture. L'utilisation de ces matériaux simples pour couvrir les tas d'engrais organiques permet donc de réduire considérablement les émissions d'ammoniac dans l'atmosphère (Lukin and others, 2014). Des protocoles sont requis pour déterminer l'épaisseur minimale de chaque type de matériau de couverture et des essais supplémentaires nécessaires pour évaluer l'effet sur les émissions de N₂O, NO et N₂. Sauf à utiliser une aire étanche, cette approche présente un risque important de lessivage des nitrates. Une combinaison des mesures n°s 3 et 5 relatives aux effluents d'élevage réduira à la fois les émissions d'azote dans l'air et les pertes par lixiviation dans l'eau.

Tableau IV.27

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 3 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	3	3	2
Ampleur de l'effet	↓↓	?	?	~	?	↓

Mesure n° 4 relative aux effluents d'élevage : stockage du fumier dans un endroit sec

240. Le simple stockage du fumier dans un endroit sec, à l'abri des intempéries, peut également réduire les émissions de N₂ et de toute une série de composés azotés. Cette mesure est encore plus importante pour la litière de volailles séchée, car conserver le fumier au sec limite la formation de NH₃ par hydrolyse de l'acide urique. Cependant, la litière de volaille est hygroscopique et émet un peu d'ammoniac en atmosphère humide, même si elle est maintenue à l'abri des intempéries (par exemple, Elliot and Collins, 1982). Le stockage des effluents solides à l'abri des intempéries minimise la minéralisation et la dénitrification, qui peuvent provoquer des émissions de N₂O, NO_x et N₂, et réduit le lessivage des nitrates et des autres formes de N_r. Le système de référence est un entreposage non couvert, sur une surface perméable, d'où l'intérêt du stockage dans un environnement sec pour réduire le lessivage des nitrates (cf. mesure n° 5 relative aux effluents d'élevage).

Tableau IV.28

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 4 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	2	2	2	2	1
Ampleur de l'effet	↓	~/↓	↓	↓	↓	↓ ^a

^a Pour la litière sèche des volailles, un simple stockage dans un environnement sec est la solution la plus efficace pour éviter l'hydrolyse de l'acide urique et les processus microbiens associés.

Mesure n° 5 relative aux effluents d'élevage : stockage du fumier sur une aire en béton étanche entourée de murs

241. Les investissements à réaliser pour mettre en œuvre cette mesure sont motivés par la nécessité de réduire le lessivage des nitrates et des autres formes d'azote réactif en évitant le ruissellement et l'infiltration dans le sol. Cette mesure a l'avantage d'être peu coûteuse, mais risque d'entraîner des émissions importantes d'ammoniac et n'empêche pas la nitrification et la dénitrification, deux réactions qui contribuent aux émissions de N₂O, de NO_x et de N₂. Le système de référence est un stockage non couvert, sur une surface perméable, d'où l'intérêt d'utiliser une aire étanche pour réduire le lessivage des nitrates. Le stockage des effluents solides sur une aire en béton est considéré comme une bonne pratique agricole évitant la pollution par les nitrates, mais il ne contribue pas à la réduction des émissions de NH₃.

Tableau IV.29

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 5 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3	3	3	1	3	2
Ampleur de l'effet	~	~	~	↓ ^a	~	↓ ^a

^a Cette approche peut être considérée comme préférable au stockage du fumier solide à ciel ouvert, mais risque de générer des émissions importantes d'autres formes mobiles de N_r et de N₂.

Traitement simple des effluents d'élevage*Mesure n° 6 relative aux effluents d'élevage : brassage du lisier (pendant le stockage)*

242. Le brassage du lisier pendant le stockage est l'un des traitements les plus courants. Il permet d'homogénéiser le lisier, généralement peu de temps avant l'épandage, et d'assurer ainsi une répartition uniforme des nutriments dans la/les parcelle(s) traitée(s). Ceci mis à part, ce brassage ne présente aucun autre avantage comparativement à un lisier non brassé. Il ne réduit ni la teneur en matière sèche ni la teneur en carbone, et ne change en rien le ratio C/N. Aucune modification significative des émissions de N₂O ou de CH₄ n'est à attendre, mais le NH₃ risque d'augmenter en fonction de l'ampleur du mélange et du moment où il est réalisé (le brassage aura tendance à augmenter le pH en favorisant la perte de CO₂ du lisier), de sorte que l'opération doit donc être effectuée peu de temps avant l'épandage.

Tableau IV.30

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 6 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3	3	3	3	3	3
Ampleur de l'effet	~/ (↑)	~	~	~	~	~

Mesure n° 7 relative aux effluents d'élevage : adsorption de l'ammonium du lisier

243. L'ajout de certains additifs au lisier permet l'adsorption chimique, physique ou biologique de l'ammonium. Les additifs minéraux à base d'argile/de zéolite adsorbent l'azote ammoniacal et peuvent donc potentiellement réduire les pertes de NH₃. Cependant, de grandes quantités d'additifs sont nécessaires pour que l'opération soit efficace : il faut 25 kg de zéolite par m³ de lisier pour adsorber 55 % des ions ammonium (Kocatürk and others, 2017, 2019). Dans la plupart des exploitations agricoles commerciales, il n'est ni logistiquement possible ni économiquement rentable d'ajouter de telles quantités d'additifs au lisier. L'ajout de biochar (charbon à usage agricole) peut également réduire les émissions de NH₃ provenant du lisier stocké.

Tableau IV.31

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 7 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	3	3	1	3	2
Ampleur de l'effet	↓	? ^a	? ^a	? ^a	? ^a	↓

^a L'effet des additifs au lisier stocké, destinés à adsorber l'ammonium sur les pertes de N₂O, NO_x, NO₃⁻ et N₂, reste incertain.

Mesure n° 8 relative aux effluents d'élevage : acidification du lisier (stockage)

244. Un moyen simple de réduire les émissions d'ammoniac du lisier stocké consiste à diminuer le pH par adjonction d'acides forts ou d'autres substances acidifiantes. L'opération peut également être réalisée dans le bâtiment d'élevage (mesure n° 8 relative aux bâtiments d'élevage). Il convient de veiller à maintenir un pH bas pour tirer pleinement profit de cette mesure. L'abaissement du pH réduit également les émissions de CH₄. Cette solution a été mise en œuvre commercialement depuis 2010 dans des pays tels que le Danemark (en 2018, environ 15 à 20 % de l'ensemble du lisier épandu au Danemark était acidifié ; Birkmose, personal communication), et de nombreuses études ont fait état de sa grande efficacité en matière de réduction des émissions de NH₃ (voir par exemple, Fanguero and others, 2015), avec des taux de réduction des émissions pouvant atteindre plus de 80 %. L'acidification du lisier se fait le plus souvent à l'aide d'acide sulfurique (l'acide industriel le moins onéreux ; de plus, le sulfate ajouté sert de source d'éléments nutritifs pour les plantes), bien que l'utilisation d'autres acides soit également envisageable. Par ailleurs, l'acidification diminue grandement la formation de méthane, de l'ordre de 67 à 87 % (Petersen and others, 2012). La réduction de la nitrification et de la dénitrification limite les émissions de N₂O et N₂, bien que des études complémentaires soient nécessaires pour en faire la démonstration. Une nouvelle variante de cette méthode fait appel à l'électricité pour produire un plasma qui oxyde le diazote en monoxyde d'azote (NO) puis en dioxyde d'azote (NO₂), qui se transforme dans le lisier et produit de l'acide nitrique (HNO₃). De cette façon, l'acidification du lisier s'accompagne d'une augmentation de sa valeur nutritive (Graves and others, 2019). Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour évaluer pleinement cette option.

245. Le coût des systèmes internes d'acidification risque d'être plus élevé que l'acidification en cours d'épandage (mesure n° 9 relative aux effluents d'élevage), mais il est compensé par d'autres avantages, notamment : une meilleure qualité de l'air intérieur, dont profite les animaux et le personnel et qui peut avoir une incidence sur la productivité ; la rétention de plus d'azote tout au long de la chaîne de gestion du lisier ; et des économies subséquentes d'engrais.

Tableau IV.32

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 8 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2	2	3 ^a	2	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	↓	~ / ↓	~ ^a	↓	↓↓ ^a

^a Bien que cette mesure ne réduise pas directement les pertes de NO₃⁻, lorsque la réduction des émissions de NH₃ contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse (par exemple, quand la réglementation impose la prise en compte de données relatives aux engrais plus performants), elle peut contribuer à accroître l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N₂.

Mesure n° 9 relative aux effluents d'élevage : aération du lisier

246. L'apport d'oxygène par aération permet aux bactéries aérobies présentes dans le lisier de se développer. L'oxydation de la matière organique en CO₂ et H₂O augmente, ce qui réduit la production et l'émission de CH₄ les composés odorants sont dégradés et la teneur du lisier en matière sèche diminue. Le brassage intensif est de ce fait moins nécessaire et les propriétés techniques du lisier sont souvent améliorées. Cela étant, une aération efficace nécessite 200 m³ d'oxygène par tonne de lisier (Burton, 1998).

247. L'aération du lisier renforce les émissions de NH₃ et la consommation d'énergie. Elle risque de provoquer une hausse des émissions de NO_x, le surplus d'oxygène favorisant la nitrification, et les niveaux plus élevés de nitrates peuvent potentiellement intensifier d'autres pertes d'azote réactif oxydé et la dénitrification. Seules quelques études ont été consacrées à ces phénomènes et les ont quantifiés (Amon and others, 2006), et des recherches complémentaires sont nécessaires pour en permettre une évaluation complète. Dans le contexte actuel, une intensification de la dénitrification sous forme de diazote est considérée comme un gaspillage des ressources d'azote disponibles.

Tableau IV.33

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 9 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3	3	3	3	3	3
Ampleur de l'effet	↑↑	↑↑	↑?	?	?	↑↑

Mesure n° 10 relative aux effluents d'élevage : séparation mécanique des composants solides et liquides du lisier

248. Au cours de la séparation du lisier, les solides et les liquides sont isolés mécaniquement les uns des autres. Il en résulte deux fractions : une fraction liquide, un purin à la teneur en matière sèche relativement faible ; et une fraction solide qui peut être stockée en tas. La consommation d'énergie nécessaire pour la séparation du lisier est relativement faible et dépend de la technologie utilisée. L'opération permet une réduction de 40 à 45 % de la teneur en matière sèche de la fraction liquide et de la teneur en liquide de la fraction solide. La teneur en carbone du liquide est généralement diminuée de 45 à 50 %, le ratio C/N du liquide passant d'environ 10:1 à 5:1 (Amon, 1995 ; Sommer and others, 2013). Du fait du retrait du carbone du lisier, la dégradation bactérienne de la matière organique durant le stockage du lisier est limitée. Cependant, la fraction solide risque d'être soumise au phénomène inverse, en fonction des conditions de stockage.

249. L'extraction des éléments solides atténue la formation de croûtes et la sédimentation de la fraction liquide comparativement au lisier brut. Un brassage moins intensif sera donc nécessaire pour homogénéiser le lisier avant épandage. Par contre, le risque de pertes d'ammoniac augmente si le lisier est stocké sans couverture. C'est pourquoi, d'autres mesures de réduction des émissions sont nécessaires pendant le stockage de la fraction liquide (mesures n°s 1, 2 ou 8 relatives aux effluents d'élevage). La mise en œuvre de techniques d'épandage peu polluantes est elle aussi moins impérative car après séparation du lisier, celui-ci a une viscosité plus faible et circule plus facilement dans les tuyaux d'épandage (Owusu-Twuma and others, 2017). Les lisiers à très faible teneur en matière sèche peuvent être épandus à l'aide d'une tonne à lisier dotée d'une barre à buses utilisable sur des pentes >10 %, une opération impossible avec d'autres techniques d'épandage en bandes. D'autre part, la faible viscosité de la fraction liquide du lisier favorise l'infiltration rapide dans le sol. Ainsi, les plantes sont moins souillées et les émissions d'ammoniac après épandage sont généralement limitées. Une réduction substantielle des émissions d'ammoniac par séparation des lisiers est donc possible pour la fraction liquide, en particulier après l'épandage (par exemple, Amon and others, 2006).

250. Le ratio C/N de la fraction liquide du lisier ainsi séparé est généralement peu élevé, ce qui réduit le potentiel d'immobilisation de l'azote bactérien dans le sol et les émissions de N₂O. Il est ainsi plus aisé de prévoir et de calculer l'azote disponible pour les cultures et contenu dans la fraction liquide, ce qui permet de mieux adapter la fertilisation aux besoins

réels des cultures en termes de nutriments. Une étude portant sur la fertilisation par des lisiers non traités et d'autres soumis à séparation a permis de constater des taux de dénitrification nettement plus élevés avec des lisiers non traités. Par contre, la fraction liquide du lisier séparé a donné lieu à des rendements significativement supérieurs (Dosch, 1996). Cependant, la fraction solide est à manipuler avec précaution pendant le stockage, afin d'éviter des émissions importantes d'ammoniac. Cette composante solide peut par ailleurs devenir une source d'émissions de méthane dès lors qu'elle n'est pas correctement traitée. Si elle est utilisée comme matière première pour la production de biogaz, ce méthane peut potentiellement être récupéré et devenir une source d'énergie renouvelable. Après épandage, la fraction solide sert principalement à l'amélioration des sols et comme engrais azoté à libération lente.

251. La séparation du lisier répond à la plupart des exigences d'un traitement approprié des effluents d'élevage. Les coûts pourraient être encore réduits si la technologie était plus répandue et si davantage de séparateurs étaient commercialisés et à la disposition des agriculteurs. L'amélioration de la valeur fertilisante de la fraction liquide obtenue après séparation du lisier permet de réduire l'apport d'engrais azoté minéral. Cette fraction liquide peut être appliquée à la surface du sol dans une culture en cours, à l'aide d'épandeurs en bandes très simples et peu coûteux (par exemple, des systèmes à tuyaux traînés, voir chap. V), avec une grande efficacité en termes d'absorption et une valeur de remplacement en engrais élevée. La principale réserve à propos de cette méthode a trait au stockage, à la manipulation et à l'utilisation appropriés de la fraction solide. Ces opérations doivent impérativement être réalisées à faible émission (par exemple, mesure n° 11 relative à l'épandage) pour ne pas remettre en cause les avantages tirés de la fraction liquide. Une autre solution consiste à utiliser la fraction solide comme matière première pour la digestion anaérobie (mesure n° 11 relative aux effluents d'élevage) avec récupération des nutriments.

Tableau IV.34

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 10 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	½	2	3	3	2	2 ^b
Ampleur de l'effet	↓↓	↓	? ^a	? ^a	↓	↓ ^a

^a Bien que cette mesure ne réduise pas directement les pertes de NO_x et de NO₃⁻, lorsque la réduction des émissions de NH₃ contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse, elle peut contribuer à accroître l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r et de N₂.

^b Cette approche met principalement l'accent sur la réduction des émissions de la fraction liquide, qui contient la majeure partie de l'azote ammoniacal, ce qui implique : a) la nécessité de couvrir ou d'acidifier la fraction liquide pendant le stockage ; et b) la possibilité de réduire les émissions de NH₃ pendant l'épandage de cette fraction liquide (chap. V). Pour être pleinement efficace, cette approche exige également un stockage et une utilisation appropriés de la composante solide du lisier (par exemple, par un stockage à couvert, un enfouissement direct dans le sol ou la digestion anaérobie).

Mesure n° 11 relative aux effluents d'élevage : digestion anaérobie des effluents d'élevage

252. La digestion anaérobie des effluents d'élevage est principalement mise en œuvre à l'heure actuelle pour la production de bioénergie. L'amélioration de la qualité du fumier est donc généralement considérée comme un « sous-produit » de la digestion anaérobie. Toutefois, lorsqu'elle est associée à des méthodes de récupération des nutriments (voir la figure IV.6 ci-dessus ; par exemple, les mesures nos 3 et 5 relatives à la récupération des nutriments), la gestion des nutriments peut être considérée comme un objectif clef pleinement intégré de la digestion anaérobie. Les produits issus de la digestion anaérobie (biogaz, nutriments disponibles) peuvent constituer un revenu complémentaire pour les agriculteurs et leur permettre de procéder à des investissements (par exemple, dans le stockage adéquat du fumier et les technologies d'épandage).

253. La production de biogaz à partir d'effluents d'élevage par l'entremise de la digestion anaérobie vise à maximiser le rendement en biométhane. En l'absence de système de récupération du biogaz, il convient de limiter, autant que faire se peut, la dégradation

anaérobie non intentionnelle des substances organiques en méthane pendant l'étape de stockage des effluents, afin d'éviter le rejet dans l'atmosphère de ce dangereux GES. Cela permet également d'optimiser la disponibilité des ressources pour la production ultérieure de biogaz, lorsque des installations sont disponibles. La digestion anaérobie peut comporter une phase de chauffage du fumier, destinée à favoriser la digestion et entraînant une augmentation de la production de méthane utilisable dans divers systèmes (par exemple, pour la production combinée de chaleur et d'électricité). La digestion anaérobie réduit non seulement les émissions de méthane lors du stockage ultérieur des digestats, mais l'énergie produite remplace généralement l'énergie fossile. Ces deux effets se traduisent par une baisse des émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique.

254. La digestion anaérobie réduit d'environ 50 % la teneur en carbone et en matière sèche des effluents (Amon and Boxberger, 2000). La teneur en ammonium et le pH du lisier digéré sont supérieurs à ceux d'un lisier non traité. Ainsi, le potentiel d'émissions de NH_3 lors du stockage ultérieur du lisier est plus élevé. Le lisier digéré doit donc être stocké dans des citernes couvertes, reliées au système d'alimentation de l'usine de biogaz, car la formation de méthane se poursuit encore après la phase principale de digestion dans le digesteur chauffé.

255. En raison de sa faible teneur en matière sèche, le lisier de biogaz s'infiltré plus rapidement dans le sol, ce qui tend à réduire les émissions d'ammoniac après épandage. Mais l'augmentation de la teneur en ammonium et du pH fait naître un risque plus important de perte d'ammoniac, en particulier après l'application sur les sols. Il est donc fortement recommandé d'épandre le lisier de biogaz à l'aide de techniques à faible émission, près ou sous la surface du sol (par exemple, par épandage en bandes ou par injection, chap. V).

256. Il convient de noter que le processus de digestion anaérobie ne réduit pas en lui-même les émissions de NH_3 , mais il offre la possibilité de les diminuer du fait de l'exigence d'un système clos. De même, la digestion anaérobie produit un digestat à forte teneur en azote ammoniacal total (AAT) et à faible teneur en matière sèche, plus facile à gérer pour renforcer l'efficacité de l'utilisation de l'azote que le lisier ou le fumier solide à forte teneur en carbone. Cette digestion anaérobie offre de ce fait davantage de possibilités de réduction des émissions de NH_3 , mais la réalisation de cet objectif dépendra du déploiement d'un ensemble approprié de mesures. La mise en œuvre combinée de la digestion anaérobie (réduction de la teneur en matière sèche, hausse de la teneur en NH_4^+ et du pH), d'un stockage couvert avant utilisation et d'un épandage peu polluant (par exemple, au moyen de tuyaux traînés ou d'injection) permet ainsi de réduire considérablement les émissions de NH_3 . En outre, l'immobilisation de l'azote et les pertes de N_2O sont probablement inférieures à celles du lisier non traité, en raison de l'élimination des substances organiques facilement dégradables au cours du processus de digestion anaérobie. La consommation d'énergie pour le pompage et le brassage est considérablement diminuée du fait de la faible teneur en matière sèche. Associée à des méthodes appropriées d'épandage à faible émission du digestat, la digestion anaérobie présente donc de nombreux avantages. Par ailleurs, elle permet de poursuivre le traitement par des formes plus avancées de récupération des nutriments, notamment la précipitation des nutriments, la concentration et le stripping de l'ammoniac (voir fig. IV.6 ci-dessus ; mesures n^{os} 3 et 5 relatives à la récupération des nutriments).

Tableau IV.35

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 11 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	2 ^a	3	1 ^a	2 ^a	1
Ampleur de l'effet	↓↓ ^a	↓ ^a	? ^b	↓↓ ^b	↓ ^a	↓↓

^a La catégorie CEE et l'ampleur de l'effet sont indiquées sur la base d'une digestion anaérobie combinée à un épandage à faible émission du digestat (par exemple, un épandage en bandes ou par injection, chap. V). En raison du pH élevé du digestat anaérobie, les émissions d'ammoniac risquent autrement d'augmenter (↑↑).

^b Bien que cette mesure ne réduise pas directement les pertes de NO_x, lorsque la réduction des émissions de NH₃ et de N₂ contribue à limiter les apports d'azote réactif sous forme d'engrais azotés de synthèse, elle peut contribuer à accroître l'efficacité et la circularité du système, en réduisant d'autres pertes de N_r. Un socle étanche permet de limiter davantage la lixiviation des nitrates que le stockage/traitement du fumier sur une surface perméable.

Mesure n° 12 relative aux effluents d'élevage : compostage du fumier

257. Le compostage du fumier permet d'obtenir un engrais biologique stable, inodore, à faible teneur en eau, exempt de pathogènes et de semences, mais qui contient la plupart des nutriments initiaux (Jensen, 2013). Il permet de réduire considérablement la masse du fumier (du fait de l'évaporation de l'eau et de la décomposition des solides volatils pour libérer du CO₂) et donc les coûts de transport. Il est cependant difficile d'éviter une certaine perte d'azote sous forme de NH₃ et les émissions de gaz à effet de serre, avec un risque potentiel d'augmentation des émissions de N₂O et de CH₄, en plus des rejets de NO_x et de N₂ (Chowdhury and others, 2014). Le pouvoir fertilisant azoté des composts est souvent nettement inférieur à celui des composants de base riches en azote du fumier, principalement du fait des émissions de NH₃ et de N₂ associées (Jensen, 2013). Le compostage sur des aires poreuses peut par ailleurs entraîner un lixiviat important, notamment de NH₄⁺, de NO₃⁻ et d'autres composés azotés. Le compostage est une technologie peu coûteuse, mais nécessite de l'espace et consomme beaucoup d'énergie. Généralement, il n'est pas préconisé pour réduire les pertes d'azote, mais peut être choisi sur la base d'autres critères (par exemple, la diminution du volume et du poids, la stabilité du produit de compostage, la réduction des odeurs, une commercialisation plus facile ou encore l'amélioration des sols).

Tableau IV.36

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 12 relative aux effluents d'élevage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3	3	3	3 (2)	3	2
Ampleur de l'effet	↑	~ / ↑	↑	↑(↓ ^a)	↑	~. ^b

^a Si réalisé sur une aire étanche avec récupération des lixiviats de compostage.

^b Une évaluation globale plus favorable pour l'azote réactif peut être obtenue avec un « compostage en vase clos » combiné à un lavage acide de l'air évacué (voir les mesures relatives à la récupération des nutriments), utilisé dans certains contextes pour gérer les risques biologiques, même si les coûts de mise en œuvre s'en trouvent sensiblement augmentés.

258. En complément de ces options de traitement simple des effluents d'élevage, des zones humides artificielles ont également été utilisées pour traiter le lisier (voir mesure n° 5 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages).

Transformation avancée des effluents d'élevage et récupération des nutriments

Mesure n°1 relative à la récupération des nutriments : séchage et transformation en granulés de la fraction solide des effluents d'élevage

259. Le séchage et la transformation en granulés de la fraction solide du fumier, du lisier et des digestats permet d'obtenir un engrais biologique plus stable et inodore. Le séchage est une opération très énergivore et donc relativement coûteuse, à moins qu'une énergie excédentaire (par exemple, celle provenant du moteur de la centrale de cogénération d'une usine de biogaz) ne soit utilisable gratuitement ou à bas prix. Le processus entraîne inévitablement un surcroît de pertes de NH₃, à moins de traiter l'air extrait par filtration ou lavage et de prévoir la récupération de l'azote, ou d'acidifier la fraction solide avant le séchage. Le séchage est généralement associé à un système de pelletisation destiné à faciliter la manipulation des effluents. Les granulés sont commercialisables sous forme de matière organique et d'amendement de sol, riches en phosphore ; en cas d'acidification avant séchage, le produit obtenu permettra également un apport significatif d'azote absorbable par les végétaux (Pantelopoulos and others, 2017).

Tableau IV.37

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 1 relative à la récupération des nutriments

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 (1 ^a)	3	3	3	3	2
Ampleur de l'effet	↑ (↓ ^a)	~?	~?	~?	~?	~ ↑ (↓ ^a)

^a Cette méthode intensifie les émissions de NH₃, sauf si elle est combinée à l'acidification du lisier ou à une épuration/stripping (mesures n^{os} 4 et 5 relatives à la récupération des nutriments) de l'air évacué.

Mesure n°2 relative à la récupération des nutriments : combustion, gazéification ou pyrolyse

260. La combustion, la gazéification thermique ou la pyrolyse du fumier et des digestats solides permettent de générer de l'énergie utilisable pour la production de chaleur et/ou d'électricité. Cependant, à l'heure actuelle, cette méthode convertit la quasi-totalité de l'azote du fumier en N₂ (non récupérable), NO_x et NH₃. Les technologies de pointe disponibles (par exemple, la réduction sélective non catalytique) sont axées sur la dénitrification de l'azote réactif gazeux en N₂. Tant que des systèmes permettant de limiter au maximum la formation de N₂ et de récupérer l'azote réactif gazeux ne seront pas mis au point, cette mesure ne pourra pas être considérée comme appropriée pour réduire la perte totale d'azote.

261. Dans le même temps, cette approche produit des résidus sous forme de cendres ou de biochar (charbon à usage agricole). Ces cendres contiennent les nutriments non volatils hautement concentrés. Elles peuvent servir d'amendement riche en phosphore (P) et potassium (K), ou d'engrais biologique. Par contre, les autres nutriments sont généralement beaucoup moins présents dans les cendres que dans le fumier brut, le biochar se situant entre les deux. Les composés organiques du biochar sont très peu biodégradables et présentent une très grande surface spécifique, potentiellement chargée. Ce biochar peut être utilisé comme amendement pour améliorer le pH et la matière organique du sol.

Tableau IV.38

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 2 relative à la récupération des nutriments

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 (2 ^a)	3	3	3	3	3 (2 ^a)
Ampleur de l'effet	↑ (↓ ^a)	↑ (↓ ^a)	↑ (↓ ^a)	-	↑↑	↑↑

^a Les valeurs entre parenthèses illustrent l'intérêt de contrôles de processus additionnels (par exemple, la réduction sélective (non-) catalytique), qui visent à réduire au minimum les émissions de NO_x et NH₃. Cependant, les méthodes actuelles continuent d'augmenter les émissions de N₂, de sorte que l'azote réactif est effectivement gaspillé. Cette approche tend donc à diminuer l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle du système et fait obstacle aux progrès sur la voie d'une économie circulaire de l'azote. De nouveaux développements sont indispensables pour combiner la réduction au minimum de la formation de N₂ et la récupération efficace de l'azote réactif gazeux (Sutton and others, 2013).

Mesure n°3 relative à la récupération des nutriments : précipitation des sels d'azote

262. La struvite (NH₄MgPO₄·6 H₂O) peut être précipitée à partir des lisiers et purins, si les conditions s'y prêtent (pH ~9, rapport molaire 1:1:1 de Mg²⁺: NH₄⁺: PO₄³⁻, conditions physiques favorables à la décantation). En tant que telle, la précipitation de la struvite est une méthode d'extraction et de récupération de l'azote et du phosphore des effluents liquides. Elle a été mise au point pour traiter les eaux usées et permet de retirer aisément plus de 70 % du phosphore. Elle est également commercialisée pour les stations d'épuration, mais sa diffusion reste restreinte. Concernant les effluents d'élevage, la

technique de la struvite est particulièrement intéressante lorsqu'elle est appliquée aux lisiers digérés en anaérobiose et à la fraction liquide issue de la séparation des digestats ; elle a fait l'objet de nombreuses recherches au cours de la dernière décennie et a permis d'obtenir des taux relativement élevés d'extraction (56 à 93 % ; voir l'analyse plus détaillée dans Jensen, 2013). Cependant, la technique ne fonctionne que pour l'azote déjà présent sous forme de NH_4^+ et des développements supplémentaires sont nécessaires pour une application appropriée aux effluents et digestats liquides. Pour l'heure, seules quelques usines d'envergure industrielles sont en service dans le monde. Le principal avantage de la struvite est sa teneur élevée en azote et la similitude de ses propriétés physico-chimiques avec celles des engrais minéraux azotés classiques.

Tableau IV.39

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 3 relative à la récupération des nutriments

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	3	3	2	2	2
Ampleur de l'effet	↓ ^a	? ^a	? ^a	↓ ^a	↓ ^a	↓ ^a

^a Le tableau fait uniquement référence à la précipitation de la struvite. L'approche permettant de récupérer l'azote en vue de sa réutilisation, une réduction des principales pertes de NH_3 , NO_3^- et de N_2 à l'échelle du système est probable. Cela étant, les gains d'efficacité réels restent à démontrer. Cette mesure peut être considérée comme un moyen de réduire les pertes globales de N_r et de N_2 , en stimulant la récupération et la réutilisation des ressources d'azote réactif disponibles.

Mesure n°4 relative à la récupération des nutriments : concentration des sels et solutions d'azote

263. Les concentrés minéraux sont des solutions très riches en nutriments, obtenues par ultrafiltration, évaporation ou osmose inverse à partir de la fraction liquide issue de la séparation de phases des lisiers et des digestats. Ces concentrés minéraux (le rétentat) sont directement épanchables sur les terres agricoles, tandis que les eaux secondaires (le perméat), pauvres en nutriments, peuvent être rejetées directement dans les eaux de surface ou le système d'assainissement. En Europe, les régions d'élevage des Pays-Bas et de Belgique ont la plus large expérience de ces technologies. On y trouve un certain nombre de grandes usines centralisées de transformation des effluents d'élevage combinant plusieurs technologies (par exemple, la digestion anaérobie, la séparation solide-liquide, l'ultrafiltration/l'osmose inverse/le séchage des solides). Pour autant que les pertes puissent être réduites au minimum, la valeur de remplacement en engrais des concentrés minéraux peut être relativement élevée, car ils sont proches des engrais liquides commerciaux et contiennent presque tous les éléments nutritifs sous une forme minérale assimilable par les plantes. Toutefois, pour éviter les pertes de NH_3 gazeux, une acidification préalable ou l'injection du concentré dans le sol seront probablement nécessaires (Jensen, 2013). Pour l'heure, ces approches sont particulièrement énergivores, le défi pour l'avenir consistant à améliorer l'efficacité énergétique, avec une réduction des besoins énergétiques par kilo d'azote et d'autres nutriments récupérés. Ces technologies étant encore à l'étude, les catégories CEE sont pour le moment incertaines (par exemple, catégorie 3, en attendant une évaluation plus approfondie).

Mesure n°5 relative à la récupération des nutriments : stripping et récupération de l'ammoniac

264. Le stripping à air du NH_3 est un procédé consistant à mettre en contact la fraction liquide obtenue par séparation de phases des effluents d'élevage avec de l'air, l'ammoniac passant de la phase aqueuse à la phase gazeuse et étant entraîné par l'air qui joue le rôle de gaz extracteur. Une autre technologie, le « stripping à vapeur » remplace l'air par de la vapeur pour véhiculer l'ammoniac. L'évaporation intervenant à la surface du liquide, il est intéressant que cette surface soit la plus vaste possible. Ceci peut être réalisé dans une colonne de stripping dotée d'un matériau de garnissage structuré : le liquide couvre le matériau de garnissage en un mince film et voit ainsi sa surface décuplée. Le transfert de

masse se renforce également avec la concentration de NH_3 (aq) dans la phase liquide ; ainsi, lorsque le pH et/ou la température augmente, une partie croissante de l'azote ammoniacal total se trouve sous forme de NH_3 (aq) et le transfert de masse du NH_3 progresse (Sommer and others, 2013). Dans l'ensemble, la technologie est donc relativement énergivore et coûteuse, même si ces coûts peuvent être atténués en utilisant de l'énergie excédentaire bon marché/gratuite provenant, par exemple, d'une centrale de production combinée de chaleur et d'électricité alimentée au biogaz. Par ailleurs, le recours à des systèmes de contact membranaire à perméabilité sélective, fonctionnant à basse température, peut offrir une solution moins coûteuse, à condition d'éviter l'encrassement des membranes.

265. L'ammoniac rejeté par une colonne de stripping ou par une installation de séchage du fumier est récupérable grâce à une épuration par voie humide avec une solution acide, généralement de l'acide sulfurique, pour produire du sulfate d'ammonium (le plus courant). Il a également été fait état d'une technique utilisant de l'acide nitrique pour produire du nitrate d'ammonium. Ces deux composés peuvent servir de matières de base pour la fabrication d'engrais minéraux, ce qui contribue au développement d'une économie circulaire grâce à l'engagement des fabricants d'engrais d'utiliser de l'azote réactif récupéré et recyclé. Cette technologie bien connue est habituellement efficace. Les principaux obstacles à sa mise en œuvre sont les concentrations relativement faibles d'azote récupérable dans le liquide de l'épurateur-laveur (et donc les coûts logistiques élevés) et les exigences de qualité requise pour l'introduction du liquide d'épuration sur le marché des matières de base de l'industrie des engrais.

Tableau IV.40

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 5 relative à la récupération des nutriments

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓ ^a	↓ ^a	↓ ^a	↓ ^a	↓ ^a	↓↓ ^a

^a Cela peut être considéré comme une mesure permettant de réduire les pertes globales de N_r et de N_2 , en stimulant la récupération et la réutilisation des ressources d'azote réactif disponibles. Le N_r récupéré remplace ainsi les apports d'engrais minéraux par de l'azote nouvellement fixé, ce qui renforce l'efficacité et la circularité du système.

F. Meilleures pratiques et mesures prioritaires

266. Les meilleures pratiques et les priorités pour la sélection des mesures de réduction ou d'atténuation doivent être fondées sur les critères suivants :

- La facilité de mise en œuvre ;
- L'efficacité ;
- L'impact sur les émissions dans l'environnement ;
- Les effets secondaires ;
- La contrôlabilité ;
- Le rapport coût-efficacité.

267. Sur la base de ces critères, nous préconisons les mesures prioritaires suivantes.

Alimentation du bétail

268. Les priorités en matière d'alimentation du bétail énoncées ci-dessous contribuent à réduire les pertes d'azote :

- Éviter les surplus d'azote dès le début du continuum de gestion des effluents d'élevage ;

- b) Adapter le régime alimentaire au rendement des animaux (conformément aux orientations formulées dans le Code-cadre CEE-ONU de bonnes pratiques agricoles pour réduire les émissions d'ammoniac (Bittman and others, 2014) ;
- c) Adapter le régime alimentaire des animaux pour faire passer l'excrétion de l'azote de l'urine aux matières fécales ;
- d) Pour les bovins laitiers :
 - i) Réduire la teneur en protéines brutes de l'alimentation ;
 - ii) Adapter le régime alimentaire et le système de production laitière aux conditions du site ;
 - iii) Augmenter le rendement laitier avec des quantités modérées de concentrés ;
 - iv) Augmenter les cycles de production par vache ;
- e) Pour les porcins :
 - i) Réduire la teneur en protéines brutes de l'alimentation ;
 - ii) Instaurer une alimentation multiphase ;
 - iii) Utiliser davantage de déchets alimentaires (y compris ceux provenant de la transformation et de la vente au détail) comme moyen de réduire les émissions en amont et en aval.

Bâtiments d'élevage

269. Les priorités suivantes contribuent à réduire les pertes d'azote dans les bâtiments d'élevage :

- a) Réduire la température intérieure ;
- b) Réduire les surfaces d'émission, réduire les aires souillées par les déjections ;
- c) Diminuer le flux d'air sur les surfaces souillées ;
- d) Recourir aux additifs (par exemple, acidification) ;
- e) Retirer fréquemment le lisier et le stocker à l'extérieur ;
- f) À plus long terme : construire des bâtiments intelligents dotés d'une ventilation optimisée (bâtiment ouvert) ou d'un système d'épuration de l'air de ventilation (bâtiment clos), séparation immédiate des excréments solides et de l'urine, acidification en interne du lisier (porcins et bovins).

Stockage, traitement et transformation des effluents d'élevage

270. Les priorités suivantes contribuent à réduire les pertes d'azote et stimulent la récupération et la réutilisation de l'azote provenant du stockage, du traitement et de la transformation des effluents :

- a) Stocker les effluents solides à l'extérieur des bâtiments, sur une aire bétonnée, en un endroit sec/couvert ;
- b) Veiller à ce que les citernes à lisier soient étanches et couvertes, soit par un couvercle plein, soit en assurant la formation d'une croûte naturelle suffisante en surface ;
- c) Recourir au traitement du fumier, le cas échéant, pour :
 - i) Homogénéiser le contenu en nutriments pour un épandage plus uniforme, garantissant ainsi que toutes les ressources en nutriments disponibles sont bien utilisées pour la croissance des cultures ;
 - ii) Réduire la teneur en matière sèche des lisiers, par exemple, par la séparation solide-liquide, afin de faciliter l'infiltration dans les sols et limiter les pertes de NH_3 ;
 - iii) Augmenter la teneur en NH_4^+ du lisier pour maximiser l'apport en azote pour les cultures ;

iv) Abaisser le pH par acidification afin de réduire la volatilisation du NH_3 et augmenter la valeur fertilisante ;

v) Appliquer des méthodes de traitement des effluents afin de permettre la récupération combinée de l'énergie et des nutriments, par exemple, par digestion anaérobie, le cas échéant.

271. Le recours à la transformation avancée des effluents d'élevage, pour récupérer l'azote et générer des produits nutritifs à valeur ajoutée après recyclage des ressources azotées, devrait être limité aux situations où d'autres options efficaces ne sont pas envisageables, par exemple, les technologies avancées de séparation par filtration, l'osmose inverse et l'épuration-lavage du NH_3 , ou encore le séchage du fumier et des digestats solides pour la production d'engrais organiques. Idéalement, la production d'engrais biologiques de récupération ne devrait pas viser à créer une offre (en essayant de résoudre un problème de déchets), mais plutôt à répondre à une demande (les engrais biologiques que souhaitent les agriculteurs). Cela implique de régler le problème des excédents régionaux d'effluents provenant d'élevages à grande échelle.

G. Conclusions et questions de recherche

272. De toute évidence, la gestion des effluents d'élevage a une incidence sur le volume des émissions d'azote réactif (NH_3 , émissions directes et indirectes de N_2O , émissions de NO_x , lixiviation de NO_3) et de N_2 , ainsi que sur celui des émissions de CH_4 et de CO_2 . Et il en va ainsi à toutes les étapes du continuum de cette gestion des effluents (Chadwick and others, 2011). La production de ces gaz, ainsi que d'azote réactif lixiviable, étant d'origine bactérienne, la teneur en matière sèche et la température des effluents et du sol sont des facteurs clés sous-tendant les décisions à prendre en matière de gestion des effluents pour influencer sur l'ampleur des pertes d'azote et des émissions de gaz à effet de serre. Un peu d'incertitude continue de régner quant aux taux d'émission d'azote et de gaz à effet de serre aux différents stades de la gestion des effluents, et les chercheurs poursuivent l'étude des interactions entre cette gestion et les facteurs environnementaux régissant les émissions. Parmi les approches ciblées visant à réduire les émissions d'azote et de gaz à effet de serre au niveau des bâtiments d'élevage et du stockage des effluents, citons : l'optimisation du régime alimentaire, les technologies de logement à faible émission, le traitement des effluents et la récupération des nutriments. Elles font intervenir les technologies suivantes : des épurateurs d'air, le stockage à couvert du fumier, la séparation du lisier et la digestion anaérobie, la concentration de l'azote et les méthodes de stripping.

273. La législation actuellement en vigueur dans la région de la CEE permet de développer des scénarios « gagnant-gagnant », propices à la réduction de multiples formes de pollution. Un bon exemple en est la Directive de l'Union européenne sur les nitrates²², qui a conduit à l'élaboration de programmes d'action pour les zones vulnérables aux nitrates. Ces programmes visent à prévenir l'épandage d'effluents d'élevage, de lisier et de fientes de volaille (à forte teneur en azote) en automne, une pratique qui réduit les pertes d'azote, ainsi que les pertes directes et indirectes de N_2O . Il convient cependant de veiller à ce que la législation n'entraîne pas d'éventuels « transferts de pollution » (par exemple, une utilisation non maîtrisée de l'injection de lisier pour réduire les émissions de NH_3 , qui se traduirait par ailleurs par une hausse des émissions de N_2O , sans modification des apports azotés). D'après un des principes fondamentaux (chap. III, principe 6), les mesures réduisant une forme de perte d'azote doivent s'accompagner soit d'une réduction des apports d'azote frais, soit d'une augmentation des produits récoltés, de manière à préserver la cohérence des masses. Ainsi, ce qui ressemble à première vue à un arbitrage à l'échelle de la parcelle peut être considéré à l'échelle du site et de la région comme une possibilité d'évoluer vers un système plus circulaire, avec des pertes globales d'azote plus faibles.

²² Directive du Conseil du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, Journal officiel des Communautés européennes, L 375 (1991), p. 1 à 8.

274. La nature du cycle de l'azote et son interaction avec les cycles du carbone, du phosphore et d'autres nutriments exigent que l'on aborde de façon globale la réduction et l'atténuation des émissions d'azote et de gaz à effet de serre, afin de bien comprendre les mécanismes en jeu. La modélisation à l'échelle du système doit jouer un rôle clef en facilitant l'intégration de la complexité de la gestion et des contrôles environnementaux des émissions. Des progrès ont été réalisés dans cette voie (Sommer and others, 2009) et certaines études ont produit des modèles complets d'exploitation agricole englobant la production animale (del Prado and others, 2010).

Répondre aux besoins environnementaux

275. L'élaboration de pratiques exemplaires visant à réduire les incidences négatives sur l'environnement est liée aux concepts intégrés suivants :

- a) La relation entre les émissions d'azote et celles de gaz à effet de serre ;
- b) L'influence des changements climatiques sur les émissions d'azote ;
- c) Les interactions entre les mesures de réduction ou d'atténuation et les mesures d'adaptation ;
- d) Les interactions entre les émissions d'azote et le bien-être animal ;
- e) L'évaluation intégrée du continuum de gestion des effluents d'élevage dans son ensemble ;
- f) L'évaluation intégrée prenant en compte les trois piliers de la durabilité : économie, environnement et société ;
- g) Les interactions entre la demande des consommateurs et les émissions d'azote ;
- h) Le développement de concepts propres à chaque région pour une intensification durable ;
- i) La modélisation de la production animale à l'échelle régionale, nationale et mondiale ;
- j) L'impact économique tant du coût des techniques que des avantages pour les agriculteurs de la réduction des émissions et de la rétention de l'azote en tant qu'engrais.

276. L'élaboration de mesures ou de politiques visant à réduire les effets néfastes sur l'environnement suppose une bonne compréhension des processus suivants :

- a) L'évaluation des émissions provenant des étables à ventilation naturelle ;
- b) L'évaluation des émissions des nouveaux systèmes de bâtiments d'élevage respectueux des animaux ;
- c) La mise au point de mesures de réduction ou d'atténuation des émissions, notamment pour les étables à ventilation naturelle occupées par des vaches laitières (par exemple, la ventilation ciblée et les épurateurs d'air, l'acidification du fumier, etc.) ;
- d) Les interactions entre les changements climatiques et le stress thermique/le comportement des animaux/les émissions ;
- e) Les interactions entre les régimes à faible teneur en protéines et les émissions d'azote et de gaz à effet de serre ;
- f) Les interactions entre les émissions d'azote et celles de gaz à effet de serre provenant du logement des animaux, du stockage des effluents et de l'épandage ;
- g) L'évaluation du cycle de vie : par exemple, pour les bovins laitiers, alimentation à base d'herbe ou alimentation à faible teneur en protéines ;
- h) Les additifs à l'alimentation et aux effluents d'élevage destinés à améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote ;

i) Le traitement des effluents pour une efficacité accrue de l'utilisation de l'azote (augmentation de la teneur en nutriments, réduction des émissions) et les possibilités de transformation permettant de récupérer l'azote du fumier pour des engrais biologiques dans une économie circulaire.

277. L'élaboration de mesures ou de politiques visant à réduire les effets néfastes sur l'environnement suppose la mise au point de solutions souples pour améliorer l'environnement :

a) Le climat et les conditions propres à chaque site varient au sein de la région de la CEE et à l'échelle mondiale ;

b) L'ensemble des trois piliers de la durabilité est à prendre en compte : durabilité économique, durabilité environnementale et durabilité sociale ;

c) Les conflits d'intérêts doivent être résolus ;

d) Des approches ciblées sont à mettre en œuvre en fonction des besoins régionaux.

278. L'élaboration de mesures ou de politiques visant à réduire les effets néfastes sur l'environnement suppose une communication et une coopération efficaces :

a) La mise en place de réseaux pour échanger des informations sur la gestion des effluents d'élevage, mettre les gens en contact et nouer des partenariats ;

b) Le lancement d'un pôle de connaissances en ligne répertoriant les meilleures pratiques pour le logement des animaux et la gestion des effluents ;

c) La création d'un fichier d'experts en vue d'apporter une assistance technique, de dispenser des formations ciblées, de procéder à des analyses et des mises en œuvre pratiques et de fournir un soutien politique, en recourant largement au cofinancement et aux ressources en nature mis à disposition par les partenaires ;

d) L'élaboration de pratiques exemplaires est un défi. Les conditions climatiques et les particularités de chaque site sont extrêmement variables. Il est essentiel de prendre en compte les trois piliers de la durabilité – l'économie, l'environnement et la société – et de tirer parti des synergies potentielles tout en remédiant aux éventuels conflits d'intérêt. Tout ceci mène inévitablement à la conclusion qu'il n'y aura pas de solution universelle. Les concepts de pratiques exemplaires constituent une base permettant d'orienter l'élaboration de mesures flexibles et ciblées propres à chaque région et à chaque contexte.

H. Références

- Aarnink, A. J. A., van den Berg, A.J., Keen, A., Hoeksma, P., Verstegen, M.W.A.. 1996. Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agriculture Engineering Research*, 64, 299–310.
- Amon, T., Boxberger, J. (2000). Biogas production from farmyard manure. In: FAO European Cooperative Research (Ed.), *Management Strategies for Organic Wastes in Agriculture*. Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), 9th International Conference, 6 – 9th September 2000, Gargnano, Italy.
- Amon, T., Boxberger, J., Gronauer, A., Naser, S. 1995. Einflüsse auf das Entmischungsverhalten, Abbauvorgänge und Stickstoffverluste von Flüssigmist während der Lagerung. In: *Bau und Technik in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung, Beiträge zur 2. Internationalen Tagung am 14./15. März 1995 in Potsdam*. Institut für Agrartechnik Bornim, MEG, KTBL, AEL (Eds), pp. 91–98.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Frohlich, M., Amon, T., Pollinger, A., Mosenbacher, I., Hausleitner, A. 2007. Ammonia and greenhouse gas emissions from a straw flow system for fattening pigs: Housing and manure storage. *Livestock Science* 112, 199–207.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 153–162.
- Bernal, M.P., Bescós, B., Bonmatí, A., Burgos, L., Bustamante, M. Á., Clemente, R., Fabbri, C., Flotats, X., García-González, M.C., and 17 others. 2015. *Evaluation of manure management systems in Europe*. LIFE + MANEV report. LIFE09 ENV/ES/000453, Published by SARGA. <https://core.ac.uk/download/pdf/46606176.pdf>
- Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O., Sutton, M.A., (Eds.). 2014. *Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, UK.
- Braam, C. R., Ketelaars, J., Smits, M.J.C. 1997a. Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Life Sciences* 45, 49–64.
- Braam, C. R., Ketelaars, J., Smiths, M.J.C. 1997b. Ammonia Emission from a Double-Sloped Solid Floor in a Cubicle House for Dairy Cows. *Journal of Agricultural Engineering Research* 68, 375–386.
- Broderick, G. A. 2003. Effects of Varying Dietary Protein and Energy Levels on the Production of Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science* 86, 1370–1381.
- Burton, C.H. 1998. Processing strategies for organic wastes. In: J. Martinex (Ed.) *Management strategies for organic waste use in agriculture*. Abstracts of papers of 8th international conference of the FAO network on recycling of agricultural, municipal and industrial residues in Agriculture.
- Burton, C. H. 2007. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livestock Science* 112, 208–216.
- Butterbach-Bahl, K., Per Gundersen, P., Ambus, P., Augustin, J., Beier, C., Boeckx, P., Dannenmann, M., Sanchez Gimeno, B., Ibrom, A., Kiese, R., Kitzler, B., Rees, R.M., Smith, K.A., Stevens, C., Vesala, T., Zechmeister-Boltenstern, S. 2011a. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. Chapter 6 in: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erismann, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, B. Grizzetti, (Eds.), *The European Nitrogen Assessment* (pp. 99–125). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Butterbach-Bahl, K., Nemitz, E., Zaehle, S., Billen, B., Boeckx, P., Erismann, J.W., Garnier, J., Upstill-Goddard, R., Kreuzer, M., Oenema, O., Reis, S., Schaap, M., Simpson, D., de Vries, W., Winiwarter, W., Sutton, M.A. 2011b. Effect of reactive nitrogen on the

European greenhouse balance. Chapter 19 in: *The European Nitrogen Assessment* (pp 434–462). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Canh, T. T., Aarnik, A., Schutte, J.B., Sutton, D.J., Verstegen, M.W.A. 1998. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science* 56 (no. 5, December), 181–191.

Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L. Amon, B., Misselbrook, T. 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166–167, 514–531.

Chowdhury, A., de Neergaard, A., Jensen, L.S. 2014. Composting of solids separated from anaerobically digested animal manure: Effect of different bulking agents and mixing ratios on emissions of greenhouse gases and ammonia. *Biosystems Engineering* 124, 63–77 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2014.06.003>

De La Mora-Orozco, C., González-Acuña, I.J., Saucedo-Terán, R.A., Flores-López, H.E., Rubio-Arias, H.O., Ochoa-Rivero, J.M. 2018. Removing Organic Matter and Nutrients from Pig Farm Wastewater with a Constructed Wetland System. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15 (5), 1031.

Dämmgen, U., Hutchings, N.J. 2008. Emissions of gaseous nitrogen species from manure management: a new approach. *Environmental Pollution*, 154, 488–497.

del Prado, A., Chadwick, D., Cardenas, L., Misselbrook, T., Scholefield, D., Merino, P. 2010. Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136, 318–332.

Denmead, O.T., Freney, L.R., Simpson J.R. 1982. Dynamics of ammonia volatilization during furrow irrigation of maize. *Soil Science Society of America Journal* 46, 149–155. DLG 2020. *DLG-Testzentrum Technik und Betriebsmittel: Prüffrahen Abluftreinigungssysteme für Tierhaltungsanlagen, Groß-Umstadt*. <https://www.dlg.org/de/landwirtschaft/tests/suche-nach-pruefberichten/#!/p/3/u/95/1?locale=de&locale=en>

Dosch, P. 1996. *Optimierung der Verwertung von Güllestickstoff durch Separiertechnik und kulturartspezifische Applikationstechniken*. Bayerisches Staatsministerium für ELuF, Gelbe Reihe, Landtechnische Berichte aus Praxis und Forschung, No 56.

Ellen, H. H., Hol, J.M.G., Hoofs, A.I.J., Mosquera, J., Bosma, A.J.J. 2008. *Ammoniakemissie en kosten van chemische luchtwater 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, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/35138>.

Elliott, H. A. and Collins, N. E. 1982. Factors Affecting Ammonia Release in Broiler Houses. *Transactions ASAE*, 25(2), 413–418, doi:10.13031/2013.33545

Fanguero, D., Coutinho, J., Chadwick, D., Moreira, N., Trindade, H. 2008a. Effect of cattle slurry separation on greenhouse gas and ammonia emissions during storage. *Journal of Environmental Quality*, 37 (no. 6, November), 2322–2331.

Fanguero, D., Pereira, J., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Moreira, N., Trindade, H. 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* 80, 107–120.

Fanguero D., Hjorth M., Gioelli F. 2015. Acidification of animal slurry: a review. *Journal of Environmental Management* 149, 46–56.

Firestone, M.K., and Davidson, E.A. 1989. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: M.O. Andreae and D.S. Schimel (Eds.), *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere* (pp. 7–21). Wiley, New York, NY, USA.

- Gilhespy, S. L., Webb, J., Chadwick, D.R., Misselbrook, T., Kay, R., Camp, V., Retter, A.L., Bason, A. 2009. Will additional straw bedding in buildings housing cattle and pigs reduce ammonia emissions? *Biosystems Engineering* 102, 180–189.
- Graves, D.B., Bakken, L.B., Jensen, M.B., Ingels, R. (2019) Plasma activated organic fertilizer. *Plasma Chemistry and Plasma Processing* 39, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11090-018-9944-9>
- Guingand N. 2009. *Wet scrubber: one way to reduce ammonia and odours emitted by pig units*. Paper presented at the sixtieth meeting of the European Association for Animal Production, Barcelona, Spain, 24–27 August 2009.
- Guingand, N. and Courboulay, V. 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 March 2007, Ede, Netherlands* (pp. 147–148). Wageningen, the Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Hahne, J., Arends, F., Beverborg, R., Niehoff, A.-L., Bönsch, S., Hortmann-Scholton, A. 2016. *Aktuelle Entwicklung Kosten-Nutzenanalyse und Vollzugsempfehlungen für den Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in der Tierhaltung*. UBA Texte 61/2016, pp. 41–65.
- Huynh, T. T. T., Aarnink, A.J.A., Spolder, H.A.M., Verstegen, M.W.A., Kemp, B. 2004. Effects of floor cooling during high ambient temperatures on the lying behavior and productivity of growing finishing pigs. *Transactions of the ASAE*, 47 (5), 1773–1782.
- Hutchinson, G. L. and Davidson E.A. (1993): *Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil*. ASA special publication Nr. 55, 79–93.
- Jensen, L.S. (2013) Animal Manure Residue Upgrading and Nutrient Recovery in Biofertilizers. Chapter 14 in S.G. Sommer, M.L. Christensen, T. Schmidt, L.S. Jensen (Eds.) *Animal Manure Recycling - Treatment and Management* (pp. 271-294). John Wiley and Sons Ltd., ISBN 9781118488539.
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J.E., Hansen, M.N., Sommer, S.G. 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28, 148–154.
- Kocatürk-Schumacher, N.P., Bruun, S., Zwart, K., Jensen, L.S. 2017. Nutrient recovery from the liquid fraction of biogas digestate by adsorption to clinoptilolite. *CLEAN – Soil, Air, Water* 45 (6), 1500153 <http://dx.doi.org/10.1002/clen.201500153>.
- Kocatürk, N.P., Zwart, K., Bruun, S., Jensen, L.S. Brussaard, L. 2019. Recovery of nutrients from the liquid fraction of digestate: Use of enriched zeolite and biochar as nitrogen fertilizers. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 182, 187–195. doi.org/10.1002/jpln.201800271.
- Kupper, T., Häni, C., Neftel, A., Kincaid, C., Bühler, M., Amon, B., VanderZaag, A. 2020 (under revision). Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Lassaletta, L., Estellés, F., Beusen, A.H.W., Bouwman, L., Calvet, S., van Grinsven, H.J.M., Doelman, J.C., Stehfest, E., Uwizeye, A., Westhoek, H. 2019. Future global pig production systems according to the Shared Socioeconomic Pathways. *Science of The Total Environment* 665, 739–751.
- Lukin, S.M., Nikolskiy, K.S., Ryabkov, V.V., Rysakova, I.V. 2014 Methods to reduce ammonia nitrogen losses during production and application of organic fertilizers. In: *Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg. Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA region* (pp. 169–175).
- Melse, R. W., Ogink, N.W.M., Bosma B.J.J. 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 May 2008, Des Moines, Iowa, United States of America.

- Melse, R. W., Hofschreuder, P., Ogink, N.W.M. 2012. Removal of Particulate Matter (PM₁₀) by Air Scrubbers at Livestock Facilities: Results of an On-Farm Monitoring Program. *Transactions of the ASABE* 55, 689–698.
- Melse, R. W., and Ogink N.W.M. 2005. Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the ASAE* 48, 2303–2313.
- Misselbrook, T. H. and Powell J.M. 2005. Influence of Bedding Material on Ammonia Emissions from Cattle Excreta. *Journal of Dairy Science*, 88, 4304–4312.
- Møller, H. B., Hansen J. D., Sørensen C.A.G. 2007. Nutrient recovery by solid–liquid separation and methane productivity of solids. *Transactions of the ASABE* 50, 193–200.
- Monteny, G. J. 2000. *Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses*. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands (with summaries in English and Dutch).
- Nielsen, D.A., Nielsen, L.P., Schramm, A., Revsbech, N.P. 2010. Oxygen distribution and potential ammonia oxidation in floating, liquid manure crusts. *Journal of Environmental Quality* 39, 1813–1820
- Ogink, N.W.M., and Bosma, B.J.J. 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 September 2007. ASABE. Available from <http://elibrary.asabe.org/conference.asp?confid=aqwm2007>.
- Olesen, J.E., and Sommer, S.G. 1993. Modelling effects of wind speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. *Atmospheric Environment. (Part A General Topics)* 27A, 2567–2574
- Owusu-Twuma, M.Y., Polastre, A., Subedi, R., Santos, A.S., Ferreira, L.M.M., Coutinho, J., Trindade, H. 2017. Gaseous emissions and modification of slurry composition during storage and after field application: Effect of slurry additives and mechanical separation. *Journal of Environmental Management* 200, 416–422.
- Pantelopoulos, A., Magid, J., Jensen, L.S., Fangueiro, D. 2017. Nutrient uptake efficiency in ryegrass fertilized with dried digestate solids as affected by acidification and drying temperature. *Plant and Soil* 421, 401–416
- Patterson, P. H., and Adrizal. 2005. Management Strategies to Reduce Air Emissions: Emphasis — Dust and Ammonia. *Journal of Applied Poultry Research* 14 (no. 3, Fall), 638–650.
- Petersen, S.O., and Ambus, P. 2006. Methane oxidation in pig and cattle slurry storages, and effects of surface crust moisture and methane availability. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 1–11.
- Petersen, S.O., Amon, B., Gattinger, A. 2005. Methane oxidation in slurry storage surface crusts. *Journal of Environmental Quality* 34, 455–461
- Petersen S.O., Andersen A.J., Eriksen J. 2012. Effects of Cattle Slurry Acidification on Ammonia and Methane Evolution during Storage. *Journal of Environmental Quality* 41, 88–94. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0184>
- Petersen, S.O., and Miller, D.N. 2006. Greenhouse gas mitigation by covers on livestock slurry tanks and lagoons? *Journal of the Science of Food and Agriculture* 86, 1407–1411.
- Poach, M. E., Hunt, P. G., Vanotti, M. B., Stone, K. C., Matheny, T. A., Johnson, M. H. and Sadler, E. J. 2003. Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. *Ecological Engineering* 20, 183–197. [doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00024-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00024-7).
- Powell, J. M., Misselbrook T.H., Casler M.D. 2008. Season and bedding impacts on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Environmental Quality*, 37, 7–15.
- Reis, S., Howard, C., Sutton, M. A. (Eds.). 2015. *Costs of Ammonia Abatement and the Climate Co-Benefits*. Springer, 284 pp.

- Ritz, C. W., Mitchell, B.W., Fairchild, B.D., Czarick, M., Worley, J.W. 2006. Improving In-House Air Quality in Broiler Production Facilities Using an Electrostatic Space Charge System. *Journal of Applied Poultry Research* 15 (no. 2, Summer), 333–340.
- Santonja, G.G., Georgitzikis, K., Scalet, B.M., Montobbio, P., Roudier, S. Delgado Sancho, L. 2017. *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs*. EUR 28674 EN. doi:10.2760/020485.
- 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). DLO18-IMAG19 Report P, 98–60. Wageningen, the Netherlands.
- Sommer, S.G., Olesen, J.E., Petersen, S.O., Weisbjerg, M.R., Valli, L., Rohde, L., Béline, F. 2009. Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Glob. Change Biol.* 15, 2825–2837.
- Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T., Jensen, L.S. (Eds.). 2013. *Animal Manure Recycling - Treatment and Management*. John Wiley and Sons Ltd., ISBN 9781118488539, 384 pp.
- Sutton, M.A. and others (2013). *Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution*. Global Overview of Nutrient Management (Edinburgh, Centre of Ecology and Hydrology).
- Swensson, C. 2003. Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows, N in urine and ammonia release. *Livestock Production Science* 84 (no. 2, December), 125–133.
- Swierstra, D., Braam, C.R., Smits, M.J.C. 2001. Grooved floor systems for cattle housing: ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in Agriculture* 17, 85–90.
- VanderZaag, A.C., Gordon, R.J., Jamieson, R.C., Burton, D.L., Stratton, G.W. 2009. Gas emissions from straw covered liquid dairy manure during summer storage and autumn agitation. *Transactions of the ASABE* 52, 599–608
- VDLUFA 2019. *Kongressband*. Gießen.
- Webb, J., Misselbrook, T.H. 2004. A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. *Atmospheric Environment* 38, 2163–2176.
- Whitehead, D. C. 2000. *Nutrient Elements in Grassland: Soil-Plant-Animal Relationships*. Wallingford, United Kingdom: CABI Publishing.
- Ye, Z.Y., Zhang, G.Q., Li, B.M., Strøm, J.S., Tong, G.H., Dahl, P.J. 2008a. Influence of airflow and liquid properties on the mass transfer coefficient of ammonia in aqueous solutions. *Biosystems Engineering* 100 (3), 422–434.
- Ye, Z.Y., Zhang, G.Q., Li, B.M., Strøm, J.S., Dahl, P.J. 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*, 51, 2113–2122.
- Zhao, Y., Aarnink, A.J.A., Jong, M.C.M.de., Ogink, N.W.M., Groot, Koerkamp, P.W.G. (2011). Effectiveness of multi-stage scrubbers in reducing emissions of air pollutants from pig houses. *Transactions of the ASABE* 54, 285–293.
- zu Ermgassen, E.K.H.J., Phalan, B., Green, R.E., Balmford, A., 2016. Reducing the land use of EU pork production: where there's swill, there's a way. *Food Policy* 58, 35–48.

V. Épandage d'engrais organiques et minéraux

A. Introduction et contexte

279. L'azote (N) est le principal nutriment récupéré dans le sol par les cultures, et sa disponibilité en quantité suffisante est déterminante pour le rendement et la qualité nutritionnelle des récoltes, et donc la capacité des exploitations agricoles à nourrir l'humanité. La gestion des divers apports azotés épandus sur les terres agricoles aura une incidence sur le cycle ultérieur de l'azote, son utilisation par les cultures et les différentes formes de pertes d'azote dans l'environnement. Jusqu'à présent, l'accent a essentiellement été placé sur le contrôle des divers mécanismes responsables des pertes d'azote, notamment la lixiviation des nitrates (Directive de l'Union européenne sur les nitrates), l'ammoniac (Protocole de Göteborg, Directive de l'Union européenne fixant des plafonds d'émissions nationaux²³ et Directive « Habitats ») et l'oxyde de diazote (Protocole de Kyoto à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques), et des orientations ont été formulées à cet égard (par exemple, Document d'orientation de la CEE pour la prévention et la réduction des émissions d'ammoniac provenant des sources agricoles, Bittman and others, 2014). Le développement d'une approche plus concertée de ces orientations en matière d'azote suppose de bien comprendre l'impact des pratiques de gestion et des mesures ciblées de réduction ou d'atténuation sur l'ensemble du cycle de l'azote, plutôt que sur des mécanismes spécifiques. Il convient pour cela de savoir comment l'activité humaine, y compris l'agriculture, peut affecter tous les cycles des nutriments, et en particulier l'azote, qui est largement tributaire des activités microbiologiques et donc particulièrement sensible au carbone, à l'humidité et à la température du sol. Le présent chapitre traite d'approches intégrées visant à réduire les pertes dans l'air et dans l'eau engendrées par les apports d'azote sur les terres agricoles, en mettant en lumière les principaux mécanismes à l'origine des intrants et des pertes. Il décrit par ailleurs les principales mesures de réduction ou d'atténuation et hiérarchise les recommandations formulées à l'attention des décideurs et des professionnels.

280. Ce chapitre est à lire en conjonction avec le chapitre IV, consacré à la gestion des effluents d'élevage. Il convient d'adopter une approche intégrée de la réduction des pertes d'azote tout au long de la chaîne de gestion des effluents pour faire en sorte que les bénéfiques (par exemple, la diminution des pertes) des mesures prises au stade du logement des animaux et du stockage du fumier soient préservés au cours de la phase d'épandage. L'objectif est de veiller à ce que les économies d'azote réalisées au cours des étapes précédentes ne soient pas remises en cause ultérieurement par une gestion déficiente de l'épandage. Cette relation est particulièrement importante pour l'ammoniac (NH₃), dont les contacts avec l'air devront être minimisés tout au long de la chaîne de gestion des effluents d'élevage (principe 15).

281. L'expression « engrais minéraux » est utilisée tout au long de ce chapitre pour désigner les engrais inorganiques et organo-minéraux industriels, souvent appelés « engrais de synthèse ». Cette catégorie regroupe tous les types d'engrais minéraux azotés tels que le nitrate d'ammonium et le sulfate d'ammonium, mais aussi l'urée (et les engrais à base d'urée). L'urée est une molécule organique sur le plan chimique, mais elle est généralement classée dans les engrais « minéraux » car fabriquée habituellement à partir de matières inorganiques (NH₃ et CO₂) et combinée à d'autres engrais minéraux, tels que le phosphate, le sulfate et le nitrate d'ammonium. Dans le contexte de l'économie circulaire, avec le développement de la récupération de l'azote de sources organiques en vue de la production d'engrais minéraux (voir, par exemple, les mesures nos 3 et 5 relatives à la récupération des nutriments), ces distinctions deviennent de plus en plus flexibles.

²³ Directive (EU) 2016/2284 du Parlement européen et du Conseil du 14 décembre 2016 concernant la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphériques, modifiant la directive 2003/35/CE et abrogeant la directive 2001/81/CE, Journal officiel de l'Union européenne, L 344 (2016), p. 1 à 31.

B. Les apports d'azote aux terres agricoles

282. L'azote est épandu directement sur les terres agricoles en tant que nutriment pour les cultures, sous forme d'engrais minéraux de synthèse, d'engrais organiques (effluents d'élevage, notamment l'urine) ou d'autres amendements organiques provenant de déchets ou de sous-produits (par exemple, des boues d'épuration, des déchets ménagers et alimentaires, des résidus de transformation des aliments, de l'équarrissage des animaux, des digestats issus de la digestion anaérobie, des composts). Aux fins du présent chapitre, toutes ces sources sont considérées comme des engrais organiques ou minéraux.

283. Pour les effluents d'élevage gérés, une approche intégrée devra prendre en compte des pratiques améliorées en matière de stockage, de manutention et/ou de transformation de ces effluents (chap. IV), se traduisant potentiellement par un apport plus important d'azote lors de l'épandage. Les pâturages bénéficieront de l'azote sous une forme moins régulière, généralement par le dépôt aléatoire de fumier et d'urine par le bétail qui y paît. Les terres cultivées accueilleront également des apports d'azote provenant de la fixation biologique par les légumineuses et des microbes non symbiotiques, des retombées atmosphériques humides et sèches de diverses formes d'azote et, plus indirectement, du recyclage des résidus de culture. Ces apports sont examinés à l'échelle du paysage au chapitre VI.

284. Cumulés, ces apports directs et indirects représentent environ 27 millions de tonnes d'azote par an pour l'Union européenne (voir fig. V.1 ci-dessous). Il est à noter qu'il ne s'agit pas forcément de nouveaux apports d'azote aux parcelles ; par exemple, les restitutions de pâturage, les résidus de culture et une partie du fumier épandu constituent un recyclage de l'azote précédemment retiré du sol en tant que fourrage ou alimentation animale, puis restitué sous une forme différente, et souvent plus réactive. Les caractéristiques de ces différentes sources d'azote et leur gestion sont importantes pour déterminer et améliorer la valeur agronomique des cultures et des fourrages et pour réduire les effets potentiellement néfastes sur l'environnement et le climat. Dans toute la région de la CEE, les cadres juridiques existants limitent les apports d'azote aux terres agricoles dans certaines régions vulnérables (par exemple, celles couvertes par la Directive sur les nitrates au sein de l'Union européenne). D'autres sources d'orientation sur les stratégies d'atténuation de l'impact des pratiques agricoles sur le lessivage de l'azote et du phosphore dans les cours et les nappes d'eaux sont énumérées à la section 4.1 du présent chapitre.

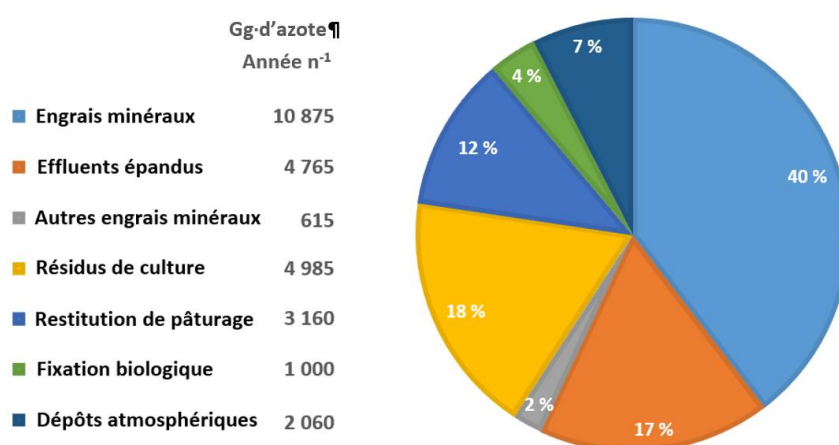
285. Dans la région de la CEE, les engrais minéraux sont prépondérants dans les apports d'azote aux terres agricoles, comme illustré par la figure V.1 pour l'Union européenne. En l'absence d'autres apports d'azote, les engrais azotés permettent généralement un doublement des rendements des cultures et sont un facteur essentiel de rentabilité et de productivité des cultures partout dans la région de la CEE. Les engrais azotés minéraux sont utilisés dans la quasi-totalité des exploitations agricoles de la région, hormis celles qui se consacrent à la production « biologique » (bien que même celles-ci puissent utiliser certaines formes d'engrais minéraux, notamment le phosphate naturel). En Europe, plusieurs préparations et mélanges d'engrais industriels azotés sont proposés sur le marché, et on peut considérer qu'ils fournissent de l'azote sous les formes chimiques d'ammonium, de nitrate ou d'urée. L'ammonium et le nitrate sont directement disponibles pour l'absorption par les plantes (avec cependant des préférences et des tolérances différentes), bien que l'ammonium se transforme également en nitrate dans le sol par le processus d'oxydation microbienne de la nitrification, qui libère des ions H^+ acidifiants dans la solution de sol. L'ammonium et le nitrate se comportent différemment dans le sol, le premier étant plus exposé aux pertes par volatilisation de l'ammoniac, tandis que le second est davantage sujet à des pertes par dénitrification (sous forme de gaz N_2O , NO_x et N_2) et par lixiviation (NO_3^-). L'urée s'hydrolyse après contact avec les sols humides en présence de l'enzyme uréase, extrêmement répandue, pour former de l'ammonium (puis du nitrate) ; le processus d'hydrolyse est associé à une hausse du pH près des granules, ce qui augmente considérablement la vulnérabilité aux pertes par volatilisation de l'ammoniac.

286. Les engrais minéraux contenant uniquement de l'azote (appelés « produits azotés simples ») comprennent le nitrate d'ammonium granulé, le nitrate d'ammonium calcique, l'urée et les solutions azotées constituées d'un mélange d'urée et de nitrate d'ammonium. L'ammoniac anhydre est un engrais liquide (gaz sous pression) qui nécessite un équipement

spécial et des mesures de sécurité particulières, ainsi que des conditions de sol appropriées pour une application par injection (notamment des sols praticables qui ne soient pas trop durs ou pierreux pour ne pas empêcher la pénétration des dents de l'injecteur). L'azote peut par ailleurs être combiné avec d'autres nutriments, notamment le sulfate d'ammonium, le phosphate diammonique et le nitrate de potassium. Le nitrate d'ammonium et le nitrate d'ammonium calcique sont les principales formes d'engrais utilisées en Europe, tandis que l'urée prédomine dans la région de la CEE au sens large, y compris en Amérique du Nord et en Asie centrale. En Europe, l'urée (sous forme pure ou de mélange urée-nitrate d'ammonium) ne représente qu'environ 25 % de l'ensemble des engrais azotés employés (selon les statistiques de l'Association internationale de l'industrie des engrais²⁴), mais ce chiffre pourrait augmenter dans certains pays européens, au risque d'accroître les émissions d'ammoniac. Selon Fertilizers Europe et Eurostat²⁵, les importations d'urée dans l'Union européenne ont quasiment doublé, passant d'environ 2,4 millions de tonnes en 2000-2001 à 4,8-5,3 millions de tonnes en 2015-2017.

Figure V.1

Estimation des apports d'azote aux sols agricoles dans l'Union européenne des 28 (en Gg d'azote par an) pour 2014



Source : Valeurs tirées de l'inventaire des gaz à effet de serre (GES) de 2016 soumis par l'Union européenne à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) (voir : <http://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2016>), à l'exception de la fixation biologique de l'azote et des dépôts atmosphériques, tirés de Leip *et al.*, (2011) pour l'année 2002.

Remarque : Les intrants provenant des résidus de culture, des restitutions de pâturages et, dans une certaine mesure, de la gestion des effluents d'élevage, représentent le recyclage de l'azote dans le système agricole.

287. Les principaux types d'élevage dont les effluents gérés sont épandus sur les sols sont les élevages bovins (laitiers et de boucherie), porcins et avicoles. Les bovins et les porcs excrètent de l'azote sous forme d'urée et de composés organiques complexes, mais l'urée se décompose rapidement en ammoniac dans les bâtiments d'élevage et durant le stockage du fumier, de sorte que les effluents d'élevage épandus sur les sols contiennent de l'azote sous des formes organiques et minérales (ammonium et nitrate et, pour les volailles, acide urique et urée). Les caractéristiques des effluents dépendent de l'alimentation et du rendement du bétail, du logement des animaux (y compris du recours éventuel à une litière), des systèmes de stockage et de toutes les transformations ultérieures effectuées avant épandage (comme décrit au chapitre IV). Voir ci-dessous pour de plus amples informations sur les caractéristiques des effluents :

a) Pour les bovins et les porcs, les effluents peuvent être classés en deux catégories : le lisier, mélange d'urine, de matières fécales, d'eau et d'une quantité relativement faible de litière (paille ou copeaux de bois), avec une teneur en matière sèche

²⁴ Voir www.ifastat.org/databases/plant-nutrition.

²⁵ Voir <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/newxtweb/>.

généralement comprise entre 1 et 10 % ; et le fumier de ferme, plus solide et composé d'urine et de matières fécales mélangées à de grandes quantités de litière (généralement de la paille), avec une teneur en matière sèche plus élevée (>15 %) ;

b) Les lisiers contiennent généralement 40 à 80 % de l'azote sous forme d'ammonium, le reste étant de l'azote organique et une quantité négligeable de nitrate, en raison des conditions anaérobies ;

c) Le fumier de ferme contient généralement une proportion beaucoup plus faible d'azote sous forme d'ammonium, du fait de la volatilisation et de la nitrification de l'ammoniac, et peut en contenir une petite fraction sous forme de nitrate. L'azote organique du fumier de ferme se minéralisera en ammonium au fil du temps, devenant ainsi absorbable par les cultures, mais il est également exposé aux mécanismes responsables des pertes d'azote dans l'eau et l'air ;

d) Les effluents de porcs ont généralement des teneurs en azote ammoniacal total et en azote inorganique disponible plus élevées que les effluents de bovins, en fonction des pratiques d'alimentation et de gestion ;

e) Pour les volailles, les effluents sont généralement classés dans les fumiers, provenant de systèmes où les excréments sont mélangés à la litière (par exemple, les poulaillers de poulets de chair et de dindes) ou comme fientes lorsque les excréments sont collectés et séchés à l'air sans litière (par exemple, dans le cas des poules pondeuses). Les deux formes ont des teneurs en matière sèche relativement élevées (>30 %) et des teneurs en azote ammoniacal total plus élevées que les effluents de bovins ou de porcs. Entre 30 et 50 % de l'azote des effluents avicoles peut être labile sous forme d'acide urique ou d'ammonium ;

f) La teneur en autres nutriments essentiels et non essentiels des effluents d'élevage est elle aussi très variable, et les taux d'épandage sont parfois limités en raison de la concentration en phosphore (P) et non en azote (N), leur ratio P:N étant relativement élevé par rapport à l'absorption par les cultures ;

g) La minéralisation ou immobilisation, la disponibilité et l'utilisation de l'azote des effluents sont fortement influencées par le rapport C/N des effluents et du sol, le pH, l'humidité et la température du sol, ainsi que par les techniques d'épandage, telles que l'enfouissement.

288. Les bovins et les ovins peuvent passer une bonne partie de l'année au pâturage, lorsque les caractéristiques pédologiques et climatiques régionales et les systèmes de gestion s'y prêtent. De même, dans le cadre de certains systèmes de production, les porcs et les volailles passeront du temps en extérieur (par exemple, les poules « en libre parcours », etc.). Les porcs ont des caractéristiques comportementales spécifiques, permettant de leur affecter des zones spécifiques pour le dépôt des déjections et de l'urine, alors que les bovins et les ovins excréteront de manière plus aléatoire dans la zone de pâturage, avec des charges plus importantes sur les emplacements où les animaux aiment se reposer ou dans les zones de forte circulation. Pendant le pacage, l'azote absorbé par les rations et non retenu par l'animal se dépose directement dans le pâturage en plaques très concentrées de fumier et d'urine. Le fumier contient principalement des formes organiques d'azote, qui se minéralisent par la suite à un rythme dépendant du sol et des facteurs environnementaux, alors que l'azote présent dans l'urine est sous forme inorganique²⁶ et peut être perdu immédiatement par volatilisation, lixiviation et dénitrification de l'ammoniac (Selbie and others, 2015). Par temps sec, les plaques d'urine et de matières fécales peuvent créer de petites zones mortes, dépourvues d'herbe, réduisant l'apport d'azote, ou favoriser la pousse de l'herbe. En outre, pendant un certain temps, les animaux risquent de ne pas consommer l'herbe au milieu des tas d'excréments, un comportement qui peut être associé à la prévention de vers intestinaux. Une prairie cultivée de manière intensive favorisera

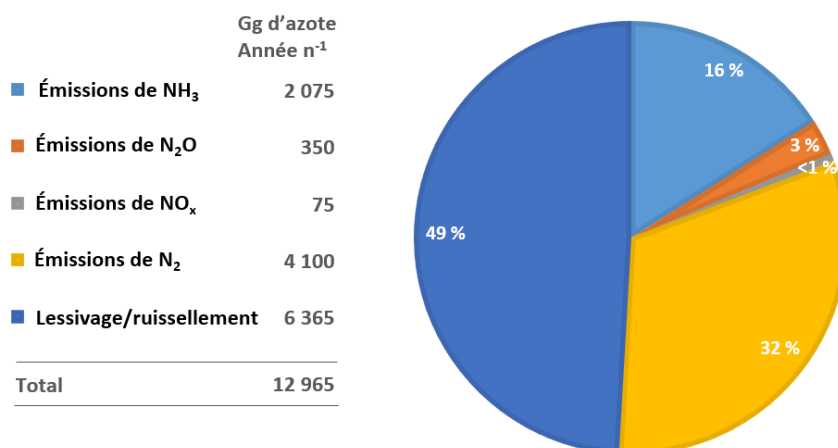
²⁶ L'azote dans l'urine se présente essentiellement sous forme d'urée. Il s'agit d'un composé organique, le $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$, qui s'hydrolyse rapidement pour libérer de l'azote ammoniacal (NH_3 et NH_4^+) ainsi que du dioxyde de carbone (CO_2).

généralement un dépôt plus uniforme du fumier et de l'urine ainsi qu'une production et une consommation d'herbe plus régulière (et des pertes d'azote plus importantes).

289. D'autres amendements organiques contenant de l'azote sont appliqués sur les terres agricoles. Si la quantité totale épandue est faible, elle devrait cependant augmenter (et être encouragée) à mesure que le concept d'économie circulaire se répand. La transformation de ces amendements organiques peut augmenter (par exemple, la digestion anaérobie) ou diminuer (par exemple, le compostage) l'apport en azote pour les cultures. Ces matières se présentent sous forme liquide (par exemple, les digestats) ou solides (par exemple, les composts) et proviennent de déchets humains, de la transformation d'aliments, de déchets verts, etc. Aux fins du présent chapitre sur les engrais minéraux et organiques, ces amendements sont implicitement traités dans les discussions relatives à la gestion des effluents d'élevage. Même si ce recyclage est important pour la durabilité globale de la société, l'azote supplémentaire apporté aux systèmes agricoles à partir de ces autres amendements organiques ne détrônera probablement pas les apports d'effluents et d'engrais, disponibles en quantités massives et à proximité des productions agricoles. Les agriculteurs et les consommateurs seront peut-être réticents à utiliser certaines matières (y compris les effluents d'élevage), par peur de contaminants tels que les métaux traces, les microplastiques, les agents pathogènes, les antibiotiques et les hormones, voire les nanoparticules. La transformation de ces produits pour en faciliter le transport et la réutilisation peut entraîner des coûts supplémentaires importants.

Figure V.2

Estimation des pertes d'azote par les sols agricoles dans l'Union européenne des 28 (en Gg d'azote par an) pour l'année 2014



Source : Chiffres tirés de l'inventaire des gaz à effet de serre (GES) de 2016 soumis par l'Union européenne à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) (voir : http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/9492.php), à l'exception des émissions de NO_x et de N₂, estimées à partir d'un ratio des émissions de N₂O, d'après Leip *et al.*, (2011).

C. Pertes d'azote par les sols

290. Les estimations des pertes d'azote par les sols agricoles dans l'Union européenne des 28 sont indiquées dans la figure V.2 ci-dessus. Elles sont sujettes à beaucoup d'incertitudes, mais laissent entrevoir qu'au moins 50 % des apports d'azote aux sols agricoles de cette région (y compris les dépôts atmosphériques) sont ultérieurement perdus dans l'environnement par suite d'émissions gazeuses, de lessivage et de ruissellement, le reste étant absorbé par les cultures (les pertes dans les champs associées aux cultures importées ne sont pas prises en compte). Dans les champs, près de la moitié de l'azote est perdue par lixiviation et ruissellement, et un tiers par dénitrification sous forme de diazote (N₂). Ce diazote est sans danger pour l'environnement, mais représente une perte importante d'azote utile sur le plan agronomique. L'atténuation de ce gaspillage permet une réduction des apports d'azote agricole et des économies subséquentes dans d'autres volets

du système (y compris la fabrication d'engrais azotés). Les pertes d'azote dans les champs étant liées aux conditions climatiques, des événements météorologiques plus extrêmes et imprévisibles, dus aux changements climatiques, accentuent les difficultés d'une gestion des terres visant à réduire au minimum ces pertes, en particulier dans l'eau. Dans les argiles expansives sujettes à fissuration, notamment sur les sols non labourés, la sécheresse favorise la formation de crevasses qui dévient les flux d'eau (d'irrigation ou de pluie) et d'azote.

291. D'après la figure V.2 ci-dessus, dans les pertes totales d'azote des sols agricoles, la part des émissions d'oxyde de diazote (N_2O) et d'oxyde d'azote (NO_x)²⁷ serait moins importante que celle des émissions de diazote et d'ammoniac ou que le lessivage/ruissellement (Leip and others, 2011). Cela étant, les sols agricoles constituent les plus importantes sources de rejet de ces gaz et sont de ce fait un domaine d'intervention clef pour atteindre les objectifs nationaux et internationaux de réduction des émissions.

292. Les incidences sur l'environnement des pertes d'azote des sols agricoles varient sur le plan spatial en fonction des facteurs sous-jacents conditionnant ces pertes (par exemple, de Vries and Schulte-Uebbing, 2019). Il s'agit notamment de la densité du bétail, de l'intensité de culture, des sols et du climat, ainsi que des systèmes socioéconomiques et de gouvernance régulant les apports d'azote à l'échelle de l'exploitation et de la région (y compris la répartition spatiale des exploitations). Une part importante des rejets d'ammoniac découlant des épandages d'azote sur les sols agricoles se redéposera localement, avec des impacts potentiels par eutrophisation et acidification. Mais une partie sera transportée sur de plus longues distances et interviendra dans les processus associés à la formation d'aérosols et de particules, avec des implications sur la santé humaine et la biodiversité. De même, les pertes d'azote par lixiviation et ruissellement auront des impacts locaux, au niveau du bassin versant, et éventuellement régionaux, sur la qualité de l'eau, en fonction de la voie d'écoulement et des processus de transformation et de réduction de l'azote le long de cette voie (Billen and others, 2013). Le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO_2) (qui forment ensemble les oxydes d'azote NO_x) sont des polluants environnementaux impliqués dans des réactions photochimiques dans la troposphère et les principaux précurseurs de l'ozone troposphérique dans les zones rurales. Maîtriser ces formes réactives d'azote nécessite donc de bien comprendre les relations source-récepteur, notamment les répartitions spatiales et temporelles appropriées. En revanche, l'oxyde de diazote (N_2O), un gaz à effet de serre et une substance appauvrissant l'ozone stratosphérique, a un impact global, plutôt que local (Bouwman and others, 2013).

D. Principes directeurs

293. L'azote, sous forme d'engrais organiques et minéraux, est épandu sur les terres agricoles pour améliorer le rendement et la qualité des cultures. La majeure partie de l'azote épandu et capté par les cultures ne sera pas directement perdue dans l'environnement. Cependant les nutriments libérés par les plantes lors des cycles de gel-dégel et pendant la sénescence, ainsi que les pertes provenant des résidus de culture et provoquées par l'eau et le vent font exception à cette règle. Le principe fondamental d'une approche intégrée visant à limiter les pertes liées à l'épandage consiste à améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote (par exemple, la fraction d'azote récupérée dans les récoltes) et la capacité d'absorption de l'azote par les cultures, en proportion de l'azote appliqué. Une utilisation plus efficace de l'azote permet de réduire les apports azotés tout en préservant le rendement et la qualité des cultures à des niveaux socialement et économiquement acceptables, une approche bénéfique tant pour les agriculteurs que pour la société (étant entendu que l'intensification de la production réduit généralement l'efficacité de l'azote). C'est le fondement de l'épandage de précision des effluents et engrais chimiques, qui se traduit par l'apport de la dose d'azote la plus économique et la plus adaptée, au moment le plus propice, sous la forme appropriée, et au plus près des racines des plantes. Ces concepts sont résumés dans le programme « 4R Nutrient Stewardship » (Bruulsema, 2018) promu par l'Association internationale de l'industrie des engrais, et s'appliquent également aux

²⁷ Voir la note de bas de page 2.

engrais organiques tels que l'urine, les fumiers et autres amendements organiques. Les agriculteurs désireux de renoncer aux engrais minéraux peuvent également évaluer la pertinence de ces principes pour les ressources azotées produites par le renforcement de la fixation biologique de l'azote (par exemple, par un travail efficace du sol, des cultures de couverture et un système de rotation des cultures). L'approche « 4R Nutrient Stewardship » prend en compte :

a) La dose – La quantité d'azote épandu doit répondre très précisément aux besoins de la culture et à sa capacité d'absorption, en tenant compte de l'azote apporté par les épandages précédents ou de la minéralisation des résidus de culture ;

b) Le calendrier – L'apport d'azote doit être disponible au moment opportun, lorsque la culture en a besoin, tout en réduisant au minimum les risques pour l'environnement ;

c) La forme – L'azote doit être apporté sous une forme (ou rapidement transformé en une forme) facilement absorbable par la culture pendant sa période de croissance, tout en réduisant au minimum les risques de pertes dans l'eau et dans l'air ;

d) Le mode d'application – L'azote doit être accessible facilement aux racines des cultures, sans qu'elles soient endommagées, et au plus vite après épandage.

294. Pour les effluents d'élevage gérés, le stockage et les pratiques de transformation doivent viser avant tout à réduire au minimum les pertes (en particulier dans l'atmosphère, chap. IV), afin de préserver l'essentiel de la ressource pour l'épandage. Les doses sont à adapter en fonction des concentrations estimées ou mesurées d'azote dans les effluents après le stockage, et à ajuster pour tenir compte des économies d'azote réalisées grâce aux mesures de réduction.

295. L'efficacité de l'utilisation et de l'absorption de l'azote sera également tributaire d'autres facteurs qui ont des incidences sur le rendement des cultures, en particulier les pratiques culturales, la disponibilité d'autres éléments nutritifs essentiels, les conditions météorologiques, l'eau, les conditions physiques et le pH du sol (modifiable par chaulage) et les parasites ou maladies. Un manque d'attention portée à l'un de ces facteurs peut compromettre l'efficacité de l'utilisation et de l'absorption de l'azote ou le rendement, avec pour conséquence un surcroît de pertes d'azote dans l'environnement.

E. Mesures de réduction des émissions

296. La présente section détaille les principales pratiques de gestion et les mesures de réduction ou d'atténuation des émissions qui influenceront sur l'utilisation de l'azote et les pertes liées aux épandages. Certaines mesures atténueront toutes les formes de pertes d'azote, tandis que d'autres n'auront d'incidence que sur un mécanisme spécifiques de pertes (par exemple, la volatilisation de l'ammoniac), et un impact faible voire négatif sur d'autres (par exemple, la dénitrification, le lessivage/ruissellement), mais s'avéreront néanmoins bénéfiques au plan global. L'efficacité de certaines mesures peut être propre au contexte et à la région, sous l'influence de facteurs tels que le sol et le climat. La réduction des émissions peut être intensifiée en combinant plusieurs mesures. Toutefois, toute action de réduction des pertes sans prise en compte du surplus d'azote ainsi dégagé provoquera inévitablement des pertes par d'autres voies (voir fig. III.1 ci-dessus). D'où l'importance d'ajuster au mieux les doses d'épandage.

297. La description de chaque mesure sera suivie d'un tableau (voir tableaux V1 à V.20 ci-dessous) résumant, pour chaque forme de perte d'azote, la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre (selon l'approche du document ECE/EB.AIR/120, Bittman and others, 2014), et l'ampleur de l'effet²⁸. Des avis d'experts expliciteront certains aspects, notamment la volatilisation de l'ammoniac, les pertes par dénitrification sous forme de monoxyde d'azote, de NO_x et de diazote, les pertes par ruissellement et par lixiviation sous forme de nitrate et les pertes totales globales d'azote.

²⁸ Voir chap. I, par. 16 a) à c), pour une description des catégories de la CEE et du système de représentation de l'ampleur de l'effet.

Une mesure censée entraîner une augmentation des pertes d'une forme spécifique d'azote est, par définition, classée en catégorie 3 pour cette forme d'azote. L'ampleur de l'effet est à prendre comme une indication de « l'efficacité » de la mesure, indépendamment de son applicabilité dans divers contextes. Si des éclaircissements sont nécessaires, l'ampleur de l'effet d'une mesure sera décrit par rapport à un système de référence donné. À titre d'exemple, dans le cas de l'épandage de lisier, le système de référence est l'épandage en surface, sans restriction ou additif spécifique. Dans quelques zones de la région de la CEE, l'utilisation de certains systèmes de référence peut être interdite, par exemple, en raison des niveaux de pollution associés.

Mesures applicables aux engrais organiques et minéraux, y compris les effluents d'élevage, l'urine et autres matières organiques

Mesure n° 1 relative à l'épandage : établissement d'un plan de gestion intégrée des nutriments

298. Cette approche consiste à mettre l'accent sur l'intégration de tous les besoins en nutriments des cultures arables et fourragères de l'exploitation, et de tirer parti de toutes les sources de nutriments organiques et minéraux disponibles. Les plans de gestion intégrée des nutriments visent à optimiser l'efficacité de l'utilisation de ces nutriments par une série de mesures, en prêtant notamment attention à la dose, au calendrier, à la forme et au mode d'application de l'azote (comme indiqué précédemment), et par des pratiques agronomiques appropriées, dont la rotation des cultures, les cultures de couverture, le travail du sol, l'historique des épandages et la gestion des sols, de l'eau et des autres nutriments. La priorité doit être donnée à l'utilisation des sources de nutriments organiques disponibles (par exemple, les effluents d'élevage), le reste étant apporté par des engrais minéraux conformément à la mesure n° 3 relative à l'épandage.

299. Des systèmes de recommandation peuvent permettre d'établir des estimations fiables des quantités d'azote (et d'autres nutriments) fournies par les apports d'engrais organiques. Dans l'idéal, ils comprendront des analyses chimiques des matières épandues (sur la base d'échantillons représentatifs envoyées aux laboratoires appropriés, ou par utilisation de « systèmes de mesure rapide » dans les exploitations) et seront étayés par des analyses des nutriments disponibles dans le sol. En l'absence d'analyses directes, il peut être nécessaire de se tourner vers des valeurs « théoriques » par défaut (par exemple, UK RB209 <https://ahdb.org.uk/knowledge-library/rb209-section-2-organic-materials>). Une part de l'azote des amendements organiques (différente selon le type d'amendement) se présentera sous forme organique, plutôt que sous forme minérale facilement et immédiatement accessible aux plantes. Une partie de l'azote épandu ne sera donc disponible que quelque temps après l'épandage, y compris au cours des saisons de culture suivantes (Yan and others, 2020). Les besoins en azote pour l'ensemble de la rotation des cultures devront être pris en considération.

300. La disponibilité des éléments nutritifs est fonction de la rotation des cultures, des quantités relativement importantes d'azote étant libérées après la culture d'une prairie même si les apports en azote ont été relativement faibles dans le passé. Il est important par ailleurs de connaître la teneur en phosphore, qui peut, dans certains cas, restreindre les doses globales d'effluents à épandre. La teneur en éléments nutritifs du fumier est indispensable pour déterminer les doses et le calendrier de l'épandage des engrais minéraux supplémentaires nécessaires à la culture. Les statistiques sur les engrais laissent entrevoir qu'une prise en compte adéquate de la valeur de l'azote dans les amendements organiques peut entraîner une réduction des apports d'engrais et une réduction concomitante de la pollution par les éléments nutritifs (par exemple, Dalgaard and others, 2014). Les avantages nets découlant de la mise en œuvre de mesures de réduction des émissions peuvent se traduire par une diminution supplémentaire des apports d'engrais.

301. Lors de l'élaboration des plans de gestion des nutriments agricoles, il sera tenu compte de la disponibilité, de la teneur en nutriments et en carbone (C), ainsi que du rapport carbone/azote des résidus organiques disponibles à une distance de transport raisonnable.

302. Les coûts liés au transport (<10 km) et à l'épandage des amendements organiques peuvent être compensés par des économies d'engrais minéraux et une meilleure croissance des cultures grâce à l'apport de carbone et d'autres nutriments (par exemple, S, K, Zn, etc.) et à l'amélioration du pH du sol. Cependant, les sols ayant fait l'objet d'épandage antérieurs d'effluents d'élevage risquent de ne pas profiter de ces nutriments.

Tableau V.1

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 1 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓	↓	↓	↓↓	↓	↓↓

^a La référence pour l'évaluation des performances sera la perte d'azote en l'absence d'un plan de gestion intégrée des nutriments. Les experts s'accordent à dire qu'un tel plan contribue à réduire les pertes d'azote, mais des études supplémentaires sont nécessaires pour établir des comparaisons statistiques des performances des exploitations agricoles en matière de pertes d'azote.

Mesure n° 2 relative à l'épandage : apport de nutriments à des doses appropriées

303. Un apport d'azote insuffisant entraîne une réduction des rendements des cultures, une diminution de la matière organique du sol (en raison du couplage étroit des cycles de l'azote et du carbone du sol) et des profits et peut conduire à l'extraction de l'azote du sol. Une application excessive d'azote peut également entraîner une baisse des rendements des cultures (par exemple, en raison de la verse des cultures, des déséquilibres en termes d'engrais, d'un mauvais indice de récolte) et des bénéfices, ainsi qu'un excédent d'azote disponible dans le sol, ce qui augmente le risque de pertes dans l'air et dans l'eau. Il est donc important d'appliquer l'azote à des doses écologiquement et économiquement durables. Ceci suppose de connaître à la fois les besoins des cultures dans une parcelle donnée et la quantité d'azote qui a été épandue. Les doses doivent également respecter les limites légales, si elles existent.

304. Pour connaître les besoins des cultures, les agriculteurs s'appuieront généralement sur des systèmes de recommandation d'engrais spécifiques à la région (par exemple, UK RB209 <https://ahdb.org.uk/nutrient-management-guide-rb209>), utilisant des courbes de réponse de l'azote qui tiennent compte du type de culture et de la gestion pratiquée, ainsi que du rendement type, du sol, du climat et de l'historique des cultures. Ils adapteront les doses au rendement escompté, qui n'est pas connu à l'avance (il est fonction du sol, de la variété de culture et de l'historique de gestion, par exemple, de la date des semis et de la météo prévue). La dose à épandre dépend également des plantes cultivées et du prix des engrais, et devra tenir compte des risques de rejet dans l'environnement. Il est important de noter que la quête d'une rentabilité économique optimale donne des résultats plus cohérents que celle d'un rendement optimal. En effet, la courbe économique de l'azote est toujours plus plate que les courbes de croissance des cultures, ce qui devrait inciter les agriculteurs à expérimenter des doses plus faibles sur des bandes de test et, si possible, à vérifier les rendements. Des outils plus élaborés d'aide à la décision, disponibles pour les principales cultures dans certaines régions, intègrent les conditions propres au site et à la saison et ajustent en conséquence les estimations de rendement et de besoins en azote (par exemple, Adapt-N pour le maïs dans le nord-est des États-Unis d'Amérique). Les doses d'épandage prévues peuvent être fixées pour l'ensemble des parcelles de l'exploitation ou, si des données suffisantes sont disponibles, au niveau de la parcelle individuelle. Les essais en culture sur la base d'indicateurs visuels ou d'analyses de sol permettent d'améliorer la précision du dosage des nutriments, mais ces systèmes sont encore en cours de développement.

305. Un dosage correct suppose de prendre en compte la teneur en azote des effluents organiques ou des engrais, une information généralement bien connue pour les engrais minéraux, et la quantité de produit appliquée. Un épandage aléatoire aura pour conséquence une répartition inégale sur certaines parties d'une parcelle, certaines zones recevant trop

peu d'azote et d'autres en recevant trop. Il est donc important de n'utiliser que des épandeurs d'engrais précis et de les calibrer régulièrement (une opération à réaliser en principe chaque année), tant pour le dosage total de l'épandage que pour sa régularité. Ces machines doivent par ailleurs être réglées conformément au mode d'emploi, en fonction de la vitesse, de la dose et du type d'engrais (granulométrie, dureté, sphéricité et densité). Les systèmes d'épandage assortis d'un guidage par GPS améliorent l'uniformité de l'application. Combinés à la détection en temps réel ou aux cartes de rendement, les systèmes GPS sont capables d'ajuster les doses d'engrais aux caractéristiques des parcelles. L'analyse du sol en cours de culture ou des végétaux pendant leur croissance est plus adaptée aux cultures de saison relativement longue, telles que le maïs, mais le recours à un engrais de démarrage, généralement considéré comme une bonne pratique, retarde la possibilité d'analyser la culture. Le décalage de l'apport en azote favorise une meilleure prise de décision mais limite les fenêtres d'épandage, ce qui risque de poser problème, par exemple, en cas de sécheresse. Les tests en cours de croissance des cultures permettent des épandages fractionnés ou différés, mais sont incompatibles avec des engrais à libération lente ou contrôlée, épandus au moment des semis voire avant.

306. Les coûts associés à cette mesure peuvent être minimes (calibrage annuel d'un épandeur d'engrais et/ou d'effluents d'élevage), ou modestes en cas d'investissement dans un GPS ou un système d'épandage à dose variable, mais ils seront généralement compensés par l'augmentation du rendement et/ou de la qualité des cultures, ou par les économies réalisées grâce à une utilisation moindre d'engrais. À l'avenir, des modèles de simulation en temps réel, pilotés par intelligence artificielle et combinés à des capteurs multiples, et une amélioration des prévisions des conditions météorologiques et des prix des produits agricoles, permettront de déterminer les doses d'épandage des engrais avec davantage de précision.

Tableau V.2

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 2 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓-↓↓	↓-↓↓	↓-↓↓	↓-↓↓	↓-↓↓	↓-↓↓

^a Il est difficile de définir une référence pour cette mesure qui, dans le contexte de la CEE, serait principalement associée à un épandage trop important de nutriments entraînant une augmentation des pertes de N_r et de N_2 . Le retrait répété des nutriments dans les récoltes, sans retour de ces éléments dans le sol, peut également se traduire par une dégradation des sols et un risque d'érosion, signe que le risque d'un apport insuffisant en éléments nutritifs peut s'avérer problématique dans quelques parties de la région de la CEE.

Mesure n° 3 relative à l'épandage : apport de nutriments au moment opportun

307. L'apport ciblé d'azote minéral dans le sol à un moment où les cultures en pleine croissance n'en ont pas besoin accroît les risques de pertes substantielles de cet azote dans l'air et dans l'eau. Sur le plan saisonnier, il convient généralement d'éviter les épandages pendant la période automne/hiver, lorsque les pertes par lixiviation sont les plus importantes dans la majeure partie de la région de la CEE. Pour certaines zones de la CEE sises au sein de l'Union européenne, la situation est régie par des programmes d'action nationaux menés dans le cadre de la Directive de l'Union européenne sur les nitrates. D'autres législations nationales dans la région de la CEE fixent souvent des périodes de « fermeture », au cours desquelles les épandages sont interdits (dans l'ensemble du pays ou dans des régions particulières). Ces approches permettent d'éviter les scénarios catastrophes mais ne garantissent pas le respect des meilleures pratiques agricoles. Le calendrier d'épandage doit donc être adapté aux exigences de la culture, lesquelles seront influencées par le type de culture, son stade physiologique, le sol et les facteurs climatiques. Les recommandations en matière d'engrais précisent les quantités et le calendrier d'épandage de l'azote, une opération qui peut généralement être répartie sur plusieurs périodes au cours de la croissance, afin de maximiser l'efficacité d'absorption et le

rendement et réduire au minimum les pertes dans l'air et dans l'eau. Le fractionnement de l'épandage limite le risque de lixiviation importante et permet de retarder certaines applications, ce qui facilite les ajustements si les prévisions de rendement viennent à changer. Cela étant, en cas de sécheresse, des épandages tardifs ou fractionnés sont susceptibles de limiter le rendement, en particulier des cultures à croissance rapide telles que le colza. Le calendrier approprié peut varier considérablement selon les régions climatiques de la CEE.

308. Au cours d'une saison donnée, les pertes seront liées aux conditions météorologiques spécifiques au moment de l'épandage. Une météo chaude et sèche n'est pas propice à une bonne utilisation de l'azote, ces conditions limitant son absorption par les cultures et accentuant les pertes par volatilisation de l'ammoniac. De même, une pluie abondante immédiatement après l'épandage de nutriments peut provoquer des pertes significatives par ruissellement et lessivage. L'idéal est de faire coïncider les épandages avec des conditions optimales de croissance (chaleur et sols humides), des précipitations légères facilitant l'infiltration de l'azote dans le sol, près de la zone racinaire des cultures. Des prévisions météorologiques fiables (et des outils d'aide à la décision basés sur celles-ci) sont donc d'une utilité décisive. Cependant, les effluents d'élevage épandus sur un sol chaud émettront davantage de N_2O et de NH_3 que sur un sol froid, comme illustré dans le système de gestion du calendrier d'épandage du Document d'orientation de la CEE pour la prévention et la réduction des émissions d'ammoniac provenant des sources agricoles, (Bittman and others, 2014). De même, la volatilisation de l'ammoniac des engrais à base d'urée est plus faible par temps froid (Ni and others, 2014). Si l'irrigation est possible, l'apport d'une petite quantité d'eau (5 mm peuvent suffire) après l'épandage d'engrais azoté facilite la diffusion dans le sol et atténue la volatilisation de NH_3 . Pour les engrais à base d'urée, un minimum de 5 mm d'eau apporté après l'épandage par des précipitations ou par irrigation (par exemple, Sanz-Cobena and others, 2011 ; Viero and others, 2015) réduira le risque de perte d'ammoniac, étant entendu que l'application de l'urée sur des sols humides et l'exposition de l'engrais à une pluie trop faible risquent de provoquer des pertes considérables d'azote. Ce point est particulièrement important pour l'urée épandue en bandes de surface, en raison du risque élevé de pertes par volatilisation de NH_3 associé à une augmentation plus forte du pH si le sol est humide.

309. Il n'est pas nécessairement judicieux d'appliquer simultanément des amendements organiques et des engrais minéraux. Comparativement à une application dissociée de lisier et d'engrais, il a été démontré à cet égard que l'épandage combiné de lisier de bovins et d'engrais azoté accroît les émissions de N_2O par dénitrification, du fait de l'augmentation du carbone disponible et de l'humidité du sol (par exemple, Stevens and others, 2002). L'application simultanée d'engrais à base de chaux et d'urée est également à éviter, car elle risque d'intensifier les émissions de NH_3 en augmentant le pH du sol et des surfaces végétales. D'après certains rapports, le chaulage pourrait réduire les émissions de N_2O (Hénault and others, 2019), mais une évaluation plus approfondie du potentiel et des limites de cette opération dans le contexte d'une gestion intégrée de l'azote reste à mener.

310. Les coûts spécifiques associés à ces mesures sont relativement faibles et des économies sont même réalisables.

Tableau V.3

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 3 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓	↓	↓	↓	↓	↓

^a Il est difficile de définir une référence pour cette mesure qui, dans le contexte de la CEE, serait principalement associée à l'épandage de nutriments en dehors des principales périodes de croissance, par exemple, l'application d'effluents d'élevage sur les terres agricoles en hiver, en raison d'une capacité insuffisante de stockage de ces effluents.

Mesure n° 4 relative à l'épandage : apport de nutriments sous une forme appropriée

311. Cette mesure vise principalement les émissions de NH₃. L'urée est le type d'engrais le plus utilisé au monde en raison de sa grande disponibilité et de son faible prix et, bien qu'elle soit proportionnellement moins employée en Europe, elle représente néanmoins un volume important des engrais azotés utilisés (environ 25 %, selon les statistiques de l'Association internationale de l'industrie des engrais). Certains utilisent une solution d'urée et de nitrate d'ammonium, un engrais azoté liquide, qui possède des propriétés intermédiaires entre l'urée et le nitrate d'ammonium. Après épandage, l'urée subit une hydrolyse et forme du carbonate d'ammonium (le taux dépend de la température, de l'humidité et de la présence de l'enzyme uréase). Ce processus augmente le pH autour des granulés d'engrais à base d'urée et favorise les émissions d'ammoniac (représentant généralement de 10 à 20 % de l'azote appliqué pour le système de référence de l'épandage en surface avec de l'urée perlée, selon la température et l'humidité du sol). Ceci contraste avec d'autres formes d'engrais, telles que le nitrate d'ammonium, où l'ammonium sera en équilibre à un pH bien plus faible, d'où une réduction sensible du risque de volatilisation de NH₃ (généralement moins de 5 % de l'azote appliqué).

312. L'épandage de l'urée en bandes à la surface du sol peut intensifier les émissions (en concentrant l'emplacement de l'hydrolyse de l'urée, ce qui augmente localement le pH), alors que l'incorporation de l'urée dans le sol (par exemple, à une profondeur de 5 cm) réduira considérablement les émissions en évitant les contacts directs avec l'air (principe 15). En ralentissant l'hydrolyse de l'urée, un des moyens mis en œuvre par les inhibiteurs d'uréase (mesure n° 13 relative à l'épandage) pour limiter les émissions de NH₃ consiste à limiter la hausse du pH à proximité immédiate de l'engrais. Le sulfate d'ammonium est associé à de fortes émissions d'ammoniac en cas d'épandage sur des sols calcaires, sachant que ces pertes peuvent être limitées en remplaçant le sulfate par du nitrate d'ammonium (Bittman and others, 2014). Le bicarbonate d'ammonium est un engrais minéral bon marché, largement utilisé partout dans le monde, mais qui favorise grandement les émissions d'ammoniac, sauf à l'incorporer immédiatement dans le sol. L'utilisation du bicarbonate d'ammonium est actuellement interdite en vertu de l'annexe IX du Protocole de Göteborg.

313. Le supplément d'azote disponible dans le sol suite à l'épandage antérieur d'un autre type d'engrais à faible émission risque d'intensifier les pertes par dénitrification et/ou lessivage et ruissellement. Mais si la dose d'azote épandu est abaissée pour tenir compte des pertes plus faibles d'ammoniac par volatilisation et assurer une réponse plus cohérente, ces risques sont évitables (Sanz-Cobena and others, 2014). Selon le principe général, pour tirer pleinement parti de la mesure, les actions de réduction ou d'atténuation des pertes d'azote doivent s'accompagner d'une diminution des apports d'azote (ou d'une hausse de l'absorption par les cultures et d'un accroissement des quantités d'azotes produites) (principe 6, chap. III).

314. Les coûts associés à cette mesure dépendent des prix des différents types d'engrais. Toute modification conséquente des doses d'engrais doit également être prise en compte lors de l'examen des avantages des différentes formes d'engrais (il faut, par exemple, moins d'engrais lorsque les émissions d'azote et le lessivage sont plus faibles).

315. Pour les effluents d'élevage, la forme (liquide ou solide, effluents bovins, porcins ou avicoles) n'est généralement pas affaire de choix, elle dépend du type d'effluents produit sur l'exploitation ou dans les environs. Si plusieurs options sont offertes, il est conseillé de n'utiliser les effluents solides qu'après un labour et à des moments où ils peuvent être incorporés dans le sol immédiatement après l'épandage. Les mesures n° 8 et 9 relatives à l'épandage sont axées sur des opérations spécifiques permettant de modifier la forme des effluents organiques et de réduire ainsi les pertes d'azote.

316. Avec les matières organiques, telles que les effluents d'élevage, les formes minérales d'azote (ammonium et nitrate), présentes en plus grande quantité dans les lisiers que dans les fumiers de ferme, sont plus immédiatement absorbables par les plantes et offrent une plus grande valeur de remplacement des concentrés minéraux. Par contre, elles sont davantage sujettes à des pertes dans l'environnement dès lors qu'elles ne sont pas appliquées selon des doses, un calendrier et une méthode appropriés. Ces pertes peuvent

être limitées et l'utilisation de l'azote peut être améliorée en recourant à des effluents contenant une plus grande proportion d'urée (porcs) ou d'acide urique (volailles), comparativement à ceux contenant généralement davantage de composés organiques à décomposition lente (par exemple, les effluents de bovins en élevage extensif). En effet, il est plus difficile de gérer le moment où l'azote est libéré par la minéralisation d'une matière organique se décomposant lentement. Des solutions existent pour améliorer la manipulation des divers types d'effluents en vue de réduire les pertes d'azote.

Tableau V.4

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 4 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1-2 ^a	1-2 ^a	1-2 ^a	1-2 ^a	1-2 ^a	1-2 ^a
Ampleur de l'effet	↓	↓	↓	↓	↓	↓

^a L'efficacité globale de cette mesure variera en fonction de chaque mesure spécifique sélectionnée.

317. Les éventuelles améliorations peuvent être évaluées au regard des « formes d'azote » de référence, exemptes de toute intervention visant à réduire les émissions, suivantes :

a) La référence en matière d'engrais minéral industriel est l'urée perlée (épandue en surface) ;

b) La référence en matière d'effluents d'élevage est un fumier ou lisier sans modification chimique (sans additifs visant à modifier le pH, la teneur en eau, l'activité enzymatique, etc.), des effluents frais ou stockés depuis au moins trois mois à l'extérieur et à découvert pour :

- i) Un mélange liquide de matières fécales et d'urine ou de fientes de volailles (par exemple, « lisier ») ;
- ii) Un mélange solide de matières fécales et d'urine, avec litière (« fumier de ferme ») ;
- iii) Un mélange solide d'effluents avicoles, avec litière (« fientes »).

Mesure n° 5 relative à l'épandage : limitation ou suppression de l'apport d'engrais dans les zones à haut risque

318. Certaines zones de l'exploitation (ou du site – voir chap. VI) peuvent présenter un risque élevé de pertes d'azote dans l'eau par ruissellement ou lessivage directs, ou dans l'air par dénitrification. Il serait intéressant de dresser des cartes des risques spécifiques à l'échelle des exploitations agricoles, mettant en évidence les principaux endroits où il conviendrait de limiter ou d'éviter les épandages d'engrais et/ou d'amendements organiques. Ces cartes pourraient répertorier également les secteurs ayant historiquement fait l'objet de nombreux épandages à proximité des bâtiments, qui peuvent se révéler des sources de pollution au phosphore.

319. Les risques de pollution directe des aquifères vulnérables sont nombreux : depuis les terrains situés en bordure directe d'eaux de surface, comme les fossés, les ruisseaux, les rivières, les lacs et les étangs, ou à proximité de captages d'eau potable ; depuis les sols à drainage libre au-dessus des aquifères ; et depuis les zones à forte déclivité menant à des aquifères. Les sols argileux expansibles en raison des variations de la teneur en eau sont particulièrement propices au lessivage par les macropores. Les risques de transfert peuvent être limités en établissant des zones où les épandages d'engrais et d'effluents d'élevage sont prohibés ou strictement réglementés en termes de doses et de calendrier (par exemple, les zones vulnérables aux nitrates au sein de l'Union européenne).

320. Les parcelles généralement plus humides, par exemples celles associées à des dépressions ou des zones compactées formées de sols à texture fine, sont potentiellement propices à la dénitrification et donc à des pertes plus importantes d'azote sous forme de N_2O , de NO_x et de N_2 . Réduire au minimum les doses d'azote dans ces zones permettra d'atténuer ces pertes. Cependant, des zones humides cultivées sont souvent utilisées pour stimuler la dénitrification et limiter ainsi les dommages causés par l'excès d'azote. Des « bioréacteurs » peuvent être construits pour dénitrifier l'azote de l'eau collectée dans les tuyaux de drainage des champs (voir la mesure n° 5 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages) ; l'eau collectée stockée peut servir de source d'irrigation. Ces pratiques permettent de limiter le ruissellement des nitrates, mais la hausse des émissions de diazote affecte négativement l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle du paysage et risque d'intensifier les rejets d'autres formes d'azote. Le fait de s'abstenir globalement de tout apport d'azote dans les zones à haut risque contribuera à réduire au minimum ces arbitrages. Comme évoqué plus loin au chapitre VI, des bandes tampons en complément de ceintures d'arbres peuvent contribuer à protéger les zones riveraines.

Tableau V.5

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 5 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	~ ^b	↓	↓	↓	↓	↓

^a Il est difficile de définir une référence commune pour cette mesure, chaque situation devant être évaluée dans son contexte.

^b Les mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages en vue d'atténuer les impacts de l'ammoniac sont décrites au chapitre VI.

Mesures spécifiques à l'épandage des effluents d'élevage et autres matières organiques

321. La présente section traite principalement des mesures relatives à l'épandage des effluents d'élevage. Ces mesures peuvent également convenir à l'épandage d'autres résidus organiques, notamment les digestats issus de la digestion anaérobie, les boues d'épuration et le compost, avec cependant un intérêt et une efficacité moindres en fonction des caractéristiques physiques et chimiques spécifiques de la matière. Un examen de l'utilisation des amendements organiques dans l'agriculture figure dans Goss *et al.* (2013).

Mesure n° 6 relative à l'épandage : épandage en bandes et par sabots traînés du lisier

322. Cette mesure concerne principalement les pertes par volatilisation de l'ammoniac (Bittman and others, 2014), qui se produisent à la surface des lisiers épandus. La réduction de la surface totale du lisier, par application en bandes étroites, entraîne une diminution des émissions d'ammoniac par rapport à l'application sur la totalité de la surface de la parcelle (fumure de surface), notamment en cours de journée, où les conditions sont généralement plus favorables à la volatilisation. La charge hydraulique plus élevée du lisier dans les bandes peut limiter la vitesse d'infiltration, avec pour conséquence une durée d'émission plus longue qu'avec la fumure de surface, mais cette période d'émission prolongée couvrira généralement la nuit, où les conditions sont moins propices à la volatilisation. En outre, si le lisier est disposé sous le couvert végétal ou les chaumes, ce couvert sera moins contaminé et constituera une barrière physique à la circulation de l'air et à l'exposition au soleil, limitant d'autant les pertes de NH_3 .

323. Le lisier peut être déposé en bandes étroites au moyen de tuyaux traînés, qui pendent d'une rampe et courent à la surface du sol ou juste au-dessus (N. B. : certaines « rampes d'épandage » qui libèrent le lisier au moyen de tuyaux bien au-dessus de la surface du sol seront moins efficaces en termes de réduction des émissions, car elles produisent des bandes plus larges ; il est essentiel que les tuyaux libèrent le lisier à la surface du sol ou juste au-dessus). Toutefois, l'épandage en bandes augmente également le taux de charge hydraulique par unité de surface, ce qui peut, à l'occasion (notamment pour les boues à forte teneur en matière sèche), entraver l'infiltration dans le sol. Pour les cultures plus hautes, le lisier sera épandu sous la couverture végétale, d'où une diminution des flux d'air

et des températures à la surface d'émission, et par voie de conséquence des rejets d'ammoniac. L'application par tuyaux traînés est particulièrement adaptée à l'épandage de printemps sur les cultures arables (par exemple, le blé d'hiver, le colza), la grande largeur des rampes permettant l'application à partir des voies de passage existantes. Le créneau propice à une application par tuyaux traînés se prolonge plus tard au printemps, lorsque la hauteur des cultures exclut normalement l'épandage conventionnel du lisier en surface (pour éviter les dommages aux cultures et les risques de contamination). L'utilisation de tuyaux traînés permet généralement de réduire les émissions d'ammoniac de 30 à 35 % (Bittman and others, 2014).

324. L'épandage par sabots traînés est plus efficace et mieux adapté aux prairies que celui par tuyaux traînés. Le couvert herbeux est soulevé par un « sabot » et le lisier est déposé en une bande étroite directement à la surface du sol. La canopée d'herbe se referme au-dessus de la bande, ce qui réduit d'autant la volatilisation de l'ammoniac. Cette technique gagne en efficacité dans les chaumes plus hauts (en termes de hauteur de coupe) ou si l'herbe a repoussé quelques jours (par exemple, une semaine) après le pâturage ou la coupe d'ensilage. Le sabot traîné permet une réduction des émissions d'ammoniac de l'ordre de 30 à 60 %, qui sera d'autant plus importante si l'application est réalisée sous couvert végétal (Bittman and others, 2014).

325. L'épandage en bandes peut potentiellement intensifier les pertes d'azote par dénitrification du fait des fuites plus faibles d'ammoniac, du placement plus ciblé de l'azote du lisier, du carbone disponible et de l'humidité du sol. Ce risque est toutefois peu élevé car les bandes s'assècheront avant que les émissions ne commencent, surtout si les épandages sont effectués à des moments agronomiquement propices (temps frais et en évitant l'excès d'humidité du sol) et à des doses appropriées.

326. Autre retombée positive à relever : un meilleur rapport azote/phosphore (N/P) effectif des effluents épandus grâce à la réduction des pertes d'azote à chaque étape de la manutention de ces effluents. Ce ratio profitera également des épandages ultérieurs d'engrais minéraux azotés, étant entendu que les doses d'azote devront être limitées pour tenir compte de l'amélioration de l'apport azoté dans le lisier épandu du fait de la diminution des pertes d'ammoniac. La précision et la régularité des épandages et la dispersion moindre sont d'autres points positifs importants.

327. Le coût initial de l'équipement est relativement élevé et les coûts de fonctionnement ne sont pas négligeables, mais ils sont compensés par les économies d'engrais réalisées tout au long de la durée de vie du matériel. La tête de distribution de l'épandeur, dotée ou non d'un hachoir, est un élément déterminant : c'est elle qui assure la répartition uniforme du flux et qui prévient potentiellement les bourrages, notamment avec les effluents bovins. En optant pour des épandeurs de fabrication locale, les acquéreurs peuvent généralement profiter de coûts moins élevés tout en soutenant les entreprises locales. Pour de nombreuses exploitations agricoles, il peut être plus pratique et rentable de recourir à des sous-traitants disposant d'un équipement spécialisé pour l'épandage des effluents. Cette solution offre divers avantages connexes, dont une esthétique améliorée, une atténuation des odeurs et de meilleures relations avec le voisinage, l'épandage étant moins apparent.

Tableau V.6

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 6 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓-↓↓	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	↓ ^b

^a La référence pour cette méthode est l'épandage en surface d'effluents liquides stockés (lisier), sans aucun traitement spécial.

^b En cas de risque d'arbitrage entre les pertes d'ammoniac et les pertes d'autres formes d'azote provenant du lisier épandu, cette mesure permet, à l'échelle de l'exploitation et du paysage, de réduire ces pertes d'azote grâce à une utilisation plus efficace de l'azote et, par voie de conséquence, une diminution des apports d'azote frais. Les émissions indirectes de N_2O et NO_x résultant des dépôts atmosphériques d'ammoniac sur les forêts et autres terres sont également atténuées.

Mesure n° 7 relative à l'épandage : injection du lisier

328. Cette mesure concerne principalement les pertes par volatilisation de l'ammoniac. L'épandage du lisier dans des sillons proches de la surface, par injection peu profonde (environ 5 cm de profondeur), réduit considérablement la largeur traitée et donc la surface de contact entre le lisier et l'air. L'enfouissement plus profond du lisier derrière les dents de travail du sol, dans un sillon fermé (10-20 cm de profondeur et 15-30 cm d'espacement), par injection profonde (20-30 cm de profondeur et au moins 30 cm d'espacement) ou à l'aide d'outils de type bêche, permet de réduire au minimum la surface du lisier exposée à l'air. Une partie du nitrate d'ammonium du lisier injecté dans le sol peut par ailleurs être fixée sur des particules d'argile, ce qui diminue d'autant le risque d'émissions d'ammoniac. Par rapport à l'épandage de surface, les émissions d'ammoniac sont généralement réduites de 70 % avec une injection à faible profondeur et de plus de 90 % avec l'injection à sillon fermé et l'injection profonde (Bittman and others, 2014).

329. Les émissions de protoxyde d'azote (et par association, celles de NO_x et N₂) risquent d'être intensifiées avec l'injection de lisier, du fait de la création dans le sol de zones à forte teneur en azote disponible, en carbone dégradable et en humidité, propices à la dénitrification. Cependant, ce risque peut être limité avec des épandages pratiqués à des moments agronomiquement favorables (sols frais), à des doses appropriées et sur des sols pas trop humides (Sanz-Cobena and others, 2019) et en recourant à un inhibiteur de nitrification. Les épandages ultérieurs d'engrais minéraux azotés devront tenir compte de ce surcroît d'azote dans le lisier épandu du fait des pertes moins importantes d'ammoniac. L'injection du lisier réduira la contamination des cultures et les émissions d'odeurs par rapport à l'épandage à la volée en surface. Mais elle présente aussi certains inconvénients : elle perturbe davantage les sols, provoque un surcroît de consommation énergétique et risque de compacter les sols en raison du passage des équipements lourds employés.

330. L'injection peu profonde est plus adaptée aux prairies, où la déclivité et/ou la pierrosité ne sont pas contraignantes, et aux terres arables avant la mise en culture. Les sillons d'injection à faible profondeur ne peuvent pas absorber plus de 30 m³ de lisier par hectare. En revanche, l'injection profonde est plus indiquée pour les terres arables avant la mise en culture ; les modèles actuels d'injecteurs profonds sont généralement appropriés pour l'épandage en cours de croissance des végétaux et peuvent causer des dommages graves aux cultures, même si l'injection profonde est pratiquée entre les rangs de maïs sur les sols sableux. L'épandage par injection (notamment profonde) est plus chronophage que l'application en surface, en raison d'une vitesse de déplacement plus faible et des largeurs de diffusion réduites, mais les systèmes par « tuyau ombilical » permettent de travailler plus vite et de moins compacter les sols. Dans des conditions climatiques chaudes et sèches, l'injection est susceptible d'endommager gravement les systèmes racinaires des prairies. Une injection peu profonde (notamment de lisiers dilués) sur des terrains en pente peut être source de ruissellement le long des fentes d'injection. Avec l'injection en profondeur, il est important d'éviter de placer le lisier directement dans le remblai de gravier couvrant les tuyaux de drainage. La perturbation du sol causée par l'injection en profondeur peut aussi s'avérer incompatible avec les systèmes de semis direct. Avec une plantation précise du maïs à moins de 10 cm des sillons d'injection profonds, il est possible d'éviter le recours à un engrais de démarrage à base de phosphore – une retombée positive connexe (voir, par exemple, Bittman and others, 2012).

331. Le coût d'investissement initial de l'équipement est relativement élevé et des frais de fonctionnement liés aux besoins supplémentaires en carburant et force de traction sont également à prendre en compte, mais ils seront compensés (potentiellement en intégralité) par les économies d'engrais réalisées tout au long de la durée de vie du matériel. Pour bon nombre d'exploitations, il sera plus rentable de faire appel à des sous-traitants disposant d'un équipement spécialisé pour l'épandage du lisier.

Tableau V.7

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 7 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	↓↓

^a La référence pour cette méthode est l'épandage en surface d'effluents liquides stockés (lisier), sans aucun traitement spécial.

^b En cas de risque d'arbitrage entre les pertes d'ammoniac et les pertes d'autres formes d'azote provenant du lisier épandu, cette mesure permet, à l'échelle de l'exploitation et du paysage, de réduire ces pertes d'azote grâce à une utilisation plus efficace de l'azote et, par voie de conséquence, une diminution des apports d'azote frais. Les émissions indirectes de N_2O et NO_x résultant des dépôts atmosphériques d'ammoniac sur les forêts et autres terres sont également atténuées.

Mesure n° 8 relative à l'épandage : dilution du lisier avant épandage

332. Cette mesure concerne principalement les pertes par volatilisation de l'ammoniac. Il est de notoriété publique que les pertes d'ammoniac liées à l'épandage du lisier sur la totalité de la surface sont en lien direct avec la teneur en matière sèche et la viscosité du lisier, les pertes étant plus faibles avec les lisiers à faible teneur en matière sèche, qui s'infiltrent plus rapidement dans le sol (par exemple, Beudert and others, 1988 ; Sommer and Olesen, 1991 ; Misselbrook and others, 2005). La réduction des émissions d'ammoniac dépend des caractéristiques du lisier non dilué ainsi que de l'état des sols et des conditions météorologiques au moment de l'application, sachant qu'une dilution à 50 % du lisier dans l'eau entraîne une réduction des émissions d'environ 30 % (Bittman and others, 2014, par. 146).

333. Cette technique est particulièrement adaptée aux exploitations où le lisier (ou le digestat) peut être épandu au moyen de tuyaux ou de conduits ombilicaux associés à des systèmes d'irrigation/de fertigation (apport d'engrais combinant irrigation et fertilisation), car l'ajout d'eau augmente considérablement le volume du lisier, mais aussi le coût et le compactage potentiel du sol en cas d'épandage par des systèmes de citernes. La méthode n'est pas adaptée à la fertigation par goutte-à-goutte en raison de problèmes d'obstruction, sauf à mettre en œuvre des techniques de microfiltration (voir commentaires relatifs à la mesure no 16 relative à l'épandage). L'applicabilité de la mesure est également fonction de la disponibilité d'eau pour la dilution. L'addition d'eau peut aussi intervenir de manière fortuite, lors du lavage des salles de traite ou de l'infiltration des eaux de pluie dans les citernes de lisier, ce qui n'est pas la finalité première mais produit le même effet. Les épandages sont à effectuer à des moments et à des doses répondant aux besoins en eau et en nutriments des cultures. Le risque d'intensification des pertes par dénitrification, du fait de l'humidification supplémentaire du sol, existe mais reste faible si les épandages sont effectués à des moments et à des doses agronomiquement favorables. Comme pour l'ensemble des mesures, les applications ultérieures d'engrais minéraux azotés devront tenir compte de l'apport accru d'azote dans le lisier épandu, lié à la diminution des pertes d'ammoniac.

334. Les coûts des systèmes d'épandage avec transport du lisier par tracteur et citerne peuvent être très élevés, selon les distances à parcourir et la capacité des citernes. Les coûts de l'adaptation/installation de systèmes d'irrigation sont modérés et peuvent être compensés en partie par les économies réalisées en évitant l'épandage du lisier depuis des citernes et en partie par les économies d'engrais. Certaines grandes exploitations laitières aux États-Unis d'Amérique recourent à des tuyaux souterrains pour acheminer le purin dilué à l'eau de pluie jusqu'aux parcelles.

Tableau V.8

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 8 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	2 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	~↑	~↑	~↑	~↑	↓

^a La méthode de référence à laquelle comparer cette mesure est l'épandage de lisier non dilué.

Mesure n° 9 relative à l'épandage : acidification du lisier pendant l'épandage

335. Cette mesure concerne principalement les pertes par volatilisation de l'ammoniac. À l'instar de l'acidification du lisier dans les bâtiments d'élevage ou lors du stockage (mesure n° 8 relative aux bâtiments d'élevage et mesure n° 8 relative à l'épandage, respectivement), un pH plus faible favorise la présence d'azote ammoniacal en solution sous la forme d'ammonium plutôt que d'ammoniac, donc moins sensible à la volatilisation. La baisse du pH du lisier à une valeur de 6, voire moins, provoque une baisse significative des émissions. Pour parvenir à ces valeurs de pH, les agriculteurs utilisent habituellement de l'acide sulfurique, plus facilement disponible et moins onéreux que les autres acides. Le volume requis dépend du pH du lisier (généralement compris entre 7 et 8) et de son pouvoir tampon. L'adjonction d'acide en cours d'épandage du lisier, via des citernes spécialement conçues à cet effet, tend à être moins efficace (réduction typique des émissions de 40 à 50 %) que l'acidification préalable dans les bâtiments d'élevage ou durant le stockage, qui permet une réduction de plus de 80 %. Les effets de l'acidification des lisiers sur les émissions d'oxyde de diazote après épandage n'ont fait l'objet que de rares mesures, bien que des baisses d'émissions aient été relevées. Les impacts potentiels sur la santé des sols sont également moins bien compris.

336. Les coûts associés aux systèmes d'acidification sur le terrain sont généralement faibles à modérés, en particulier en cas de recours à des entreprises sous-traitantes. Ces coûts seront compensés partiellement ou entièrement par les économies réalisées sur les engrais. Il se peut qu'il faille ajouter de la chaux dans les champs traités à l'aide de lisiers acidifiés ; cette chaux est facilement disponible, ses coûts sont faibles mais à prendre en compte dans toute évaluation. Les doses de lisier épandues doivent également être ajustées pour tenir compte de la plus grande disponibilité de l'azote et éviter une intensification du lessivage. Il convient par ailleurs d'éviter les dommages causés par les acides concentrés et un éventuel dégagement de sulfure d'hydrogène gazeux. L'ajout d'acide pendant l'application du lisier sur le terrain nécessite la mise en œuvre de procédures de sécurité appropriées.

Tableau V.9

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 9 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	~↓	~↓	~	~↓	↓↓

^a La méthode de référence à laquelle comparer cette mesure est l'épandage de lisier sans ajout d'acide.

Mesure n° 10 relative à l'épandage : ajout d'inhibiteurs de nitrification au lisier

337. Bien qu'ils soient généralement associés aux engrais minéraux, les inhibiteurs de nitrification peuvent être ajoutés aux lisiers du bétail juste avant l'épandage pour retarder la conversion de l'ammonium du lisier en nitrate, plus sensible aux pertes par dénitrification, ruissellement et lessivage. La diminution des concentrations maximales de nitrate dans le sol et la prolongation de la conversion de l'ammonium en nitrate grâce à une meilleure

absorption de l'azote par les cultures peuvent ainsi réduire les émissions de N₂O et de NO_x et N₂ associées, tout en améliorant la capacité d'absorption de l'azote par les cultures. L'efficacité de la mesure est optimale dans des conditions propices à de fortes pertes par dénitrification (par exemple, des sols semi-anaérobies à fortes teneurs en azote et carbone disponibles pour l'activité microbienne), permettant généralement des taux de réduction de l'ordre de 50 % des émissions de N₂O, bien que l'on puisse faire valoir que les épandages de lisier devraient être évités dans de telles conditions (Recio and others, 2018). Si les conditions météorologiques ne sont pas favorables à l'épandage du lisier en temps voulu, l'ajout d'inhibiteurs de nitrification permet d'améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote. Ces inhibiteurs perdront en efficacité dans certaines conditions pédologiques et climatiques, notamment si les températures sont élevées ou s'ils sont épandus sur des sols à texture fine et à forte teneur en matière organique. Les inhibiteurs de nitrification peuvent contribuer à réduire considérablement les émissions de N₂O provenant des effluents injectés en profondeur. Ils atténueront également les pertes de N₂O et NO_x directement liées au processus de nitrification (dans des conditions aérobies), qui peuvent constituer dans certaines régions une part importante de la perte totale de ces gaz par les sols.

338. L'utilisation d'inhibiteurs de nitrification avec les lisiers de bétail risque de renforcer les émissions d'ammoniac des lisiers mais, dans la pratique, il ne s'agit pas d'une préoccupation majeure car la plupart des émissions de NH₃ interviennent dans les vingt-quatre heures après l'épandage. Peu d'études ont montré des gains significatifs de rendement des cultures liés à l'utilisation d'inhibiteurs de nitrification avec les lisiers de bétail, mais des diminutions (probablement faibles) des épandages d'engrais azoté pourraient être envisagées, en fonction de l'estimation des pertes d'azote évitées grâce au lisier épandu.

339. Les produits inhibiteurs sont d'un coût modeste, qui ne sera probablement pas intégralement compensé par les gains de rendement des cultures ou les économies d'engrais. L'utilisation de ces produits peut éventuellement être encouragée par des instruments politiques.

340. Les effets de divers composés et produits inhibiteurs sur la nitrification ont fait l'objet d'évaluations, mais les quelques études réalisées à ce jour n'indiquent aucun effet secondaire néfaste sur la santé des sols (par exemple, O'Callaghan and others, 2010).

Tableau V.10

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 10 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	~ - ↑	↓↓	↓↓	↓-↓↓	↓↓	~ ↓

^a La méthode de référence à laquelle comparer cette mesure est un épandage de lisier sans ajout d'inhibiteurs de nitrification.

Mesure n° 11 relative à l'épandage : enfouissement rapide des effluents d'élevage

341. Cette mesure s'attaque principalement aux pertes par volatilisation de l'ammoniac. L'enfouissement rapide des effluents d'élevage (dans les quelques heures qui suivent l'épandage) diminue la surface de contact entre ces effluents et l'air, ce qui réduit la volatilisation de l'ammoniac et peut également limiter les pertes d'azote et de phosphore par ruissellement. La mesure n'est applicable qu'aux terres labourées faisant l'objet d'un épandage avant l'implantation des cultures. Les pertes par volatilisation de l'ammoniac sont maximales immédiatement après l'épandage, 50 % des pertes totales intervenant, en fonction des conditions, dans les toutes premières heures. L'efficacité de cette mesure dépend donc de la réduction maximale de la durée pendant laquelle les effluents restent à la surface du sol, du degré d'enfouissement (variable selon la technique : labourage avec inversion, cultivateur à disques ou à dents) et, dans une certaine mesure, des caractéristiques des effluents. Des baisses de l'ordre de 90 % des émissions d'ammoniac sont possibles par le labourage immédiatement après l'épandage (Bittman and others,

2014), alors qu'avec le passage d'un cultivateur à dents vingt-quatre heures après l'épandage, la baisse sera inférieure à 20 %. L'enfouissement est l'une des rares techniques permettant de réduire les pertes d'ammoniac des effluents solides (fumier de ferme) et du fumier de volaille, même si certains effluents solides sont pauvres en ammoniac, en fonction de leur type et des manipulations auxquelles ils ont été soumis. Pour les effluents solides, la nécessité de limiter le risque de ruissellement des éléments nutritifs incite à recourir à l'enfouissement, l'injection en profondeur n'étant pas possible.

342. L'enfouissement peut intensifier les pertes d'azote par dénitrification en raison des pertes d'ammoniac moins importantes et de la hausse subséquente de la teneur en azote disponible dans le sol. Mais une augmentation significative est peu probable si les épandages sont effectués à des moments et doses adaptés sur le plan agronomique (par exemple, un apport moindre de fumier à l'hectare pour tenir compte des économies d'azote). Les applications ultérieures d'engrais azotés minéraux peuvent également être réduites du fait de la teneur plus élevée d'azote dans le sol. La mesure peut ainsi améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote, d'où une baisse globale des pertes d'azote à l'échelle du système.

343. Les coûts associés à cette mesure, en supposant que le champ soit cultivé, dépendent de la disponibilité du personnel et de l'équipement nécessaires pour parvenir à un équilibre entre la rapidité et l'exhaustivité de l'enfouissement après l'épandage des effluents. L'évaluation des coûts doit prendre en considération les économies réalisées grâce à une réduction des engrais utilisés.

Tableau V.11

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 11 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	↓↓↓

^a La méthode de référence pour cette mesure est l'épandage en surface de lisier et d'effluents solides.

^b En cas de risque d'arbitrage entre les pertes d'ammoniac et les pertes d'autres formes d'azote provenant du lisier épandu, cette mesure permet, à l'échelle de l'exploitation et du paysage, de réduire ces pertes d'azote grâce à une utilisation plus efficace de l'azote et, par voie de conséquence, une diminution des apports d'azote frais. Les émissions indirectes de N₂O et NO_x résultant des dépôts atmosphériques d'ammoniac sur les forêts et autres terres sont également atténuées.

Mesures spécifiques à l'épandage d'engrais minéraux

Mesure n° 12 relative à l'épandage : remplacement de l'urée par un autre engrais azoté

344. Cette mesure vise principalement les émissions d'ammoniac. Comme indiqué dans la mesure n° 4 relative à l'épandage, l'urée et les engrais à base d'urée peuvent être sujets à d'importantes pertes d'azote par volatilisation de NH₃. Dans des conditions propices à des pertes importantes (temps chaud ou très chaud et faibles ressources en eau, lorsque les pertes peuvent représenter plus de 20-30 % de l'azote épandu), le remplacement de l'urée par un autre type d'engrais azoté, par exemple, le nitrate d'ammonium (ou nitrate d'ammoniac calcique), peut réduire considérablement les émissions d'ammoniac (Bittman and others, 2014). Toutefois, si l'urée est appliquée au printemps, lorsque le temps est frais et humide, le risque d'émissions d'ammoniac est fortement réduit (avec une perte de moins de 10 % de l'azote appliqué). Même par temps frais, les pertes d'ammoniac dues à l'urée appliquée en surface seront généralement beaucoup plus importantes qu'avec le nitrate d'ammonium (aux émissions également plus faibles dans ces conditions). Dans les sols calcaires et semi-arides, le remplacement de l'urée par du nitrate d'ammonium et de calcium entraîne généralement la réduction des émissions de N₂O et NO.

345. Il existe un risque de pertes accrues par dénitrification et/ou lixiviation, en raison du surcroît d'azote retenu dans le sol par l'utilisation d'un autre type d'engrais aux émissions d'ammoniac plus faibles. Mais si la dose d'azote épandu est abaissée pour tenir compte des pertes plus faibles d'ammoniac par volatilisation et assurer une réponse plus cohérente, ces risques sont évitables (principe 6). À l'échelle du système, la nécessité moindre d'engrais traduit une plus grande efficacité d'utilisation de l'azote, avec globalement moins de pertes par unité de produit alimentaire.

346. Les coûts liés à cette mesure dépendent des prix relatifs de l'urée et des autres types d'engrais azotés ; toute modification des doses d'engrais qui en résulterait devra également être prise en compte.

Tableau V.12

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 12 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	~↑↓	~↑↓	~	~	↓-↓↓

^a La méthode de référence pour cette mesure est l'application en surface d'urée perlée (ou de solutions contenant de l'urée dans l'eau).

Mesure n° 13 relative à l'épandage : ajout d'inhibiteurs de l'uréase

347. Cette mesure vise principalement les émissions d'ammoniac provenant des engrais à base d'urée. Les inhibiteurs d'uréase, tels que le N-(n-butyl) thiophosphoriquetriamide (NBPT) ou d'autres produits similaires, ralentissent l'hydrolyse de l'urée en inhibant cette enzyme. Le ralentissement de l'hydrolyse de l'urée laisse plus de temps à l'urée pour s'infiltrer dans le sol, ce qui réduit les possibilités d'émission d'ammoniac, et étale l'hydrolyse dans le temps, entraînant 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. D'après certains rapports, le recours à des inhibiteurs permet des réductions moyennes de 70 % des émissions d'ammoniac provenant des engrais à base d'urée en granulés (Bittman and others, 2014). L'efficacité de la mesure est fonction des facteurs pédologiques et climatiques (même si ces influences ne sont pas encore bien comprises), mais elle est probablement maximale dans des conditions propices à une forte volatilisation ammoniacale.

348. Certaines études ont également mis en évidence la capacité des inhibiteurs d'uréase à réduire les émissions de N_2O et de NO_x du sol (Sanz Cobena and others, 2016), probablement du fait de la conversion plus lente de l'urée en ammonium, d'où une concentration maximale d'ammonium plus faible, qui est le substrat des processus de nitrification/dénitrification à l'origine de ces émissions. Il a été prouvé que l'ajout de NBPT réduit considérablement la population d'oxydants d'ammoniac dans certaines conditions, probablement parce que ce produit a la capacité d'inhiber l'uréase dans les cellules des oxydants d'ammoniac et qu'il limite de ce fait l'ammoniac disponible pour la nitrification intracellulaire. Mais le risque de hausse des pertes par dénitrification et/ou lessivage et ruissellement n'est pas à négliger, en raison de l'azote supplémentaire disponible dans le sol de par la volatilisation plus faible de l'ammoniac. Cela étant, ce risque ne se concrétisera pas si la dose d'azote épandu est réduite pour tenir compte de la volatilisation plus faible de l'ammoniac. L'effet inhibiteur est d'une durée relativement courte après l'épandage (la durée se compte en jours), de sorte que le retard dans l'apport d'azote aux racines des plantes est minime. Contrairement à l'ammonium, l'urée inhibée peut être lessivée en cas de fortes pluies. Les inhibiteurs d'uréase sont utilisables en combinaison avec des inhibiteurs de nitrification (voir mesure n° 14 relative à l'épandage).

349. Une autre façon d'utiliser les inhibiteurs d'uréase consiste à placer des doses plus élevées d'azote à proximité de la semence (dans le sillon, en bandes latérales avec le semoir ou par épandage latéral après la levée ; voir la mesure n° 17 relative à l'épandage), ce qui améliore l'efficacité et réduit les coûts.

350. Bien qu'aucune évaluation complète des impacts potentiels des inhibiteurs d'uréase sur la santé des sols n'ait été menée, les études réalisées à ce jour ne font état d'aucun effet négatif (par exemple, Ruzek and others, 2014).

Tableau V.13

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 13 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	2 ^a	2 ^a	3 ^a	2 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	~↓	~↓	~	~↓	↓↓

^a La méthode de référence pour cette mesure est l'application en surface d'urée perlée (ou de solutions contenant de l'urée dans l'eau) sans inhibiteurs d'uréase.

Mesure n° 14 relative à l'épandage : ajout d'inhibiteurs de nitrification aux engrais minéraux

351. Les inhibiteurs de nitrification (tels que le DCD, le DMPP) sont des substances chimiques (antimicrobiens respectueux de l'environnement et bénins sur le plan pharmaceutique) qui peuvent être incorporés dans les engrais à base de NH_3 ou d'urée, afin de ralentir la conversion (oxydation) de l'ammonium en nitrate. Le principe consiste à mieux synchroniser l'apport de nitrate et les besoins des cultures afin d'améliorer les rendements, mais l'opération est tributaire de facteurs environnementaux tels qu'une humidité suffisante du sol pendant la saison de croissance. Il est important de noter que la concentration maximale de nitrate dans le sol est plus faible, ce qui se traduira par une diminution des pertes d'azote dans l'air par dénitrification et un risque réduit de lessivage ou de ruissellement des nitrates. Des baisses de l'ordre de 35 à 70 % des émissions de protoxyde d'azote sont habituelles (par exemple, Akiyama and others, 2010), l'efficacité dépendant dans une certaine mesure des facteurs pédologiques et climatiques (la mesure est moins efficace à des températures plus élevées et sur des sols à texture fine/à teneur plus élevée en matière organique). Des réductions similaires des émissions de NO_x et N_2 sont prévisibles, car elles résultent des mêmes processus, mais les données à ce sujet sont limitées. La plus grande prudence doit être de mise dans l'utilisation des inhibiteurs de nitrification dans les pâturages des vaches laitières, afin de s'assurer de l'absence de tout transfert dans le lait (car il n'y a pas de délai d'attente). Des préoccupations ont été exprimées quant à l'éventualité d'effets néfastes plus conséquents sur les organismes terrestres et aquatiques non ciblés, mais ces effets restent à démontrer.

352. Certains éléments laissent entrevoir que le recours aux inhibiteurs de nitrification peut intensifier les émissions de NH_3 (Kim and others, 2012) car l'azote est conservé plus longtemps sous forme d'ammonium, bien que tous les rapports n'en fassent pas état (par exemple, Ni and others, 2014). Si des impacts positifs mineurs sur le rendement des cultures ont été signalés (Abalos and others, 2014), il est également prouvé que l'absorption de l'azote par les cultures peut, dans certains cas, être compromise par la disponibilité tardive des nitrates du sol, avec des incidences négatives subséquentes sur les rendements et la teneur en azote. L'épandage doit donc être soigneusement programmé. Par exemple, il peut être approprié d'épandre des produits fertilisants contenant des inhibiteurs de nitrification légèrement plus tôt que les engrais conventionnels, de manière à tenir compte du retard dans la disponibilité de l'azote pour la culture, ou encore de mélanger des engrais traités et non traités, ce qui réduit également le coût. Il est à noter que le fractionnement des épandages a le même effet que l'utilisation de ces inhibiteurs, mais qu'il nécessite un surcroît de main-d'œuvre et peut être contrecarré par de mauvaises conditions de terrain. Les épandages fractionnés permettent de tester les besoins en azote pendant la croissance des végétaux (agriculture de précision), mais les engrais conçus pour un effet différé doivent être appliqués précocement et se prêtent moins à des analyses en cours de culture.

353. Les produits fertilisants avec inhibiteurs de nitrification augmentent les coûts, une hausse qui ne sera probablement pas entièrement compensée par les économies réalisées grâce à des rendements plus élevés ou des quantités moindres d'engrais. Les agriculteurs

seront donc moins enclins à recourir à ces produits (sauf si les prix venaient à baisser), mais des outils politiques pourraient être mis en œuvre pour en encourager l'utilisation lorsqu'ils permettent de cibler les risques environnementaux tels que le lessivage des nitrates et les émissions d'oxyde de diazote.

354. Les effets sur la nitrification de divers composés et produits inhibiteurs ont été étudiés, mais une évaluation complète des effets des inhibiteurs ou de leurs résidus sur la dynamique des sols et sur la santé animale et humaine reste à mener. Cela dit, les quelques études réalisées à ce jour ne font état d'aucun impact négatif (par exemple, O'Callaghan and others, 2010).

355. L'utilisation de produits fertilisants à base d'urée contenant des inhibiteurs doubles (d'uréase et de nitrification – combinant les mesures n^{os} 13 et 14 relatives à l'épandage) en vue de réduire simultanément les émissions de NH₃, de N₂O et de NO_x, peut se révéler efficace, mais des études supplémentaires sont nécessaires pour comprendre les facteurs influant sur l'efficacité de ces produits, justifier ainsi le coût supplémentaire et formuler des recommandations.

Tableau V.14

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 14 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1-2 ^a
Ampleur de l'effet	~↑	↓↓	↓↓	↓-↓↓	↓↓	↓↓

^a La méthode de référence pour cette mesure est l'application en surface d'un engrais contenant de l'azote, sans inhibiteurs de nitrification.

Mesure n° 15 relative à l'épandage : utilisation d'engrais à libération contrôlée

356. Les engrais à enrobage de soufre et de polymère, dont beaucoup sont à base d'urée, s'appuient sur la dégradation progressive de l'enrobage ou la diffusion en fonction de la température ambiante pour libérer les nutriments des plantes dans le sol sur une période prolongée (par exemple, sur plusieurs mois), selon l'épaisseur et la composition de l'enrobage. Cette libération progressive de nutriments s'accompagne d'une lixiviation et de pertes d'azote gazeux moindres, en particulier pour l'urée dont la libération progressive se traduit par une hausse beaucoup plus faible du pH et donc des pertes réduites par volatilisation de l'ammoniac (Bittman and others, 2014). Ces produits présentent par ailleurs des avantages sur le plan logistique : ils nécessitent moins d'épandage et les semis sont moins sensibles à leur placement (voir mesure n° 17 relative à l'épandage), notamment sur des sols peu travaillés. Selon la spécification du produit, la dégradation de l'enrobage intervient en fonction de la température, de l'humidité du sol ou de l'action microbienne ; les polymères (ou microplastiques) résiduels dans le sol ont fait l'objet de tests avant l'homologation du produit (par exemple, au Canada), mais tous les pays n'acceptent pas cette solution et les effets potentiels de la dégradation des enrobages polymères pour former des microplastiques restent à démontrer.

357. Des produits azotés organiques peu solubles dans l'eau, tels que l'isobutylidènediurée (IBDU), la crotonylidènediurée (CDU) et les polymères de méthylène-urée, sont également considérés comme des engrais à libération lente. Dans ce cas, la libération intervient à la suite d'une dégradation chimique ou microbienne. La période de libération (généralement environ quatre mois) est étroitement liée aux conditions d'humidité et aux caractéristiques des polymères (forme d'urée).

358. L'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'azote est étroitement liée à la libération de l'azote de l'engrais sous des formes absorbables par les plantes et en synchronisation avec leurs besoins. Ces conditions peuvent être difficiles à remplir, en fonction des facteurs qui influent sur la libération des engrais et de leur degré de variation saisonnière et annuelle. Ces produits sont mieux adaptés aux cultures à cycle long, avec de bonnes conditions d'humidité tout au long de la saison, par exemple, grâce à l'irrigation.

La sécheresse estivale peut avoir un effet négatif. Toutefois, les produits à enrobage polymère pourraient permettre à l'avenir l'épandage d'urée en automne sur l'herbe, afin d'accélérer la croissance printanière, en particulier pour les pâturages précoces.

359. Ces engrais sont plus onéreux que les engrais conventionnels, mais le surcoût peut être compensé dans une certaine mesure par les économies de main d'œuvre réalisées grâce à la diminution du nombre d'épandages et par la réduction des doses grâce à une meilleure efficacité de l'utilisation de l'azote.

Tableau V.15

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 15 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	2	2	2	2	1
Ampleur de l'effet	~↓	~↓	~↓	~↓	~↓	~↓

Remarque : La méthode de référence pour cette mesure est l'épandage en surface d'un engrais azoté, sans fonctionnalité supplémentaire de libération contrôlée (par exemple, urée ou nitrate d'ammonium perlé, etc.).

Mesure n° 16 relative à l'épandage : recours à la fertigation

360. Dans les zones exposées à la sécheresse ou faisant face à une disponibilité limitée de l'eau dans le sol pendant tout ou partie de la saison de culture, les ressources en eau et en azote doivent être utilisées de manière rationnelle et gérées en parallèle. L'irrigation par goutte-à-goutte combinée à l'épandage fractionné d'engrais azoté dissous dans l'eau d'irrigation (appelée aussi fertigation ou irrigation fertilisante par goutte-à-goutte) est considérée comme une technique efficace pour contrôler l'eau et les éléments nutritifs pendant la production végétale. Ce système d'irrigation permet un apport précis (dans l'espace et dans le temps) de l'eau et des nutriments aux plantes en croissance, ce qui minimise les pertes d'eau par évaporation et les pertes d'azote dans l'air et dans l'eau et améliore considérablement l'efficacité de l'utilisation de l'azote. L'eau, combinée à des concentrations prédéterminées de nutriments pour les végétaux, est pompée à travers un vaste réseau de tuyaux dotés de diffuseurs permettant une diffusion à débit constant de la solution à proximité de chaque plante, indépendamment de l'éloignement de la source. Ce réseau de tuyaux peut être installé en surface (temporaire) ou sous terre (permanent, en principe à une profondeur de 20 à 40 cm). Contrairement aux systèmes d'irrigation par aspersion ou autres systèmes d'irrigation de surface ou de fertigation (par exemple, pivot, rampe), dans lesquels toute la surface du sol est mouillée, la solution nutritive est délivrée tout près de la zone racinaire des plantes. L'apport d'eau est assuré à un débit beaucoup plus lent (par exemple, de 2 à 20 litres par heure et par diffuseur) mais à une fréquence supérieure (par exemple, tous les 2 à 3 jours) aux autres systèmes d'irrigation. Comme pour tous les systèmes d'irrigation, il importe de prendre en compte la concentration de l'azote dans l'eau, qui peut être élevée, pour établir les doses appropriées.

361. Avec ce système d'irrigation et une gestion adéquate de l'eau, le lessivage des nitrates est limité. Les émissions de N_2O sont en principe elles aussi atténuées grâce à l'amélioration du gradient hygrométrique de sols et à la concentration en azote minéral. Avec la fertigation par goutte à goutte dans le sol, la surface de ce dernier reste sèche. Le recours à des solutions de fertigation à base d'ammonium ou d'urée pourrait augmenter les émissions de NO_x par nitrification, mais la volatilisation de l'ammoniac est réduite en raison du contact rapide de l'ammonium avec les colloïdes du sol, sauf si l'eau est diffusée sur un paillis.

362. La fertigation par goutte à goutte est plus adaptée aux cultures pérennes en ligne à forte valeur ajoutée ou aux cultures annuelles à rendement élevé, telles que le maïs, le coton, les légumes, etc., du fait de ses coûts relativement élevés de mise en place et d'exploitation (Sanz-Cobena and others, 2017). De nouveaux types de tuyaux souterrains permettent la fertigation pour des cultures annuelles, ce qui élargit considérablement leur potentiel d'utilisation. La fertigation est bien établie dans la production horticole, y compris

dans les systèmes de serre. Cette technique devrait se développer avec l'adaptation au changement climatique. La fertigation par goutte à goutte est également applicable au digestat microfiltré et clarifié (Mantovi and others, 2020).

Tableau V.16

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 16 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	1 ^a	3 ^a	2 ^a
Ampleur de l'effet	↓	~↑↓ ^b	~↑↓ ^b	↓	~↑↓ ^b	~↓

^a La méthode de référence pour cette mesure est l'application en surface d'un engrais azoté solide (par exemple, de l'urée perlée ou du nitrate d'ammonium, etc.). Les catégories CEE pour le N_2O , le NO_x et le N_2 soulignent la nécessité d'une évaluation plus approfondie des performances.

^b Malgré le risque de hausse des pertes par nitrification/dénitrification associé à la fertigation, le placement précis de l'azote et la réduction de la quantité globale d'apport se traduisent généralement par une diminution globale des émissions.

Mesure n° 17 relative à l'épandage : dépôt précis des engrais, y compris en profondeur

363. Le dépôt des engrais azotés et phosphorés directement dans le sol à proximité de la zone racinaire permet une meilleure absorption de l'azote et du phosphore et s'accompagne d'une réduction des pertes d'azote dans l'air et des pertes d'azote et de phosphore dans l'eau ; par ailleurs, les besoins totaux en azote et en phosphore sont inférieurs à ceux d'un épandage en nappe sur le lit de semences ou d'un épandage ultérieur en surface. Cette approche repose sur des méthodes d'injection d'engrais, mais peut également être réalisée par enfouissement immédiat de l'engrais dans le sol. L'injection dans le sol réduit l'exposition directe à l'air et le risque de pertes par volatilisation de l'ammoniac (Bittman and others, 2014). Elle renforce également la capacité des plantes à concurrencer la communauté microbienne du sol en offrant aux végétaux un meilleur accès temporel et spatial à l'azote minéral. Toutefois, en présence d'un sol très humide, des « poches » concentrées d'engrais azoté risquent d'intensifier les pertes par dénitrification (des études complémentaires sont nécessaires pour démontrer l'importance de ce phénomène) et d'inhiber le développement des racines profondes, réduisant ainsi la capacité des plantes à faire face aux périodes de sécheresse en l'absence d'irrigation. Des machines spécialisées, ainsi que de nouveaux fertilisants (granulés, supergranulés d'urée ou briquettes pour épandage de l'urée en profondeur, liquides), ont été mis sur le marché pour améliorer les performances de cette méthode.

364. Dans la région de la CEE, où les coûts de la main-d'œuvre liés à l'épandage manuel en profondeur sont généralement prohibitifs, du matériel d'application spécialisé est indispensable pour un épandage précis. L'opération est souvent réalisée à l'aide d'un semoir équipé d'outils d'injection et de trémies fertilisateurs supplémentaires. Les coûts d'investissement et de fonctionnement sont significatifs, mais ces matériels permettent un gain de temps, puisque les engrais sont mis en place au moment de l'ensemencement. Cela peut également accélérer la mise en culture, grâce à un calendrier plus adapté. Les coûts supplémentaires peuvent être compensés par des économies d'engrais et/ou par le recours à des sous-traitants spécialisés.

Tableau V.17

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 17 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	1 ^a	3 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	~↑↓	~↑↓	~↓	~↑↓	↓

Remarque : La méthode de référence pour cette mesure est l'application en surface d'un engrais azoté.

^a Si l'on considère l'échelle de l'exploitation et du paysage, il est possible de réduire ces pertes d'azote, lorsque des gains en efficacité de l'utilisation de l'azote permettent de réduire les apports d'azote frais. Les émissions indirectes de N₂O et NO_x résultant des dépôts atmosphériques d'ammoniac sur les forêts et autres terres sont également réduites.

Mesures applicables au pâturage du bétail

365. Le moyen le plus efficace de réduire les pertes d'azote dans les pâturages consiste à bien gérer l'herbe et à optimiser la densité du bétail en pacage (fourrage nécessaire aux animaux) en fonction de la disponibilité de l'herbe (et de la rotation des animaux dans divers enclos, le cas échéant), de la composition et de la structure de la pâture, et de l'apport approprié d'azote et autres nutriments.

Mesure n° 18 relative à l'épandage : allongement de la saison du pâturage

366. Le fumier géré est associé à des pertes par volatilisation de l'ammoniac, généralement beaucoup plus importantes que les émissions d'ammoniac provenant des effluents excrétés dans les prés par le bétail qui y paît. Ceci est principalement dû à l'infiltration rapide de l'urine dans le sol pendant le pâturage. Lorsque le climat et les conditions du sol le permettent, l'allongement de la saison de pâture se traduira par une accumulation moindre de fumier à gérer et par le retour au sol d'une plus grande proportion des déjections. L'allongement de la saison de pâturage et le raccourcissement de la période de confinement des animaux permettront ainsi de réduire les émissions de NH₃.

367. Cette mesure risque par contre d'accentuer le risque de pertes par lixiviation et dénitrification, notamment dans des zones de concentration des déjections déposées à la fin de l'été/à l'automne. Ces pertes peuvent être atténuées par une absorption efficace de l'azote par l'herbe au cours des périodes de fortes précipitations, en automne/hiver. Si des cultures annuelles sont pâturées, le travail du sol au printemps facilitera la dispersion des zones de concentration d'urine et de déjections. Ces sources de pollution sont particulièrement concentrées dans les lieux de rassemblement des vaches, par exemple, sur les chemins, autour des abreuvoirs et des lèches de sel, ainsi que les zones ombragées. L'apparition de ces sources de pollution (et les pertes d'azote associées) peut être atténuée et la dispersion de l'azote améliorée en confinant les animaux dans de petits enclos alimentés en eau potable et en les déplaçant fréquemment d'un enclos à l'autre (gestion intensive des pâturages). L'allongement de la saison de pâturage aux mois de printemps et d'automne, voire à l'hiver, peut être combiné à des pratiques moins intensives, notamment une densité de bétail plus faible, une adaptation du nombre d'animaux à l'herbe disponible, et des systèmes d'entrée/sortie moins exigeants. Le pâturage hivernal est censé augmenter les risques d'émissions de N₂O et N₂ et de lixiviation de NO₃⁻ (par exemple, lorsque les concentrations d'urine créent un surplus local d'azote avec une absorption limitée des plantes en dehors de la saison de croissance), bien que des éléments factuels supplémentaires soient nécessaires pour en faire la démonstration et montrer comment réduire au minimum les éventuels arbitrages.

368. Cette mesure sera généralement avantageuse sur le plan économique, car elle permet d'abaisser les coûts de gestion des effluents. Il a été fait état de besoins accrus en engrais azotés (par rapport à un système bien géré de collecte des effluents, avec des bâtiments d'élevage, un stockage et un épandage peu polluants) parce que les éléments nutritifs excrétés directement dans les pâturages par les animaux en pacage ne sont pas utilisés aussi efficacement : cette théorie reste néanmoins à démontrer.

369. Cette mesure est principalement applicable aux bovins (les ovins sont généralement stabulés pendant des périodes très limitées, voire pas du tout) et aux systèmes de production extensifs. Elle gagne en efficacité avec des races indigènes bien adaptées aux conditions locales. Elle n'est généralement pas appropriée à la production porcine, sauf dans les systèmes d'agro-sylvo-pastoralisme, par exemple, pour la race indigène de porc noir de l'élevage méditerranéen traditionnel, pendant la phase finale d'engraissement, comme c'est le cas en Espagne et au Portugal (Rodríguez-Estévez and others, 2009). L'allongement de la saison de pâturage doit aussi être envisagée dans le contexte de considérations diététiques plus larges (chap. IV, mesure n° 1 relative à l'alimentation).

Tableau V.18

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 18 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	3 ^a	2 ^a
Ampleur de l'effet	↓↓	~↑	~↑	~↑	~↑	~↓

^a La méthode de référence pour cette mesure est la saison de pâturage traditionnelle d'une région particulière à la fin du XX^e siècle. Dans le nord-ouest de l'Europe, la durée normale de pâturage est d'une demi-année (182,5 jours) par an pour les bovins, de 365 jours pour les ovins et zéro jour en plein air pour les porcs ou les volailles, sauf spécificité locale.

Mesure n° 19 relative à l'épandage : suppression du pâturage dans les zones à haut risque

370. Les zones à haut risque en matière de pertes d'azote par les animaux en pacage sont les zones fortement connectées aux eaux de surface et/ou aux eaux souterraines vulnérables, présentant un risque de transfert direct de l'azote excréte par ruissellement ou lessivage. Elles englobent également les zones sujettes à l'engorgement, au piétinement et au compactage, présentant un potentiel fortement accru de pertes d'azote et de phosphore par ruissellement et dénitrification et de dissémination par ruissellement des agents pathogènes présents dans les fèces et l'urine. Elles doivent être clôturées ou gérées avec soin, afin d'empêcher le bétail d'y pâturer.

371. La proximité des pâturages par rapport aux aquifères contribue à la dégradation de la qualité de l'eau et à sa contamination biologique, par l'azote et d'autres éléments. Pour atténuer ces risques, des distances de sécurité doivent être instaurées et respectées. L'eau provenant d'aquifères contaminés peut menacer la sécurité des cultures irriguées, en particulier des cultures horticoles telles que les salades.

Tableau V.19

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 19 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a	1 ^a
Ampleur de l'effet	~	↓	↓	↓↓	↓	↓

^a La méthode de référence pour cette mesure est le pâturage sur toute l'étendue des terres disponibles, jusqu'aux abords des champs, sans tenir compte des risques encourus.

Mesure n° 20 relative à l'épandage : ajout d'inhibiteurs de nitrification aux zones de concentration des pissats

372. Les inhibiteurs de nitrification, plus généralement associés aux engrais minéraux, peuvent également être utilisés pour réduire le lessivage et la dénitrification des pissats déposés au pâturage et permettre une diminution des pertes de l'ordre de 50 %. Les risques d'augmentation des émissions d'ammoniac liés au ralentissement de la nitrification sont probablement minimales en raison de l'infiltration rapide de l'urine dans les zones de pissats.

373. La mise au point de mécanismes rentables de diffusion des inhibiteurs de nitrification dans les pâturages reste un problème, c'est pourquoi cette mesure est incluse dans la catégorie 2 de la CEE. L'épandage répété en surface de solutions contenant des inhibiteurs, après des périodes de pâturage, est moins coûteux et moins chronophage. Des systèmes robotisés ou des drones permettant un repérage automatisé des zones de concentration des pissats et une application ciblée des inhibiteurs directement sur celles-ci sont en cours de développement. La diffusion d'inhibiteurs alors que des bêtes sont au pâturage exige de s'assurer de l'absence d'effets secondaires sur le lait (par exemple, Welten and others, 2016) ou les produits carnés, ou d'impacts sur la santé et le bien-être des animaux.

Tableau V.20

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 20 relative à l'épandage

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 ^a	2 ^a	2 ^a	2 ^a	2 ^a	2 ^a
Ampleur de l'effet	~ (↑)	↓↓	↓↓	↓	↓↓	↓

^a La référence pour cette méthode est le pâturage sans inhibiteurs de nitrification.

Mesures relatives aux cultures

374. Les mesures relatives aux cultures permettent d'améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'azote et de réduire les pertes à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation, car elles ont une incidence sur l'utilisation d'engrais minéraux et d'effluents organiques sur les terres agricoles. Parmi les mesures pertinentes figurent l'utilisation de cultures de couverture et le recours aux légumineuses dans la rotation des cultures (mesures n^{os} 2 et 3 relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages, chap. VI).

F. Priorités pour les décideurs

375. Pour les décideurs, l'objectif principal des mesures de réduction ou d'atténuation est de limiter et prévenir la pollution liée à différentes formes d'azote réactif de la manière la plus rentable à l'échelle locale, régionale ou nationale. Concernant les engrais organiques et minéraux et la gestion intégrée de l'azote aux fins de la réduction de la pollution, les responsables examineront en priorité les points suivants :

- a) La planification intégrée de l'azote au niveau de la parcelle, de l'exploitation, du secteur et de la région (notamment pour faire face au problème de la concentration des cultures et des élevages intensifs, souvent à proximité des villes), en favorisant une utilisation plus efficace et un moindre gaspillage des ressources en azote tout en limitant la charge environnementale ;
- b) La réduction au minimum des apports de nutriments dans les zones à haut risque (habitats sensibles à la qualité de l'eau et aux dépôts d'azote, bassins versants à haut risque), eu égard aux exigences, vulnérabilités et conditions propres à chaque région ;
- c) L'intégration agricole des nutriments provenant du recyclage des résidus organiques (ce qui peut nécessiter une planification au plan régional et un contrôle adéquat de la qualité des matières destinées à l'épandage) ;
- d) Le recensement (ou la facilitation) des mesures de réduction ou d'atténuation rentables pour les agriculteurs, notamment sur la base d'une meilleure compréhension des obstacles socioéconomiques à la mise en œuvre ;
- e) La formulation, le cas échéant, de conseils techniques, d'orientations et d'incitations en matière d'emploi et de gestion de l'azote à l'attention des agriculteurs.

G. Priorités pour les professionnels

376. Pour les agriculteurs, le principal objectif de la mise en œuvre de mesures de réduction ou d'atténuation est un accroissement de l'efficacité de l'utilisation de l'azote épandu sur leurs cultures sous forme d'engrais ou d'effluents d'élevage. À ce titre, les cinq principales mesures permettant d'atteindre cet objectif pour les engrais organiques et minéraux sont les suivantes :

- a) Une planification intégrée de la gestion de l'azote à l'échelle de l'exploitation, tenant compte de l'ensemble des sources d'azote disponibles ;
- b) Une gestion précise des nutriments : doses, calendrier et précision du dépôt d'azote, en fonction des conditions locales ;

c) L'utilisation de la source d'azote appropriée (y compris les engrais avec inhibiteurs et ceux à libération contrôlée ; les légumineuses et autres techniques de fixation biologique de l'azote) dans le contexte approprié ;

d) L'utilisation de technologies peu polluantes d'épandage du lisier (tenant compte de l'azote économisé dans les plans de nutrition) ;

e) L'enfouissement rapide dans le sol d'amendements organiques riches en ammoniac.

H. Conclusions et questions de recherche

377. La mesure la plus importante pour réduire au minimum la pollution par l'azote provenant des épandages d'engrais azotés minéraux et d'effluents organiques sur les terres agricoles est la mise en place à l'échelle de l'exploitation d'un plan de gestion intégrée de l'azote assurant une fertilisation équilibrée répondant aux besoins des cultures (voir principe 7, chap. III). Les apports d'éléments nutritifs seront réalisés en privilégiant les engrais organiques et les autres ressources nutritives récupérables lorsque c'est techniquement et écologiquement possible, les besoins non satisfaits étant couverts par des engrais minéraux industriels.

378. Les mesures recensées et décrites permettent de réduire au minimum les différentes formes de pertes d'azote provenant des engrais et des effluents épandus sur les sols. Elles sont à mettre en œuvre comme il convient, en fonction des priorités locales et régionales et du rapport coût-efficacité, en prenant notamment en considération les coûts environnementaux.

379. Concernant les épandages d'azote, il est toujours difficile de formuler des recommandations crédibles et propres au contexte local en se fondant sur des orientations plus générales. Toutefois, le développement d'outils sur mesure d'aide à la décision, intégrant les différents nutriments et sources de nutriments pour divers types de sols, différentes conditions culturales et climatiques et adossés à des prévisions météorologiques plus fiables, permettra de renforcer la pertinence des orientations et de réduire les pertes d'azote. Une meilleure connaissance des besoins de chaque culture, de la minéralisation de l'azote du sol et la capacité de les prévoir par télédétection contribueront également à la réalisation de progrès dans ce domaine.

380. L'adoption de mesures est aussi un défi d'envergure, car de nombreux obstacles économiques et sociaux restent mal compris. Une quantification précise des coûts et des avantages (et des facteurs qui les conditionnent) est indispensable, de même qu'une meilleure compréhension des aspects pratiques, des synergies et des arbitrages à réaliser, afin de faciliter l'élaboration et l'application de politiques fondées sur l'encouragement et la confiance, les incitations ou la législation. La participation des agriculteurs à tous les stades du développement technologique est essentielle à la réussite des plans de mise en œuvre.

381. Enfin, si plusieurs mesures relevant de la catégorie 1 de la CEE sont déjà disponibles, il existe également un certain nombre de mesures relevant de la catégorie 2 nécessitant des recherches et des évaluations supplémentaires. Il est indispensable de mieux en comprendre les contraintes et les arbitrages, les obstacles posés à leur utilisation (ou les questions propres au contexte) afin de les promouvoir en catégorie 1. Ces avancées offriront un plus large éventail d'options aux agriculteurs et aux décideurs.

I. Documentation d'orientation

382. Des sources d'orientation supplémentaires figurent à la fin du chapitre VII.

J. Références

- Abalos, D., Jeffrey, S., Sanz-Cobena, A., Guardia, G., Vallejo, A. 2014. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agriculture Ecosystems and Environment* 189, 136–144.
- Akiyama, H., Yan, X., Yagi, K. 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 1837–1846.
- Beudert, B., Döhler, H., Aldag, R. 1988. Ammoniakverluste aus mit Wasser verdünnter Rindergülle im Modellversuch. *Schriftenreihe* 28, VDLUFA, Kongreßband Teil II.
- Billen, G., Garnier, J., Lassaletta, L. 2013. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368 (1621), 20130123.
- Bittman, S. and others, eds. (2014). *Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen* (Edinburgh, Centre of Ecology and Hydrology).
- Bittman, S., Liu, A., Hunt, D.E., Forge, T.A., Kowalenko, C.G., Chantigny, M.H., Buckley, K. 2012. Precision placement of separated dairy sludge improves early phosphorus nutrition and growth in corn (*Zea mays* L.). *Journal of Environmental Quality* 41, 582–591.
- Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W., Griffioen, J., Van Groenigen, J.W., Hefting, M.M., Oenema, O., Van Puijenbroek, P.J.T.M., Seitzinger, S., Slomp, C.P., Stehfest, E. 2013. Global trends and uncertainties in terrestrial denitrification and N₂O emissions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368 (1621), 20130112.
- Bruulsema, T. 2018. Managing nutrients to mitigate soil pollution. *Environmental Pollution* 243, 1602–1605.
- Dalgaard, T., Hansen, B., Hasler, B., Hertel, O., Hutchings, N.J., Jacobsen, B.H., Jensen, L.S., Kronvang, B., Olesen, J.E., Schjørring, J.K., Kristensen, I.S., Graversgaard, M., Termansen, M., Vejre, H. 2014. Policies for agricultural nitrogen management-trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. *Environmental Research Letters* 9 (11), 115002.
- De Vries, W., Schulte-Uebbing, L. 2019. Required changes in nitrogen inputs and nitrogen use efficiencies to reconcile agricultural productivity with water and air quality objectives by the EU-27. *Proceedings of the International Fertilizer Society* 842. Cambridge.
- Goss, M.J., Tubeileh, A., Goorahoo, D. 2013. A review of the use of organic amendments and the risk to human health. *Advances in Agronomy* 120, 275–379.
- Hénault, C., Bourennane, H., Ayzac, A., Ratié, C., Saby, N.P.A., Cohan, J.-P., Le Gall, C. 2019. Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Scientific Reports* 9, 20182. [Doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3](https://doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3)
- Kim, D.-G., Saggiar, S., Roudier, P. 2012. The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: a meta-analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 93, 51–64.
- Leip, A., Achermann, B., Billen, G., Bleeker, A., Bouwman, A.F., de Vries, W., Dragosits, U., Döring, U., Fernall, D., Guepel, M., Herolstab, J., Johnnes, P., Le Gall, A.-C., Monni, S., Neveceral, R., Orlandini, L., Prud'Homme, M., Reuter, H.I., Simpson, D., Seufert, G., Spranger, T., Sutton, M.A., van Aardenne, J., Voß, M., Winiwarter, W. 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. Chapter 16 in: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven (Eds.), *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Mantovi, P., Moscatelli, G., Piccinini, S., Bozzetto, S., Rossi, L. 2020. Microfiltered digestate to fertigation: A best practice to improve water and energy efficiency in the context of Biogasdoneright™. In: V. Naddo, M. Balakrishnan, K.-H. Choo (Eds.), *Frontiers*

in Water-Energy-Nexus – Nature-Based Solutions, Advanced Technologies and Best Practices for Environmental Sustainability, *Advances in Science, Technology and Innovation* (pp. 497–499). Springer Nature, Switzerland.

Misselbrook, T.H., Nicholson, F.A., Chambers, B.J. 2005. Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. *Bioresource Technology* 96, 159–168.

Ni, K., Pacholski, A., Kage, H. 2014. Ammonia volatilization after application of urea to winter wheat over 3 years affected by novel urease and nitrification inhibitors. *Agriculture Ecosystems and Environment* 197, 184–194.

O’Callaghan, M., Gerard, E.M., Carter, P.E., Lardner, R., Sarathchandra, U., Burch, G., Ghani, A., Bell, N. 2010. Effect of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on microbial communities in a pasture soil amended with bovine urine. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 1425–1436.

Recio, J., Vallejo, A., Le-Noe, J., Garnier, J., Garcia-Marco, S., Alvarez, J.M., Sanz-Cobena, A. 2018. The effect of nitrification inhibitors on NH₃ and N₂O emissions in highly N fertilized irrigated Mediterranean cropping systems. *Science of the Total Environment* 636, 427–436.

Rodriguez-Estevez, V., Garcia, A., Pena, F., Gomez, A.G. 2009. Foraging of Iberian fattening pigs grazing natural pasture in the dehesa. *Livestock Science* 120, 135–143.

Ruzek, L., Ruzkova, M., Becka, D., Vorisek, K., Simka, J. 2014. Effects of conventional and stabilized urea fertilizers on soil biological status. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 45, 2363–2372.

Sanz-Cobena, A., Abalos, D., Mejjide, A., Sanchez-Martin, L., Vallejo, A. 2016. Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N₂O emission. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 21, 1131–1144.

Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Estelles, F., Del Prado, A., Guardia, G., Abalos, D., Aguilera, E., Pardo, G., Vallejo, A., Sutton, M.A., Garnier, J., Billen, G. 2014. Yield-scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization: the Spanish case. *Environmental Research Letters* 9 (12), 125005.

Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., del Prado, A., Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdieta-Bartolomé, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Mejjide, A., Pardo, G., Álvaro-Fuentes, J., Gilsanz, C., Báez, D., Doltra, J., González-Ubierna, S., Cayuela, M.L., Méndez, S., Díaz-Pinés, E., Le-Noë, J., Quemada, M., Estellés, F., Calvet, S., van Grinsven, H.J.M., Westhoesk, W., Sanz, M.J., Gimeno, B.S., Vallejo, A., Smith, P. 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agriculture Ecosystems and Environment* 238, 5–24.

Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T., Camp, V., Vallejo, A. 2011. Effect of water addition and urease inhibitor NBPT on the abatement of ammonia emission from surface applied urea. *Atmospheric Environment* 45, 1517–1524.

Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T.H., Hernaiz, P., Vallejo, A. 2019. Impact of rainfall to the effectiveness of pig slurry shallow injections method for NH₃ mitigation in a Mediterranean soil. *Atmospheric Environment* 216, 116913. Doi:10.1016/j.atmosenv.2019.116913

Selbie, D.R., Buckthought, L.E., Shepherd, M.A. 2015. The challenge of the urine patch for managing nitrogen in grazed pasture systems. *Advances in Agronomy* 129, 229–292.

Sommer, S.G., Olesen, J.E. 1991. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality* 20, 679–683.

Stevens, R. J. and Laughlin, R. J. 2002. Cattle slurry applied before fertilizer nitrate lowers nitrous oxide and dinitrogen emissions. *Soil Science Society of America Journal* 66, 647–652.

Viero, F., Bayer, C., Vieira, R.C.B., Carniel, E. 2015. Management of irrigation and nitrogen fertilizers to reduce ammonia volatilization. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 39, 1737–1743.

Welten, B.G., Ledgard, S.F., Balvert, S.F., Kear, M.J., Dexter, M.M. 2016. Effects of oral administration of dicyandiamide to lactating dairy cows on residues in milk and the efficacy of delivery via a supplementary feed source. *Agriculture Ecosystems and Environment* 217, 111–118.

Yan, M., Pan, G., Lavalley, J.M., Conant, R.T. 2020. Rethinking sources of nitrogen to cereal crops. *Global Change Biology* 26, 191–199.

VI. Utilisation des terres et gestion des paysages

A. Introduction et contexte

383. Le présent chapitre repose sur un postulat simple : atténuer l'impact environnemental de l'utilisation de l'azote (N) tout en préservant ses bienfaits pour les cultures et l'élevage du bétail est un défi majeur. Pour le relever, il convient de mettre en œuvre à l'échelle du paysage des mesures qui facilitent l'extraction de l'azote réactif (N_r) de l'eau et de l'air, l'empêchant ainsi de se propager en cascade le long des voies hydrologiques et atmosphériques.

384. Ce chapitre passe en revue une série de pratiques relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages, et explique en quoi ces pratiques contribuent à une utilisation plus durable de l'azote pour la production agricole tout en atténuant les effets négatifs du N_r sur l'environnement. Les éléments clefs sont synthétisés pour permettre la formulation d'un certain nombre d'orientations en matière de gestion durable intégrée de l'azote, tenant compte des retombées positives pour l'air, l'eau et le climat.

385. Ce chapitre intègre par ailleurs les informations des chapitres précédents du présent document, notamment les dispositions relatives aux systèmes d'élevage et de production agricole à l'échelle du paysage. Les mesures incluent l'utilisation des terres adjacentes aux zones de production agricole, et ajoutent aux principes d'une gestion durable de l'azote (chap. III) les avantages d'une approche globale du paysage.

B. Pourquoi une gestion au niveau de l'utilisation des terres et des paysages ?

386. L'adaptation des pratiques de gestion au niveau de l'utilisation des terres et des paysages est indispensable pour optimiser l'utilisation de l'azote réactif tout en atténuant ses effets indésirables en termes de pollution de l'air et de l'eau ou de climat. Les mesures en faveur des paysages et la gestion de ces paysages et des territoires offrent un certain nombre d'avantages présentés ci-dessous :

a) La gestion des paysages permet de traiter les problèmes de pollution par l'azote réactif à l'emplacement exact et au moment précis où ils apparaissent, ce qui facilite l'atténuation des effets ;

b) Comparativement à d'autres types de mesures, celles relatives aux paysages peuvent être avantageuses sur le plan économique (voir chap. IV et V). Elles sont même déployables en dehors des zones agricoles, dont la production est ainsi préservée, tout en créant de nouvelles ressources naturelles et de loisirs sous la forme de haies, de forêts, de vastes zones tampons autour des champs, des cours d'eau ou des zones humides ;

c) La gestion des territoires contribue à maximiser l'économie circulaire en répartissant de manière optimale les ressources en engrais disponibles, en améliorant l'application des principes de l'économie circulaire et en intégrant les connaissances sur les ressources locales.

387. Comme résumé dans l'encadré VI.1 et la section ci-après, les modifications stratégiques dans l'utilisation des terres et les pratiques de gestion au niveau du paysage offrent un certain nombre d'avantages grâce à une combinaison d'effets environnementaux et économiques résultant de facteurs physiques/chimiques, biologiques et socioéconomiques.

Encadré VI.1

Définition des pratiques de gestion de l'utilisation des terres et des paysages sous l'angle de l'atténuation des émissions d'azote

Un paysage peut être défini comme une zone géographique délimitée intégrant tous les types d'utilisation des terres et de pratiques de gestion, y compris leurs effets sur le cycle de l'azote et les émissions connexes.

Typiquement, un paysage est une zone dont les terres sont utilisées de manières diverses et variées et couvrant une surface de quelques kilomètres carrés à plusieurs dizaines de kilomètres carrés. Les zones paysagères peuvent être déterminées selon de nombreux critères, par exemple un panachage de régimes de propriété et d'utilisation des terres, un bassin versant ou encore une zone administrative juridiquement définie. Le concept de paysage est illustré par la figure VI.1 ci-dessous.

L'accent est principalement placé ici sur la gestion, sous l'angle de l'azote réactif (N_r), des terres agricoles (y compris des bâtiments d'élevage) et des forêts dans des paysages ruraux. L'utilisation des terres urbaines et les infrastructures des villes sont pertinentes pour d'autres paysages, mais ne sont pas abordées dans ce chapitre.

Les mesures relatives aux paysages sont parfois mises en œuvre dans des situations où des mesures de réduction de l'apport de N_r au milieu rural ont déjà été appliquées et où des facteurs socioéconomiques plaident en faveur du maintien des activités, alors même qu'elles sont à l'origine de la pollution à l'azote réactif, généralement dans le secteur agricole. En termes de pollution, on entend ici par atténuation « la réduction des effets néfastes » de tout composé azoté tel que l'ammoniac (NH_3), un polluant atmosphérique, le nitrate (NO_3^-), un polluant aquatique, ou encore le protoxyde d'azote (N_2O), un gaz à effet de serre. Le terme « réduction » signifie ici « réduire les pertes dans l'environnement » de ces composés azotés et du diazote (N_2). En général, les mesures relatives aux paysages relèvent essentiellement des stratégies d'atténuation, plutôt que de réduction. Elles constituent ainsi un moyen supplémentaire de réduire des effets néfastes spécifiques sur l'environnement, plutôt que les pertes globales dans l'environnement.

C. Effets de l'utilisation des terres et de la gestion des paysages dans la pratique

388. Dans la présente section, le recours actif à la gestion des paysages en vue d'atténuer les effets de l'azote réactif est illustrée sur la base des exemples suivants :

- a) Atténuation/réduction des sources d'émissions de NH_3 dans les bâtiments d'élevage et les citernes à lisier grâce à la plantation d'arbres sous le vent de la zone de pollution, afin d'adsorber l'ammoniac et le disperser verticalement ;
- b) Plantation de végétation autour des zones naturelles protégées ou le long des cours d'eau, afin d'intercepter l'azote réactif (par exemple, sous forme de NH_3 atmosphérique ou de lixiviation de NO_3^- vers les eaux de surface) avant qu'il n'atteigne ces aires protégées et souvent vulnérables ;
- c) Création stratégique de zones humides ayant pour rôle de nettoyer/traiter par dénitrification et sédimentation les eaux polluées par les nitrates et l'azote organique dissous provenant des tuyaux de drainage des champs ou des digues, avant qu'elles n'atteignent les eaux de surface vulnérables ;
- d) Mise en place d'un calendrier spatio-temporel de gestion des prairies et de répartition des effluents d'élevage destiné à réduire au minimum les pertes d'azote dans les zones vulnérables ou durant les périodes critiques de l'année (par exemple, dans les zones de protection des eaux souterraines) ;
- e) Adaptation des schémas de fertilisation azotée (types d'engrais, inhibiteurs de nitrification et d'uréase, calendrier d'épandage) à la nature du sol, du sous-sol et de la géologie du paysage ;

f) Réduction des apports d'engrais azotés et modification des pratiques de gestion afin de réduire les pertes de nitrate dans les eaux de surface et les eaux souterraines vulnérables de zones géographiques ciblées présentant un faible potentiel de rétention de l'azote dans le sous-sol.

389. L'un des principaux problèmes posés par cette évolution vers des mesures de réduction ou d'atténuation plus ciblées géographiquement à l'échelle des paysages tient au manque de connaissance et de documentation des effets de ces mesures. Cette conclusion a également été tirée par le projet de recherche intégré NitroEurope, financé par l'Union européenne²⁹, dans le cadre duquel des études pilotes ont été menées dans six paysages européens types (voir, par exemple, Dalgaard and others, 2012), et décrite plus en détail dans l'Évaluation européenne de l'azote (Cellier and others, 2011 ; Sutton and others, 2011), qui traitait des expériences de projets de recherche nationaux clefs menés en France, au Danemark, aux Pays-Bas, en Écosse (Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord) et dans d'autres pays offrant des conditions climatiques différentes. Au niveau de la parcelle ou de l'exploitation, les processus de transformation et de transfert de l'azote ont été analysés de manière détaillée et ces études ont donné un bon aperçu du devenir de l'azote à des échelles spatio-temporelles restreintes, même si elles ont principalement été menées en Europe du Nord-Ouest (Cellier and others, 2011).

390. L'azote réactif ne peut être abordé comme une pression environnementale unique en raison des effets cumulatifs de l'azote sur l'utilisation des terres et les changements climatiques. Le lessivage du N_r est le reflet d'interactions non linéaires, puisqu'il est fonction d'un seuil et qu'il est lié à des facteurs de stress aigus. Le fait de traiter ces facteurs de stress de manière isolée, ou simplement additive, peut mener à une sous-estimation grave des risques futurs liés à l'azote, notamment l'eutrophisation, l'acidification, les émissions de gaz à effet de serre et la modification de la biodiversité, ainsi que des altérations du fonctionnement des forêts, des terres naturelles et des systèmes hydriques.

391. L'azote réactif se diffuse en cascade le long des voies hydrologiques et atmosphériques à différentes échelles, du paysage à la région. Il peut être transféré en quantités importantes par diverses filières, depuis les sources jusqu'aux écosystèmes récepteurs (voir fig. VI.1 ci-dessous). À titre d'exemple, le NH_3 gazeux émis par un bâtiment d'élevage ou une parcelle peut se redéposer sur le feuillage des écosystèmes proches, en quantités d'autant plus importantes que la source est proche de l'écosystème récepteur sur le plan horizontal et proche de la surface du sol sur le plan vertical (Fowler and others, 1998 ; Loubet and others, 2006). De même, les zones humides ou les cultures/prairies situées au bas des pentes risquent d'intercepter le nitrate des eaux souterraines, qui provient de l'azote épandu en haut de la pente, du fait d'un écoulement latéral de l'eau au niveau du paysage (Casal and others, 2019). Ces deux situations se traduisent par des apports importants d'azote à l'écosystème récepteur, dont le fonctionnement sera probablement perturbé (Pitcairn and others, 2003). Le risque d'une intensification des émissions de N_2O et de NO_x (Beaujouan and others, 2001 ; Skiba and others, 2006 ; Pilegaard and others, 2006) est renforcé et met en lumière la nécessité d'une gestion intégrée de l'azote et d'une évaluation dépassant le cadre de la parcelle (Quemada and others, 2020). Sans immobilisation de l'azote réactif dans la biomasse ou son élimination par dénitrification, les pertes se poursuivent tout au long de la cascade de l'azote (Galloway and others, 2003 ; Billen and others, 2013) (voir fig. VI.1 ci-dessous).

392. Les émissions d'azote réactif résultant de son transfert depuis la source à l'écosystème récepteur sont souvent appelées « émissions indirectes » et constituent une fraction importante des émissions totales de N_2O et de NO_x du sol, bien que leur ampleur fasse encore débat (Mosier and others, 1998 ; Liu and Greaver, 2009 ; Tian and others, 2019). Il est important d'inclure les zones non cultivées ou marginales, extérieures ou en périphérie des systèmes agricoles, pour bien comprendre les flux et les budgets d'énergie et de matière, y compris l'azote, d'où la nécessité d'adopter une perspective paysagère.

²⁹ <https://www.peer.eu/projects/peer-flagship-projects/nitroeuropa/>.

393. L'élevage est une source majeure de pollution à l'azote réactif, notamment dans les régions à forte charge de bétail (Leip and others, 2015), mais il rend aussi des services appréciés par la société, par exemple la fourniture d'habitats à une riche biodiversité faunistique ou le fait de constituer un élément du patrimoine culturel et naturel (Dumont and others, 2017). Certains pays où l'élevage intensif est pratiqué à proximité d'écosystèmes sensibles ont déjà imposé des mesures visant à réduire la pollution par l'azote réactif (par exemple, les Pays-Bas, le Danemark), mais rencontrent encore des difficultés pour se conformer aux exigences de la législation européenne, dont la Directive-cadre sur l'eau, la Directive « Habitats » et la Directive fixant des plafonds d'émission nationaux. Comme les mesures offrant le meilleur rapport coût-efficacité pour réduire les pertes de N_r à la source ont déjà été mises en œuvre, les mesures au niveau du paysage suscitent un intérêt grandissant (Dalgaard and others, 2012, 2016 ; Jacobsen and Hansen, 2016).

D. Principaux enjeux de la réduction des émissions de N_r via l'utilisation des terres et la gestion des paysages

Les flux d'azote dans le paysage rural

394. La figure VI.1 présente une vue d'ensemble des flux, puits et sources de N_r dans les paysages ruraux, ainsi que la cascade des réactions à l'apport de N_r sous forme d'engrais et d'aliments pour animaux par les cultures et l'élevage, dans les écosystèmes naturels, mis également en lumière dans l'évaluation européenne de l'azote (Sutton and others, 2011). Les mesures relatives aux paysages illustrées ci-après visent principalement les flux de N_r vers et depuis les écosystèmes naturels/semi-naturels, ainsi que les flux des exploitations agricoles et des champs vers les écosystèmes aquatiques. Ces flux peuvent être subdivisés en trois catégories : ceux en lien avec la pollution atmosphérique, y compris les émissions de gaz à effet de serre (GES) (voir fig. VI.3 ci-dessous) ; ceux en rapport avec la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines (voir fig. VI.2 ci-dessous) ; et enfin ceux en lien avec les sources et les puits d'azote (voir fig. VI.1 ci-dessous). Chacun de ces flux est décrit dans les prochaines sections.

Principes directeurs

395. Les environnements ruraux comptent toute une série d'acteurs concernés par l'atténuation et la réduction de la pollution par le N_r et qui appliquent des mesures relatives aux paysages (notamment les agriculteurs et autres gestionnaires des terres, les organismes de conservation, les autorités régionales, des entreprises, des organisations de la société civile et des citoyens). Grâce à eux, il est possible de recenser les obstacles à une mise en œuvre efficace de ces mesures, les moyens de les contourner et comment encourager le développement d'un consensus conférant à ces dispositions une légitimité politique et sociale. Les orientations relatives à l'utilisation des terres et la gestion des paysages en vue d'atténuer la pollution par l'azote peuvent être définies en deux étapes (Andersen and others, 2019) :

a) **Étape 1 : établir une cartographie de la situation actuelle** (par exemple, l'utilisation actuelle des terres, les propriétés pédologiques et géologiques des sols, les cours d'eau) pour comprendre la cascade d'azote dans le paysage, cartographier les pratiques de gestion de l'azote, et recenser les divers acteurs et leurs objectifs en termes de réduction de la pollution par le N_r . L'organisation d'ateliers au niveau local (avec la participation d'agriculteurs, de scientifiques, de responsables politiques, d'acteurs locaux et d'autres groupes d'intérêt) peut s'avérer intéressante pour recenser les approches et les mesures adoptées en vue de réduire la charge en azote à l'échelle des paysages. Il est également important de recueillir des données pertinentes à l'échelle du paysage, afin d'étayer les objectifs annoncés des politiques publiques en matière de réduction de l'impact de l'azote dans la région. Chaque acteur du paysage dispose ainsi d'une vue d'ensemble des possibilités d'action, tant au sein du système de production agricole que dans le contexte global du paysage ;

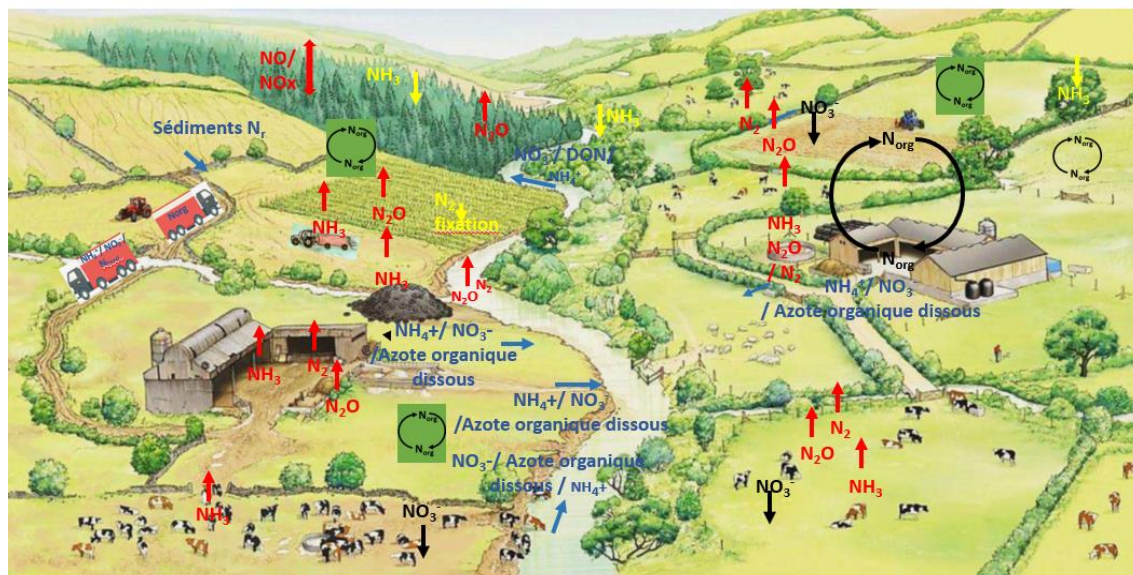
b) **Étape 2 : sélectionner et hiérarchiser des solutions en matière d'utilisation des terres et de gestion des paysages permettant d'atteindre les objectifs de réduction.** Ces solutions sont avant toute autre considération influencées par les contraintes géophysiques, habituellement difficiles à surmonter. Cependant, d'autres objectifs environnementaux et socioéconomiques des parties prenantes/acteurs sont à prendre en considération.

396. Dans cette approche, chaque acteur/partie prenante du paysage se verra communiquer une liste de mesures qui servira de base aux discussions et aux décisions, ainsi que des informations sur leurs effets environnementaux et économiques potentiels à l'échelle de l'exploitation et du paysage. Un exemple théorique pourrait être la discussion menée entre plusieurs acteurs à propos de l'implantation d'une petite zone humide le long d'un cours d'eau traversant une ferme. La zone humide favorise l'élimination de l'azote réactif des sources en amont via absorption par la biomasse végétale et dénitrification en N_2 , en évitant autant que possible les émissions de N_2O (Vymazal, 2017 ; Audet and others, 2020). Cette gestion des bassins versants en amont peut couvrir les parcelles d'une ferme individuelle, voire celles d'autres exploitations. En outre, les zones humides rendent des services écosystémiques additionnels, par exemple, un accroissement de la biodiversité, une protection contre les inondations et des possibilités d'activités de loisirs, dont la pêche. Les principaux risques dans cet exemple sont l'éventualité d'une hausse des émissions de N_2O par dénitrification et la perte des ressources de N_r de l'exploitation.

397. La participation des principaux acteurs aux deux étapes du processus est décisive : elle facilite l'adoption de mesures relatives à la gestion des paysages, d'une gestion et d'une utilisation de ces paysages conçues pour réduire au minimum la cascade et les pertes de N_r tout en préservant la productivité. Des aller-retours entre ces deux étapes seront probablement nécessaires, ne serait-ce que pour permettre l'évaluation des incidences des différents scénarios. Cette procédure permet par ailleurs aux participants de disposer d'un temps de réflexion et de consultation avec les autres membres de leurs groupes.

Figure VI.1

Vue d'ensemble simplifiée des flux d'azote du paysage, montrant les fonctions de source et de puits de diverses composantes du paysage, telles que les bâtiments agricoles, les champs, les forêts, les pâturages, etc., pour différentes formes d'azote



Source : Cette figure a été adaptée à partir de <http://www.westcountryrivers.co.uk/good-farm-bad-farm/> sur la base de la Creative Common License <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>.

Remarque : Les principaux puits et sources d'azote réactif sont mis en évidence sous la forme de flux de N_r gazeux (rouge pour les sources, jaune pour les puits), de flux de N_r vers et dans les eaux de surface (flèches bleues, y compris l'érosion des sédiments et le ruissellement de surface), de lixiviation des nitrates vers les eaux souterraines (flèches noires) et de modification des bassins d'azote organique du sol (carrés verts avec flèches noires). La fixation de l'azote atmosphérique et le dépôt d'ammoniac atmosphérique (NH_3) sont indiqués (flèche jaune) ainsi que

l'importation et l'exportation de produits à destination et en provenance du paysage (camions livrant des aliments pour animaux et des engrais, exportation de déjections animales, de produits cultivés, de bétail et de produits animaux). Les principaux flux sont constitués par de l'ammoniac NH_3 , des oxydes d'azote (NO_x)³⁰, du protoxyde d'azote (N_2O) et du diazote (N_2) dans l'air ; les nitrates (NO_3^-), l'ammonium (NH_4^+) et l'azote organique dissous dans les milieux aquatiques, et le bilan de l'azote organique (N_{org}) dans les sols. Les émissions plus déterminantes pour la qualité de l'air, les écosystèmes et la santé sont celles de NH_3 (provenant principalement des déchets d'élevage et des engrais chimiques) et de NO_x (émis par les sols agricoles et les forêts saturées principalement en monoxyde d'azote NO , qui forme du NO_2 après réaction, en plus des NO_x provenant des transports).

398. Le paysage illustré comprend les principaux éléments suivants :

a) Des fermes, y compris les bâtiments d'élevage, des lieux de stockage des effluents et du fourrage, les prairies pâturées, les terres arables et les prairies fertilisées avec des effluents d'élevage ou des formes minérales d'azote, les cultures permanentes et les cultures en rotation avec et sans travail du sol ;

b) Des forêts et autres systèmes semi-naturels sous forme de haies, de petits biotopes avec des bois, des étangs, etc. et les terres agricoles mises en jachère de manière plus ou moins permanente ;

c) Des écosystèmes aquatiques, notamment des étangs, des lacs, des cours d'eau et des zones humides. Ces systèmes sont alimentés par ruissellement direct, les eaux de drainage des champs ou des eaux souterraines (le réseau hydrographique est illustré plus en détail dans la figure VI.2 ci-dessous).

399. En fonction des caractéristiques d'un paysage donné et de l'urgence des questions à régler, un ordre de priorité différent peut être affecté à la lutte contre la pollution de l'eau, de l'air, du sol ou les effets du climat. Ainsi, dans les climats méditerranéens secs, comme en Espagne, les impacts sur la pollution atmosphérique peuvent, pour des raisons sanitaires, être traités en priorité (par exemple, en cas de maladies respiratoires fréquentes), alors que pour un paysage jouissant du climat côtier humide du Danemark, la priorité sera donnée aux incidences de l'azote réactif sur la qualité de l'eau (notamment en cas de dépassement des seuils juridiquement contraignants pour les estuaires vulnérables et la qualité des eaux côtières ; Dalgaard and others, 2014).

400. Les effets des mesures prises pour atteindre un objectif (par exemple, pour l'eau) affectent souvent aussi les objectifs liés à l'air, au sol et au climat. Il en va de même des mesures visant à améliorer la qualité de l'air et du sol, qui ont habituellement un effet direct ou indirect sur les émissions de GES. Dans une situation où l'eau est la priorité, il y aurait lieu de définir d'abord des mesures permettant de réaliser les objectifs de réduction fixés pour les eaux de surface et les eaux souterraines (essentiellement pour les nitrates, mais éventuellement aussi pour le carbone organique dissous). À un stade ultérieur, ces mesures pourraient être suivies de dispositions visant à réduire la pollution atmosphérique (principalement pour le NH_3 , et peut-être aussi pour les NO_x). Enfin, il conviendrait de définir et de mettre en œuvre des objectifs et des mesures de protection des sols (et donc des taux d'accumulation des stocks d'azote et de carbone organique, ou la prévention de l'extraction de C et N organiques du sol), ainsi que de réduction des émissions nettes de GES (solde net des flux de CO_2 , N_2O et CH_4 en termes d'équivalents CO_2). Une telle approche nécessite la prise en compte des émissions de GES provenant des sols, mais aussi d'autres sources telles que le stockage des effluents d'élevage, le bétail et les bâtiments d'élevage, à la fois sous forme de composés azotés (principalement du N_2O) et de composés carbonés liés au cycle de l'azote (essentiellement du CO_2 , mais peut-être aussi CH_4 ; Dalgaard and others, 2015).

E. Intégrer les divers aspects des effets sur l'eau, le sol, l'air et le climat

401. Comme le montre la figure VI.1 ci-dessus, les deux principales catégories de pollution au N_r sont la pollution par l'eau (principalement le NO_3^- , mais aussi d'autres formes d'azote réactif, notamment les composés organiques) ou par l'air (principalement le NH_3 , le N_2O et le NO_x , et le N_2). Bien que le N_2 ne soit pas un polluant, les pertes de

³⁰ Voir la note de bas de page 2.

diazote s'accompagnent d'une baisse de l'efficacité de l'utilisation de l'azote pour la production végétale, d'où la nécessité d'apports accrus de N_r . Par conséquent, les émissions de N_2 peuvent être considérées comme une forme indirecte de pollution par l'azote. Il est important de bien comprendre les différentes conditions locales liées à ces types de pertes afin de hiérarchiser les mesures d'atténuation des effets sur le paysage dans le respect des principes directeurs susmentionnés.

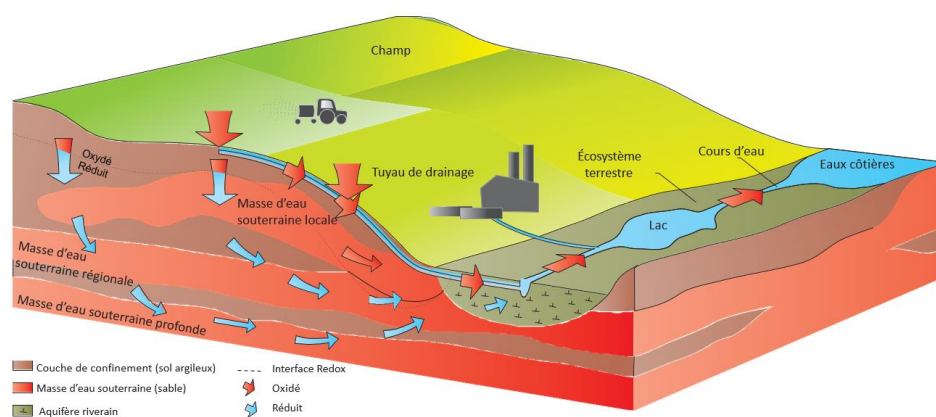
402. Les deux prochaines sections présentent les principaux polluants, les liens entre les options d'atténuation de la pollution des eaux de surface et souterraines et les sols, la géologie et la géomorphologie locaux (première partie), puis les liens étroits entre les options d'atténuation des émissions de GES et la pollution atmosphérique (deuxième partie). Lors de l'intégration de l'action combinée des options d'atténuation des effets du N_r sur l'eau, le sol, l'air et le climat, il est important d'évaluer l'ensemble des sources/puits du paysage, car les options potentielles d'atténuation sont fonction de l'hétérogénéité du paysage et de l'échelle à laquelle elles sont mises en œuvre. Cette question est examinée dans une troisième section.

1. Pollution des eaux de surface et souterraines, sol et géologie

403. L'azote dans l'eau peut être cartographié sous forme de concentrations de NO_3^- , NH_4^+ et d'azote organique dissous dans les eaux de surface (cours d'eau, lacs et eaux côtières) et dans les réservoirs d'eaux souterraines, des concentrations étroitement liées aux apports, flux et à l'extraction du N_r dans un paysage donné (voir fig. VI.2). Sur la base de cette évaluation, des objectifs propres au paysage peuvent être fixés pour la qualité des eaux souterraines et de surface. Au sein de l'Union européenne, ils devront répondre aux normes fixées à partir des objectifs et cibles de la Directive-cadre sur l'eau, de la Directive sur les nitrates et de la Directive relative à l'eau potable (bon état écologique et chimique, réduction et prévention de la pollution de l'eau par les nitrates d'origine agricole). À titre d'exemple, pour la Directive de l'Union européenne sur les eaux souterraines³¹, des eaux souterraines de qualité ne doivent pas dépasser une teneur de de 50 mg de nitrate par litre, ce qui correspond à la norme sur la teneur en nitrate de l'eau potable de la Directive relative à l'eau potable. Dans d'autres parties de la région de la CEE, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) retient également un maximum de 50 mg de nitrate par litre pour l'eau de boisson (voir également European Commission, 2019). À partir de ces données et des informations sur les mesures envisageables (voir les sections ci-dessous), des scénarios incluant les pratiques d'utilisation des terres et de gestion des paysages peuvent être élaborés pour réaliser ces objectifs (Hashemi and others, 2018a, b).

Figure VI.2

Modèle conceptuel d'interaction des nappes souterraines peu profondes avec les écosystèmes aquatiques dépendants



Source : D'après Hinsby *et al.*, 2008.

³¹ Directive 2006/118/CE du Parlement Européen et du Conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration, Journal officiel de l'Union européenne, L 372 (2006), p. 19 à 31.

Remarque : Les voies de transport vers les écosystèmes aquatiques sont matérialisées par des flèches. Les flèches bleues symbolisent les eaux souterraines soumises à réduction (en dessous de la zone redox) et les flèches rouges les flux d'eau dans la zone oxydée supérieure.

2. La pollution de l'air et les émissions de gaz à effet de serre connexes

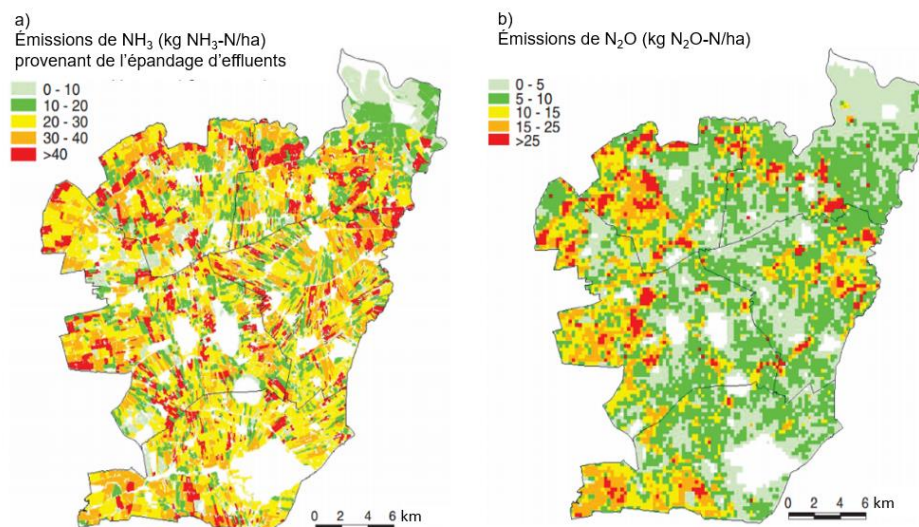
404. Sur la base des pratiques agricoles actuelles, les émissions atmosphériques de N_r peuvent être mesurées et/ou estimées par modélisation (comme le montre la figure VI.3), et comparées aux « charges critiques » possibles pour le dépôt atmosphérique de N_r . Les charges critiques sont les limites de dépôt en dessous desquelles des effets néfastes ne sont pas réputés se produire dans l'état actuel des connaissances. L'impact des développements agricoles sur le dépassement des charges critiques de N_r dans les zones naturelles sensibles, au sein ou à proximité d'un paysage, doit également être pris en compte (Dragosits and others, 2006). À partir de là, des mesures visant à atteindre des objectifs de réduction, par exemple en termes de volatilisation du NH_3 , peuvent être définies. En outre, cette approche permet de déterminer quelles sont les sources régionales de pollution par N_r (voir fig. VI.3 ci-dessous) et d'estimer le potentiel de réduction ou d'atténuation des émissions de GES, N_2O et autres (voir fig. VI.3 ci-dessous).

3. Hétérogénéité des puits et sources et problèmes d'échelle

405. La pollution de l'eau, de l'air et les émissions de gaz à effet de serre au sein d'un paysage dépendent des puits et des sources d'azote, mais aussi des exploitations agricoles qui y opèrent, les activités agricoles étant la principale source de pollution par l'azote.

406. La figure VI.4 ci-dessous est un exemple de sources et de puits de N_r liés au type d'exploitation. Elle montre que différents systèmes de production sont associés à divers types de pertes de N_r dans l'environnement, d'après le modèle Farm-N farm scale N (www.farm-n.dk/). Ainsi, la lixiviation du NO_3^- est la forme prédominante de perte d'azote pour les exploitations de cultures commerciales dans ce contexte et, dans une certaine mesure également, pour les fermes de production de granivores (par exemple, les élevages porcins et avicoles). À l'inverse, en valeur absolue, le lessivage par hectare est plus élevé dans les élevages que dans les exploitations de cultures commerciales dans ce contexte. Les élevages de bovins (ruminants) peuvent générer des pertes relativement faibles de N_r par lixiviation, en fonction de l'intensité et des pratiques de gestion, tout en provoquant d'importantes émissions de NH_3 associées au logement des animaux, au stockage et à l'épandage des effluents. En particulier, les élevages laitiers intensifs nécessitent d'importants apports d'azote et génèrent de substantielles émissions de NH_3 . Dans les climats océaniques froids, le pâturage extensif des bovins de boucherie tout au long de l'année est associé à de faibles émissions de NH_3 (en raison de l'infiltration de l'urine, contrairement aux déjections), mais peut néanmoins entraîner un risque accru de lixiviation de NO_3^- , et d'émissions de N_2O , NO_x et N_2 .

Figure VI.3

Exemple d'émissions annuelles d'ammoniac provenant de l'épandage de fumier (a) et d'émissions totales d'oxyde de diazote provenant des sols (b) dans un paysage rural des Pays-Bas

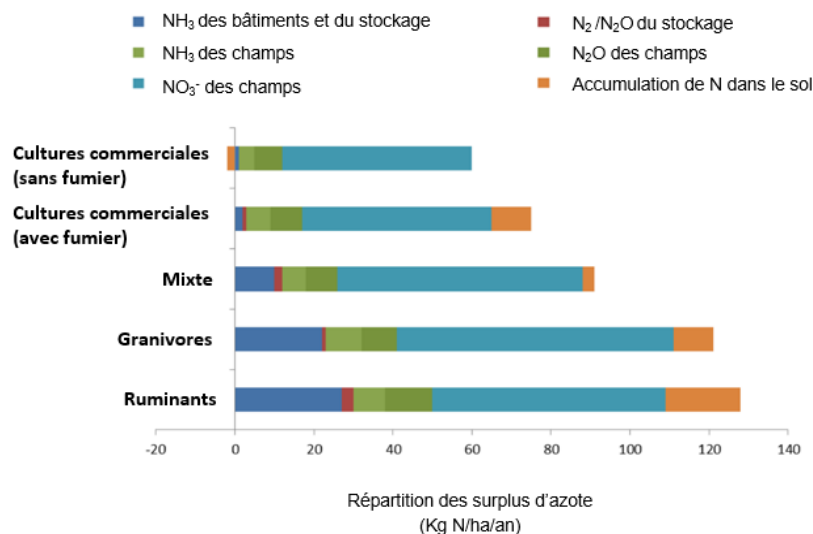
Source : D'après Cellier *et al.*, 2011.

407. L'épandage de fumier sur les pâturages et les terres cultivées se traduit également par des modifications des stocks d'azote et de carbone du sol, autres effets associés à la gestion des effluents d'élevage. Une étude a montré que l'augmentation estimée des stocks d'azote du sol est la plus importante pour les élevages de ruminants (avec davantage de prairies et une utilisation plus intensive des effluents, y compris de la paille dans les systèmes de litières profondes, etc., et épandage sur les herbages et les terres cultivées) (Dalgaard and others, 2011). En revanche, les systèmes de cultures commerciales, qui ne bénéficient pas d'épandage d'effluents, ont enregistré une diminution nette des stocks d'azote (et de carbone) en l'absence d'apports de fumier.

408. Les écarts considérables entre les voies potentielles de perte de N_r dans l'environnement pour les différents systèmes d'exploitation agricole, et donc entre les sources et les puits de N_r dans le paysage, montrent que la situation géographique d'une exploitation agricole a son importance pour les pertes de N_r dans les nappes d'eau ou les zones naturelles terrestres sensibles. Cette relation source-puits est également influencée par les variations dans les caractéristiques géopédologiques, qui affectent les taux de fuites par lixiviation, les pertes d'azote de surface, le transport latéral de l'azote dans les sols et le matériau parent (voir fig. VI.2 ci-dessus). C'est pourquoi une planification appropriée de l'utilisation et de la gestion des terres, de l'implantation des exploitations agricoles, etc. aura un effet significatif sur les flux d'azote dans le paysage, offrant ainsi la possibilité de réduire les charges d'azote à l'échelle de ce paysage.

Figure VI.4

Répartition du surplus d'azote entre divers types de pertes et les accumulations, pour cinq systèmes agricoles différents dans un paysage danois



Source : D'après Dalgaard and others, 2011, estimations à partir du modèle Farm-N farm scale N (www.farm-n.dk/).

Remarque : Les pertes de N₂, NO_x et N organique des sols n'ont pas été évaluées dans cette étude. Pour les exploitations de cultures commerciales dépourvues d'effluents d'élevage, les émissions nettes d'azote issues de réservoirs d'azote du sol ont fait l'objet d'une estimation, tandis que pour les autres, une accumulation nette de N dans le sol a été estimée, réduisant ainsi les émissions de N_r pour l'année considérée.

409. Les mesures relatives au paysage peuvent englober : le choix d'un emplacement pour de (nouveaux) bâtiments d'élevage, plus éloignés des écosystèmes sensibles ; l'adoption de certains types d'utilisation des terres (par exemple, la plantation d'arbres autour des installations d'élevage, des zones tampons autour des plans d'eau et l'installation de zones humides réduisant l'azote réactif, etc.) ; et des systèmes de culture d'intensité différente (par exemple, des prairies par opposition à des cultures en rotation). L'adaptation des doses et de la répartition des effluents d'élevage et des engrais minéraux de synthèse en fonction de la sensibilité locale au sein d'un paysage (et même à l'extérieur de ce paysage) constitue une autre option susceptible de contribuer à la réalisation des objectifs d'atténuation et de réduction de l'azote réactif. Ces pratiques ciblées d'utilisation et de gestion des terres peuvent ainsi servir d'éléments de mesure pour faciliter la réalisation des objectifs de réduction des émissions de N_r dans l'eau, l'air et des émissions connexes de GES.

410. Il convient de rappeler que l'azote réactif à l'échelle du site ou du paysage est une ressource précieuse pour les cultures, la biomasse et l'élevage et qu'il est important de la recycler en priorité. À titre d'exemple, la biomasse produite avec l'appui d'azote récupéré dans le paysage, telle que la biomasse palustre dans les zones humides ou les arbres plantés à proximité de zones d'élevage, devrait être considérée comme une ressource bioénergétique. Si la pollution liée aux pertes directes de N_r est à prendre en compte, la quantité d'azote perdue sous forme de N₂ ne doit pas être négligée pour autant. D'où la nécessité de mettre au point des évaluations globales permettant de quantifier tous les flux d'azote réactif à l'échelle du paysage.

411. Les flux et transformations de l'azote réactif dans un paysage sont déterminés par la topographie et la variabilité spatiale des caractéristiques biogéochimiques et physiques du sol. Celles-ci, ainsi que le climat et la gestion de l'azote agricole, déterminent le cycle de l'azote microbien du sol (avec un accent particulier placé sur les processus de nitrification et de dénitrification), les interactions entre les plantes et l'azote du sol et, par conséquent, les flux de NH₃, NO_x, N₂O, N₂ dans l'atmosphère et le lessivage de l'azote organique dissous (Salazar and others, 2019) et du NO₃⁻ vers les rivières et autres nappes aqueuses (voir fig. VI.1 et VI.2 ci-dessus). Pour évaluer ces flux de N_r à l'échelle du paysage, il est important de recueillir des informations sur les « activités » à l'échelle de la parcelle/de l'exploitation agricole, telles que la gestion agronomique, le type d'engrais, les doses

d'azote utilisées, les types de sol et la topographie, ainsi que les approches retenues pour la réduction et l'atténuation des émissions. De nouvelles technologies, notamment les drones, les satellites et les avions, sont des outils précieux qui facilitent la collecte de données pertinentes (par exemple, l'humidité du sol, la topographie, les types de végétation). Un parfait exemple en est l'utilisation de cartes de végétation établies par satellite pour estimer les flux de CH₄ à l'échelle du paysage (Dinsmore and others, 2017), cartes pouvant servir de base à l'élaboration de stratégies de réduction.

F. Priorités pour les décideurs

412. En général, les recommandations adressées aux décideurs³² suivent les principes susmentionnés, fondés sur l'évaluation de la situation actuelle (étape 1 : établir une cartographie de la situation actuelle) comme toile de fond pour la définition des mesures appropriées relatives à l'utilisation des terres et la gestion des paysages (étape 2 : sélectionner et hiérarchiser des solutions en matière d'utilisation des terres et de gestion des paysages pour atteindre les objectifs de réduction). Cette approche peut faciliter l'établissement des priorités dans les mesures pour atteindre les objectifs convenus de réduction des impacts sur l'eau, l'air, le sol et le climat.

413. Conformément aux lignes directrices de la Commission européenne (European Commission, 2010), il est recommandé, lors de la conception des politiques en vue de la mise en œuvre de ces mesures, d'évaluer leurs effets (évaluation *ex ante*), et d'inclure et prendre en compte leurs coûts économiques. En outre, après une période définie de mise en œuvre des mesures, il est conseillé de procéder à une évaluation de leur efficacité dans la pratique (évaluation *ex post*). Cette deuxième évaluation permettra de réviser les politiques et de mettre en œuvre de manière itérative de nouvelles mesures supplémentaires en suivant l'approche en deux étapes décrite ci-dessus. Ce cycle itératif a été évoqué lors de la mise au point des cinq plans d'action nationaux danois subséquents relatifs à l'azote (1987-2015), qui incluaient à la fois des évaluations *ex ante* et *ex post* des coûts de ces plans (Dalgaard and others, 2014).

414. Au cours des cinq dernières années, une importance croissante a été accordée à des mesures liées à l'azote réactif qui contribuent à une bioéconomie plus circulaire, permettant de compenser leurs coûts par de nouvelles possibilités de revenus grâce au N_r récupéré (par exemple, Dalgaard and others, 2014 ; Sutton and others, 2019). Parmi les mesures pertinentes figurent celles qui contribuent à une utilisation plus efficace de l'azote, notamment l'emploi des effluents d'élevage dans les installations de biogaz, qui peuvent renforcer la disponibilité de l'azote pour les plantes et servir de centres de distribution pour une répartition plus optimale des engrais récupérés à partir de matières organiques (chap. IV) dans un paysage ou une région. D'autres exemples peuvent être cités :

- a) L'utilisation, dans les bioraffineries, de l'azote réactif des protéines produites localement à partir de la biomasse verte ;
- b) L'utilisation d'engrais verts dans les usines de biogaz, avec récupération du N_r ;
- c) L'utilisation de cultures à des fins énergétiques, avec récupération du N_r ;
- d) Le recours à l'agriculture mixte pour accroître l'efficacité globale de l'utilisation de l'azote dans le paysage et la récupération du N_r (Wilkins and others, 2008) ;
- e) Les systèmes d'agroforesterie afin de maximiser la récupération du N_r déjà libéré dans le paysage.

³² Dans la présente section, sont considérés comme décideurs toutes sortes de représentants des agences centrales (agriculture, environnement, finances, santé, commerce), des dirigeants du monde de l'industrie alimentaire et du monde agricole, des scientifiques, des responsables de services de vulgarisation et de régions du monde entier (par exemple, les régions de la CEE, y compris l'Amérique du Nord, l'Europe de l'Est, la région du Caucase et de l'Asie centrale, l'Union européenne, les régions administratives plus petites au sein des pays, les municipalités, les régions de bassins versants, etc.).

415. Ces options peuvent également conduire à des systèmes de production plus résilients aux changements climatiques, offrant des services plus diversifiés et une empreinte N_r réduite. Ainsi, les forêts dans les paysages remplissent des fonctions diverses, que ce soit le renforcement de la rétention d'eau pour limiter les inondations ou la mise à disposition d'habitats pour la faune sauvage et d'abris pour le bétail, alors que leur utilisation comme outils de gestion de l'azote réactif n'est qu'une option parmi d'autres (par exemple, Sutton and others, 2004).

416. Dans ce contexte, il importe de procéder à une évaluation de l'incidence de l'utilisation de l'azote réactif à la fois en termes budgétaires et en termes financiers/de bien-être (non seulement des impacts environnementaux, mais aussi économiques pour l'agriculture comparativement aux impacts socioéconomiques plus larges pour la société).

G. Mesures d'atténuation relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

417. Les effets estimés des mesures relatives à la gestion des paysages dans le cadre de la gestion durable de l'azote sont synthétisés ci-dessous et classés en cinq grandes catégories. Ces mesures correspondent à des options à prendre en compte lors des étapes 1 et 2 (par exemple, la cartographie de la situation actuelle, et la sélection des solutions de gestion), qui peuvent ensuite être retenues et hiérarchisées en fonction du contexte local :

- a) Les mesures relatives à l'utilisation des terres, pour atténuer les effets de l'azote réactif des cultures et des cultures en rotation ;
- b) Les mesures relatives à la gestion des paysages, visant à atténuer les effets de l'azote réactif liés à la gestion des zones riveraines et des eaux ;
- c) Le boisement, la mise en jachère et la plantation de haies, comme mesures d'atténuation des effets de l'azote réactif ;
- d) L'atténuation des effets de la cascade de N_r provenant des sources de pollution liées aux animaux ;
- e) L'agriculture paysagère intelligente, en lien avec l'atténuation des effets de l'azote réactif.

418. La description de chaque mesure ci-après est suivie d'un tableau (voir les tableaux VI.1-VI.16 ci-dessous) résumant la catégorie de la CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre (selon l'approche du document ECE/EB.AIR/120, Bittman and others, 2014), et l'ampleur de l'effet de chaque mesure³³. La volatilisation de l'ammoniac, les pertes par dénitrification sous forme de N_2O , NO_x et N_2 , les pertes par ruissellement et lixiviation sous forme de NO_3^- , et les pertes totales globales d'azote sont étayées par des avis d'experts.

419. Dans le présent chapitre consacré aux mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion du paysage, l'accent est principalement mis sur l'atténuation des effets négatifs, même si ces mesures présentent également un intérêt pour la réduction des émissions.

420. Lorsqu'une mesure est réputée entraîner une augmentation des pertes d'une forme spécifique d'azote, elle est, par définition, affectée à la catégorie 3 pour cette forme d'azote. L'ampleur de l'effet peut être considérée comme une indication de « l'efficacité » de la mesure, sans pour autant préjuger de son applicabilité dans différents contextes. Lorsqu'une clarification s'impose, l'ampleur de l'effet d'une mesure est décrite par rapport à un système de référence précis. Par exemple, dans le cas des zones humides artificielles, deux systèmes de référence sont spécifiés :

- a) L'inaction, l'absence totale de mesure engagée (l'eau polluée se perdant directement dans les ruisseaux et les rivières) ;
- b) Des processus de traitement avancés axés sur la récupération des nutriments.

³³ Au chapitre I, par. 16, figure une description des catégories de la CEE et du système de représentation de l'ampleur de l'effet.

421. Dans certaines parties de la région de la CEE, l'utilisation de systèmes de référence peut être interdite, par exemple, en raison des niveaux de pollution associés. Le tableau VI.17 ci-dessous donne un aperçu de toutes les pratiques d'utilisation des terres et de gestion des paysages, des effets attendus sur le lessivage/ruissellement (pollution de l'eau), la volatilisation du NH₃ (pollution atmosphérique) et d'autres émissions azotées gazeuses, notamment de N₂O (impact climatique), et de l'effet global sur la pollution par l'azote.

1. Mesures spécifiques relatives au choix et à la rotation des cultures

422. Le principal effet de l'optimisation de la sélection des cultures et des séquences de cultures (rotation des cultures) est de permettre l'amélioration de l'absorption de l'azote par les racines et donc la limitation du lessivage des nitrates de manière géographiquement ciblée, avec des effets directs mineurs sur d'autres composés azotés. Cet objectif peut en général être atteint grâce aux mesures énumérées ci-dessous :

Mesure n° 1 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : augmentation du couvert végétal par l'implantation de cultures pérennes

423. L'introduction de cultures pérennes, telles que les prairies, avec principalement de l'herbe ou des mélanges d'herbe et de trèfle, peut réduire le risque de pertes d'azote réactif dans l'environnement en raison de l'immobilisation de l'azote dans la biomasse végétale et la litière. Elle augmente également les stocks d'azote (et de carbone) dans les sols, ce surcroît de carbone organique dans le sol favorisant les capacités de rétention de N_r. Le risque de lessivage de l'azote s'en trouve réduit, mais avec un risque potentiellement accru d'intensification des émissions de N₂O du sol. Cependant, la plupart des études ont jugé la hausse des émissions de N₂O insignifiante (Li and others, 2005 ; Abdalla and others, 2019).

Tableau VI.1

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 1 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3	2	3	1	3	1
Ampleur de l'effet	~	↓↑	? ^a	↓↓	↓↑	↓

^a Les données sont insuffisantes pour estimer l'effet, bien que les réponses soient probablement similaires à celles du N₂O et du N₂.

Mesure n° 2 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : utilisation de cultures de couverture dans les rotations de cultures arables

424. L'introduction de cultures de couverture (parfois appelées « cultures dérobées ») après la culture principale contribue à réduire le lessivage des nitrates (Gabriel and others, 2012). Ces cultures peuvent être implantées stratégiquement dans un paysage, à des endroits ciblés, pour réduire ce ruissellement. Le nitrate provenant de la décomposition et de la minéralisation post-récolte est absorbé par les cultures de couverture durant les intersaisons. Ces cultures contribuent également à réduire le risque de lessivage de la surface du sol (érosion) et le transport de sédiments de surface et de N_r vers les cours d'eau. Au début de la nouvelle saison de production, les cultures de couverture sont enfouies dans le sol (comme « engrais vert ») et apportent des matières organiques et des nutriments supplémentaires à la culture suivante, une opération particulièrement bénéfique dans des conditions méditerranéennes de culture intensive (Karyoti and others, 2018). Dans le contexte de la Russie continentale, il a été constaté que la culture de radis oléagineux après un épandage de fumier solide ou de lisier entraînait une baisse substantielle des fuites d'ammonium et de nitrate, ainsi que de phosphore et de potassium, dans les eaux souterraines (Lukin and others, 2014).

425. Les cultures de couverture hivernales sont utilisées dans certaines circonstances pour réduire au minimum les concentrations d'azote minéral dans le sol pendant la période à haut risque de lessivage des nitrates. Mais leur capacité à accroître l'efficacité de l'utilisation de l'azote sur l'ensemble du cycle de culture dépend d'une gestion efficace des

résidus de la culture de couverture et d'une modification appropriée de la fertilisation de la culture suivante. L'important est de planter les cultures de couverture tôt, pour qu'elles soient bien installées avant la période à haut risque.

426. L'incorporation des cultures de couverture est utile pour renforcer les stocks de carbone et d'azote du sol, mais fait naître un risque d'intensification des émissions de NH_3 , N_2O et NO_x du sol associées à la minéralisation (Sanz-Cobena and others, 2014 ; Xia and others, 2018 ; Abdalla and others, 2019). Une gestion intégrée des cultures de couverture adaptée aux conditions locales peut optimiser les avantages agroenvironnementaux tout en réduisant les arbitrages (Tribuillois and others, 2016, Quemada and others, 2020). Dans les climats plus froids, les cycles de gel-dégel pendant l'hiver risquent de provoquer des déperditions importantes de nutriments et des émissions de N_2O (Wagner-Riddle and others, 2017). Pour réduire au minimum les pertes d'azote, il convient de planifier les opérations de labour afin de synchroniser la libération de l'azote et son absorption par la culture suivante. En cas d'excédent d'azote, les cultures de couverture n'atténueront pas les pertes, sauf à déplacer l'azote importé (par exemple, en réduisant les apports d'azote en compensation des économies ; principe 6).

Tableau VI.2

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 2 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3	2	2	1	2 ^a	1
Ampleur de l'effet	~	↓↑	↓↑	↓	↓~↑	↓

^a Les pertes liées à la dénitrification sont affectées à la catégorie 2 car elles risquent d'être intensifiées par l'incorporation de la culture de couverture/des résidus. Cette opération est généralement effectuée au printemps après la saison de drainage, de sorte qu'il n'y a pas de danger significatif de lessivage accru. Le lessivage est censé diminuer fortement car tout excédent d'azote à la fin de la saison précédente aura été absorbé par la culture de couverture pendant la période à risque.

Mesure n° 3 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : inclusion de plantes fixant le diazote (N_2) dans l'assolement (y compris les cultures mixtes)

427. L'inclusion de cultures fixatrices d'azote telles que les légumineuses (haricots, lentilles, etc.) dans la rotation des cultures permet de réduire les taux d'épandage d'engrais azotés. Dans cette approche, le N_2 est réduit en NH_3 , lui-même ensuite assimilé dans les composés organiques azotés par les bactéries associées aux nodules racinaires de la légumineuse. Cet azote organique devient disponible pour les cultures suivantes par incorporation des résidus de culture. Les légumineuses favorisent la hausse de la teneur en carbone et en azote du sol et sont censées avoir un effet bénéfique général sur la réduction du lessivage des nitrates, comparativement à l'utilisation d'engrais chimiques (Voisin and others, 2014 ; Jensen and others, 2020). Grâce à ce mécanisme, la fixation biologique de l'azote agit comme un apport de N_f « à libération lente », qui intervient en fonction des besoins des plantes (cf. Drinkwater and others, 1998). D'aucuns ont évoqué des effets stimulants néfastes sur les émissions de N_2O , mais ces effets sont peu probables (Abdalla and others, 2019). En revanche, comme pour la mesure n° 3 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages, l'incorporation de légumineuses dans le sol entraîne un regain de minéralisation. Bien que cela puisse contribuer à satisfaire les besoins en azote de la culture suivante, cette minéralisation risque aussi d'augmenter les pertes d'azote sous forme de NO_3^- et de N_2 , ainsi que de N_2O , de NO_x et de NH_3 . D'autres données expérimentales sont nécessaires pour quantifier ces options, notamment des données établies sur plusieurs saisons et à l'échelle du paysage.

428. Le trèfle est un constituant important de nombreuses prairies en Europe, mais la quantité d'azote fournie par les pâturages est très incertaine. Pendant la saison de croissance, l'azote fixé par les légumineuses sera principalement utilisé par la culture (légumineuse ou culture associée). Mais lorsque la croissance active ralentit ou cesse, l'azote fixé peut être libéré dans le sol par minéralisation, avec des pertes potentielles par

lixiviation et dénitrification, en particulier si la prairie est labourée ou détruite chimiquement (ou les deux) dans le cadre d'un système de rotation des cultures. Bien que l'incorporation des légumineuses réduise les besoins en apports d'azote (sous forme d'engrais ou d'effluents d'élevage) et les pertes qui y sont associées, les fuites par lessivage risquent d'être plus importantes dans les périodes de jachère qui suivent les légumineuses si des cultures de couverture (voir chap. V) ne sont pas incluses dans la rotation. Le recours à des cultures mixtes permet de mettre les ressources d'azote à libération lente d'une légumineuse à la disposition d'une culture intercalaire non légumineuse, ce qui peut réduire les pertes d'azote.

Tableau VI.3

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 3 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	2 (3)	3 (3)	2 (3)	3 (3)	2 (3)
Ampleur de l'effet	~↓	↓(↑) ^a	↓(↑) ^a	↓(↑) ^a	~?	↓(?) ^a

^a Les flèches distinguent une réduction générale prévue des pertes d'azote par rapport à l'utilisation d'engrais minéraux, tout en reconnaissant que les pertes d'azote après récolte liées à l'incorporation d'une culture légumineuse dans le sol, pour augmenter les stocks de carbone et d'azote, risquent aussi d'accroître les émissions d'azote et les pertes par lessivage (indiquées entre parenthèses).

Mesure n° 4 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : recours à l'agroforesterie et intégration des arbres dans le paysage

429. L'utilisation des terres à des fins agroforestières associe des cultures et des arbres et arbustes, avec une alternance de rangées d'arbres et de cultures annuelles, ou des zones boisées dans le paysage. C'est aussi l'occasion d'inclure des cultures non fertilisées dans le paysage, par exemple des taillis à rotation courte pour la production bioénergétique. Cette mesure permet par ailleurs d'accroître la biodiversité, d'éliminer les excédents d'azote des champs arables voisins, de réduire au minimum l'érosion, de fournir un abri contre le vent et d'augmenter le dépôt de NH_3 du fait de la surface plus irrégulière (Sutton and others, 2004 ; Lawson and others, 2020). Tous ces effets atténuent le transport de l'azote réactif au plan spatial et la pollution de l'air et de l'eau par l'azote réactif (Pavlidis and Tsihrintzis, 2018). L'approche peut également être comparée aux mesures n°s 10 et 12 relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages.

Tableau VI.4

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 4 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	1	3	1
Ampleur de l'effet	↓	~↑ ^a	~↑ ^a	~↑ ^a	~?	↓

^a Les effets dépendront de la configuration du paysage par rapport aux sources et puits d'azote. Le recours à l'agroforesterie pour augmenter les puits d'azote entre une zone agricole et un cours d'eau est un moyen efficace d'atténuer les pertes de NO_3^- . À l'inverse, le captage par les arbres de l'azote émis par les élevages sous forme de NH_3 risque d'intensifier les fuites de N_2 , NO_x et NO_3^- dans le sol, à moins que le recours à des arbres à croissance rapide ne garantisse l'absorption de l'intégralité de l'azote excédentaire.

2. Mesures spécifiques relatives à la gestion des zones riveraines et des eaux

430. Le principal effet de cette mesure est de réduire la concentration en nitrate et les conséquences néfastes de l'eau polluée par l'azote perdu par les exploitations agricoles, par exemple via les systèmes de drainage par tuyaux, les flux de surface ou encore les flux latéraux. Les mesures de terrain destinées à réduire les pertes à la source sont examinées au chapitre V.

Mesure n° 5 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en place de zones humides artificielles pour stimuler l'élimination de l'azote réactif

431. Les zones humides artificielles font l'objet d'une attention croissante en raison de leur aptitude à éliminer les nutriments présents dans les eaux ou à traiter les eaux résiduaires, notamment celles contenant des effluents d'élevage ou provenant de sources variées, dans diverses conditions climatiques (Poach and others, 2003 ; Muñoz and others, 2016 ; Caballero-Lajarín and others, 2015 ; Wu and others, 2016 ; Vymazal, 2017 ; De La Mora-Orozco and others, 2018 ; Luo and others, 2018 ; Terrero and others, 2020). Ces zones artificielles sont de conception très variable, les taux d'élimination des nutriments dépendant des espèces végétales employées, des durées de rétention des eaux, de la température, du type de zone humide, etc. (Sutar and others, 2018). Ces zones humides artificielles ont pour principe de créer des conditions anaérobies qui favorisent la dénitrification en N₂, tandis que d'autres nutriments s'accumulent. Leur utilisation pour éliminer l'azote risque donc d'accroître les émissions de N₂O et de CH₄, bien que des données supplémentaires soient nécessaires pour quantifier l'ampleur des arbitrages dans différentes conditions de gestion (Garnier and others, 2014). En raison de l'accent placé sur la dénitrification, l'approche limite l'efficacité globale de l'utilisation de l'azote au niveau du paysage, empêchant la récupération des ressources en azote réactif. Cette option a rencontré un certain succès eu égard à son coût relativement faible pour gérer la qualité des eaux de surface, comparativement à des technologies plus complexes.

Tableau VI.5

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 5 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 (3)	3 (3)	3 (3)	1	3 (3)	3 (3)
Ampleur de l'effet	~ ?	↑? (↑)	~ ?	↓↓ (~)	↑ (↑↑)	↑ (↑↑)

^a La catégorie CEE et l'ampleur de l'effet sont ici comparées à une situation où aucune mesure ne serait entreprise – par exemple, l'eau polluée est rejetée directement dans les ruisseaux et les rivières (la référence est l'absence totale d'action). Les valeurs entre parenthèses indiquent les conséquences, par rapport à un système de référence, de processus avancés axés sur la récupération des nutriments (chap. IV). Les incidences sur les eaux souterraines ne sont pas spécifiées ici.

Mesure n° 6 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : plantation de cultures palustres dans les zones riveraines ou les zones humides artificielles

432. Les « plantes palustres » sont des végétaux qui poussent dans les écosystèmes des marais et des zones humides. Elles développent souvent une biomasse importante pendant la période de croissance, et débarrassent ainsi l'eau de l'azote. La biomasse peut être récoltée et servir, par exemple, de source de bioénergie (Ren and others, 2019). Les plantes palustres typiques utilisées dans le cadre de l'élimination de l'azote sont typha latifolia (massette à larges feuilles), arundo plinii (canne de Pline), arundo donax (canne de Provence) ou phragmites australis (roseau commun).

433. La plantation de cultures palustres dans les zones riveraines s'est avérée une méthode efficace pour réduire la charge en NO₃ dans les cours d'eau, même si l'efficacité de l'élimination du NO₃ dépend des interactions entre les voies d'écoulement hydrologiques riveraines, les processus biogéochimiques du sol et l'absorption de N_r par les plantes (voir par exemple, Hill, 2019). Si ces zones humides sont mal gérées, il est fort probable que l'atténuation des émissions de NO₃⁻ entraîne une hausse des émissions de GES N₂O, N₂, CO₂ et CH₄. Des données quantitatives supplémentaires sur les arbitrages associés aux différentes formes de zones humides artificielles sont nécessaires. À l'évidence, l'accent placé sur la dénitrification dans ces zones augmente les déperditions de diazote N₂, entraînant une perte de ressources en azote réactif et une diminution de l'efficacité de l'utilisation de l'azote au niveau du paysage. L'avantage de ces zones humides artificielles est leur faible coût, mais les effets sur les autres émissions de N_r ne

sont généralement pas quantifiés. Le croissance effective et rapide des cultures palustres aidera à réduire les pertes d'azote réactif mais l'effet peut être limité pendant les périodes de dormance (par exemple, saison d'hiver, saison sèche d'été).

Tableau VI.6

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 6 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3 (3)	1 (3)	2 (3)	1 (3)	1 (3)	2 (3)
Ampleur de l'effet	~ (~?)	↓ (↑)	↓ (↑)	↓ (↑)	↓ (↑)	↓ (↑)

^a La catégorie CEE et l'ampleur de l'effet sont ici comparées à une zone humide artificielle sans cultures palustres à croissance contrôlée, par exemple en guise de système de référence. Les valeurs entre parenthèses illustrent les conséquences, par rapport à un système de référence, de processus avancés axés sur la récupération des nutriments (chap. IV).

Mesure n° 7 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : utilisation des couches organiques pour favoriser la dénitrification

434. La dénitrification peut être favorisée dans le but de réduire les nitrates de l'eau, en augmentant la teneur en carbone organique des sols, des sédiments, etc. Sur le plan pratique, l'opération consiste à introduire dans le paysage ce que l'on appelle des barrières de dénitrification (Bednarek and others, 2014). L'expression peut prêter à confusion, mais elle est largement employée pour décrire les barrières physiques qui favorisent la dénitrification. Ces barrières de dénitrification peuvent être classées comme suit (Bednarek and others, 2014) :

- a) Les murs de dénitrification – construits à partir de matériaux riches en carbone, disposés verticalement dans les eaux souterraines peu profondes, perpendiculairement à l'écoulement de ces eaux ;
- b) Les lits de dénitrification – conteneurs remplis d'un matériau riche en carbone ; ou
- c) Les couches de dénitrification – couches horizontales de matériaux riches en carbone.

435. La dénitrification est le processus par lequel le nitrate (NO_3^-) est converti en diazote (N_2). Il s'agit d'un processus microbien hétérotrophe dans lequel le nitrate joue le rôle d'accepteur d'électrons, en lieu et place de l'oxygène dans des conditions de pénurie d'oxygène, pour oxyder la matière organique. Dans de nombreuses situations, le facteur limitant la dénitrification est la disponibilité de la matière organique. C'est pourquoi l'introduction d'une couche riche en carbone favorise cette dénitrification.

436. À cet effet, des couches organiques sont utilisables pour les flux d'eau tant verticaux que latéraux. Des études de terrain et de laboratoire ont montré que les bioréacteurs à copeaux de bois sont capables d'éliminer 80 à 100 % des nitrates, l'efficacité de l'élimination étant fonction du type et de la taille des copeaux, du taux de charge hydraulique et de la période de récupération entre les applications d'eau, ce qui affecte l'hydrolyse du substrat de lignocellulose disponible pour la dénitrification (Lopez-Ponnada and others, 2017). Cependant, ces couches organiques risquent aussi de favoriser la production de N_2O par dénitrification. Par ailleurs, dans des conditions anaérobies, une importante production de CH_4 peut en découler et créer des sources d'émissions de GES (Davis and others, 2019). La méthode visant à favoriser la dénitrification, elle réduit l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle du paysage, ce qui diminue le potentiel de récupération de l'azote réactif (N_r).

Tableau VI.7

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 7 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE ^a	3	3	3	1	3	3
Ampleur de l'effet	~	↑	↑	↓↓	↑↑	↑↑

^a Les effets sont comparés à une situation de référence où aucune technologie n'est utilisée et où l'eau s'écoule directement vers les cours d'eau.

Mesure n° 8 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : gestion du drainage

437. Les mesures relatives au drainage, telles que la pose de drains (favorisant le ruissellement et évitant l'engorgement) et la gestion des nappes phréatiques, ont une incidence sur l'oxygénation des sols (en augmentant la disponibilité de l'oxygène), en améliorant le transport latéral de l'eau et en réduisant les temps de résidence des nutriments. Tous ces facteurs affectent l'efficacité de l'extraction de l'azote réactif, par exemple, par dénitrification (voir les mesures n^{os} 5 à 7 à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : gestion du drainage). Par voie de conséquence, le renforcement du drainage (par exemple, par la mise en place de tuyaux de drainage) est censé réduire les émissions de composés azotés liées à la dénitrification (N_2O , N_2). En revanche, des durées de résidence plus courtes sont susceptibles d'intensifier le ruissellement de NO_3^- dans les eaux des cours d'eau. Cette mesure n'est donc appropriée que lorsque la réduction du N_2O et du N_2 est prioritaire sur la pollution par les nitrates.

Tableau VI.8

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 8 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3	1	3	3	2	3
Ampleur de l'effet	~	↓ ^a	↓	↑ ^a	↓	~ ?

^a Inversion si les drains sont bouchés !

Mesure n° 9 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : stimulation de l'élimination de l'azote dans les eaux côtières

438. Il arrive que les cours d'eau et les eaux souterraines chargés en azote réactif se déversent directement dans la mer, en particulier dans les régions agricoles proches des côtes. Les zostères, la culture des algues, l'ostréiculture ou la conchyliculture ont été proposées pour éliminer l'excédent de nutriments des eaux côtières (Clements and Comeau, 2019 ; Kellogg and others, 2014) parce que l'azote contenu dans le phytoplancton est incorporé dans la biomasse qui est finalement récoltée, par exemple, sous forme d'huîtres, de moules ou de mollusques. Toutefois, des rapports sur les effets de l'élimination de l'azote réactif ont fait état de divergences selon les sites, les saisons et les conditions de croissance (Kellogg and others, 2014). Si le principe consistant à encourager la valorisation de l'azote réactif en produits utiles est judicieux, des données supplémentaires sur les performances quantitatives de ce système sont nécessaires avant de soutenir son adoption à plus grande échelle pour atténuer la pollution des eaux côtières.

Tableau VI.9

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 9 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	3	3	3	2	2	2
Ampleur de l'effet	~	~	~	↓	↓	↓?

3. Mesures relatives au boisement, à la mise en jachère et à l'implantation de haies (atténuation des effets de la pollution azotée)

439. Soustraire certaines terres agricoles à la production et les laisser au repos est un moyen efficace de réduire toutes les formes de pollution directe par l'azote provenant de l'agriculture. Dans cette approche, des terres agricoles peuvent être converties à d'autres utilisations immobilisant l'azote et réduisant ainsi la cascade de l'azote à l'échelle du paysage. Les effets locaux sont conséquents et le processus peut être utilisé dans le cadre de la planification du paysage, mais il aura des effets indirects négatifs sur la production agricole dans la région cible. Pour préserver la production, il pourra être nécessaire de délocaliser l'agriculture intensive vers d'autres régions ou de prendre des mesures complémentaires visant à améliorer l'efficacité. Cette approche d'atténuation est particulièrement adaptée aux terres peu productives, où les bienfaits pour le paysage, liés à l'azote et autres, compensent largement le maintien de la production agricole.

Mesure n° 10 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : boisement et implantation de haies

440. Le boisement et l'implantation de haies ou de rangées d'arbres autour des champs diminuent le lessivage de NO_3^- et ont des effets extrêmement positifs sur la biodiversité, notamment sur les pollinisateurs ou les stocks de carbone organique du sol (Montoya and others, 2020 ; Thomas and Abbott, 2018 ; Holden and others, 2019 ; Ford and others, 2019). La préservation des forêts et des haies existantes permettra d'éviter certaines incidences néfastes potentielles. Cela étant, l'efficacité des haies pour la rétention de l'azote sera fonction de leur taille et de leur emplacement, de la quantité de NO_3^- dans le sol et les eaux souterraines, des voies d'écoulement hydrologiques et du calendrier, ainsi que des conditions biogéochimiques du paysage dans la couche supérieure du sol et du sous-sol. (Benhamou and others, 2013 ; Viaud and others, 2005). L'intensification de la rétention de l'azote risque d'aller de pair avec celle des émissions de N_2O dans le sol, même si le bilan net des GES devrait en principe favoriser une réduction des émissions nettes en raison de l'augmentation des stocks de carbone dans le sol et de la biomasse végétale pérenne (cf. Butterbach-Bahl and others, 2011). Les haies et les lisières des forêts servent également de biofiltres pour les sources d'émissions de NH_3 situées à proximité (Kovář and others, 1996. Voir aussi la mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages).

Tableau VI.10

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 10 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	1	3	1
Ampleur de l'effet	↓ ^a	↓↑ ^a	↓↑ ^a	↓↓	↑	↓↓

^a Les effets dépendront de la configuration du paysage par rapport aux sources et aux puits de N_r . La multiplication des puits d'azote entre une zone agricole et un cours d'eau constitue un moyen efficace d'atténuer les pertes de NO_3^- . Des plantations d'arbres conséquentes sont nécessaires pour atténuer les émissions de NH_3 , à moins qu'elles ne soient proches de sources localisées (mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages). La récupération de l'azote émis sous forme de NH_3 risque d'augmenter les fuites de N_2 , NO_x et NO_3^- dans le sol, à moins que l'azote excédentaire ne soit utilisé pour la croissance des plantes.

**Mesure n° 11 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages :
utilisation des prairies en jachère et non fertilisées**

441. Les prairies non fertilisées (par exemple, celles placées « en jachère ») sont capables d'éliminer le NO_3^- des flux hydrologiques latéraux du sol et de servir de zones tampons pour protéger les milieux naturels ou les cours d'eau adjacents. La biomasse peut être récoltée en guise de fourrage. La biodiversité de ces prairies non fertilisées est généralement plus riche que celle des prairies fertilisées. En convertissant les terres arables en prairies non fertilisées, les stocks de carbone du sol augmentent. Cette mesure vise principalement à réduire le lessivage des nitrates lorsque les jachères sont adjacentes à des cours d'eau. Elle ne sera efficace que si les apports globaux d'azote dans le paysage sont réduits en conséquence. Une conception appropriée devrait aussi permettre de diminuer les émissions de N_2 par dénitrification, sachant que des analyses plus approfondies s'avèrent toutefois nécessaires pour en faire la démonstration.

Tableau VI.11

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 11 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE ^a	3	2	2	1	2-3	1
Ampleur de l'effet	~	~ ↓	~ ↓	↓↓	↓	↓↓

^a L'efficacité de la mesure est établie dans ce tableau en partant du principe que l'adoption d'une mise au repos des terres implique une réduction proportionnelle des apports d'azote dans le paysage agricole. Si les intrants d'azote sont augmentés pour maintenir les mêmes niveaux de production, des arbitrages en matière de pollution risquent d'intervenir (cf. mesure n° 10 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages).

4. Atténuation des effets de la cascade de l'azote réactif

442. Les installations d'élevage, y compris les bâtiments, les aires de stockage du fumier ou d'alimentation et de repos du bétail élevé à l'extérieur, sont des sources de pollution environnementale par l'azote en raison de la volatilisation de l'ammoniac, des émissions de N_2O et du lessivage de NO_3^- . Ce schéma peut être exploité pour atténuer les pertes souvent très importantes des installations d'élevage. Plusieurs approches sont envisageables, notamment la mise en place de brise-vent autour des grandes sources d'émission et le déplacement judicieux des installations d'élevage et des animaux de plein air dans le paysage, en les éloignant par exemple, des zones naturelles sensibles telles que les sites protégés, les cours d'eau, etc.

**Mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages :
implantation de bandes boisées autour des principales sources de pollution**

443. Les bandes brise-vent, comme les bosquets ou les terres en jachère, contribuent à atténuer la dispersion de l'azote réactif dans le paysage à partir des points d'émission, notamment des lieux de stockage des effluents ou des bâtiments d'élevage. Ces mesures reposent sur la fonction de biofiltres que jouent les arbres et les haies pour le NH_3 , et leur propension à favoriser la dispersion, ce qui réduit les concentrations locales (Theobald and others, 2001 ; Bealey and others, 2014). Elles favorisent par ailleurs l'immobilisation de l'azote réactif dans la biomasse végétale et les stocks d'azote organique du sol (Valkama and others, 2019). Il a été démontré que les brise-vent contribuent significativement à la dispersion du NH_3 dans l'atmosphère et sa recapture, tout en augmentant les stocks de carbone et d'azote du sol, la biodiversité, etc. (Haddaway and others, 2018). Ces brise-vent réduisent également les pertes par lixiviation de NO_3^- dues à l'absorption de N_r par les plantes et/ou à l'immobilisation de stocks d'azote organique dans le sol. Mais cette immobilisation de NH_3 et de NO_3^- risque d'intensifier les émissions de N_2O du sol, même si, compte tenu des hausses observées des stocks de carbone organique du sol, le bilan net des GES restera probablement positif. Cette approche diffère de la mesure n° 10 relative au paysage tant par sa fonction que son effet. La priorité est donnée ici aux actions entreprises

à proximité des sources de pollution, où la biodiversité peut être affectée négativement par la récupération de niveaux ambiants élevés d'azote, une conséquence considérée comme l'un des inconvénients de cette mesure.

444. En cas d'atténuation des émissions d'ammoniac au moyen d'arbres, l'architecture, l'emplacement et la superficie des espaces boisés déterminent le succès de la mesure (par exemple, Dragosits and others, 2006 ; Bealey and others, 2014). Pour passer par exemple, d'une simple amélioration de la dispersion à une récupération significative, un massif d'arbres important s'avère nécessaire. Les études ont montré une augmentation des émissions de N_2O et de NO_x des sols forestiers à proximité des fortes émissions de NH_3 en provenance d'élevages avicoles, signe d'un arbitrage (Skiba and others, 2006). Une conception judicieuse de la zone boisée (par exemple, le choix d'espèces à croissance rapide à forte capacité d'absorption d'azote) peut optimiser les bénéfices nets et réduire au minimum les arbitrages.

445. Compte tenu de ces arbitrages liés à l'utilisation des brise-vent et autres zones boisées en guise de tampons pour accroître la résilience des paysages aux effets de l'azote, il est important d'avoir conscience que cette approche ne convient pas dans tous les contextes. Ainsi :

a) Il sera probablement jugé inapproprié d'utiliser comme zone tampon pour la pollution par l'azote une aire boisée considérée comme prioritaire pour la conservation d'espèces végétales oligotrophes (par exemple, un site classé en vertu de la directive « Habitats » de l'Union européenne), en raison des effets négatifs potentiels sur l'habitat protégé lui-même ;

b) Il sera probablement considéré plus judicieux de planter une forêt sur d'anciennes terres agricoles afin d'augmenter expressément le pouvoir tampon et la résilience du paysage. Une telle plantation peut être conçue de manière à contribuer à la protection d'habitats naturels prioritaires.

Tableau VI.12

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE ^a	1	3	3	2	3	3
Ampleur de l'effet	↓	↑ ^a	↑ ^a	↓↑ ^a	~ ?	↓↑ ?

^a Les effets dépendront de la configuration du paysage par rapport aux sources et puits d'azote. La récupération par les arbres de l'azote émis sous forme de NH_3 par les élevages risque d'accroître les pertes de N_2 , NO_x et NO_3^- dans le sol, à moins de parvenir à l'absorption de l'intégralité de l'azote excédentaire grâce à l'utilisation d'arbres à croissance rapide.

**Mesure n° 13 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages :
implantation écologiquement rationnelle des installations d'élevage
et des animaux vivant à l'extérieur**

446. Les bâtiments d'élevage et les aires de nourrissage et de repos des animaux de plein air peuvent être des sources localisées importantes de NH_3 et de NO_3^- . Ces installations devraient donc idéalement être situées loin des habitats terrestres ou des plans d'eau sensibles (Panagopoulos and others, 2013). Cette mesure peut réduire de manière significative les problèmes locaux d'azote, mais risque de nécessiter la délocalisation voire la fermeture d'installations existantes. Elle est généralement mise en œuvre dans le cadre de procédures de planification des nouveaux développements, pour les propositions d'extension des exploitations existantes. En particulier, en cas d'exigences légales protégeant des zones naturelles (par exemple, les sites Natura 2000 dans l'Union européenne), l'une des approches les plus judicieuses pour prévenir les effets négatifs sur les habitats prioritaires consiste à éviter les extensions agricoles intensives dans le voisinage immédiat. Des outils en ligne simples, tels que le modèle Simple Calculation of Atmospheric Impact Limits³⁴, sont utilisables pour étayer la prise de décisions au niveau local (Theobald and others, 2009).

³⁴ Voir www.scail.ceh.ac.uk.

Tableau VI.13

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 13 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	1	3	3	1	3	1
Ampleur de l'effet	↓	~	~	↓	~	↓

5. L'agriculture paysagère intelligente

447. Les possibilités d'optimisation de l'utilisation des ressources naturelles à l'échelle d'un paysage sont souvent nombreuses. Elles permettent une utilisation plus efficace des apports d'azote (avec pour conséquence une réduction générale des différents types de pertes) et une diminution (ciblée sur le plan géographique) des pertes d'azote dans l'environnement, en particulier là où il est le plus vulnérable à certains types de composés d'azote.

Mesure n° 14 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : planification numérique de l'utilisation des sols en fonction de leurs caractéristiques

448. La planification de l'utilisation des terres et des exploitations agricoles sur la base de cartes numériques de précision, en 3D, de la rétention de N_r dans le sol peut contribuer à optimiser l'utilisation des engrais et à limiter le lessivage de l'azote et d'autres pertes. À titre d'exemple, les sols argileux et riches en carbone ont un pouvoir de rétention de l'azote supérieur aux sols sableux et pauvres en carbone, un facteur qui peut éclairer la fixation des doses d'engrais à épandre.

449. De la même manière, les cartes numériques de précision en 2D illustrant la rétention de l'azote sous la surface peuvent contribuer à l'optimisation de l'utilisation des engrais, en réduisant au minimum l'impact sur les eaux souterraines et/ou de surface (Højbjerg and others, 2015). Par ailleurs, elles permettent de cibler dans l'espace et dans le temps la réduction des émissions de NH_3 liées au travail de la terre (par exemple, l'épandage du lisier) d'où une meilleure efficacité de l'utilisation de l'azote. L'optimisation de l'utilisation et de la gestion des terres (par exemple, l'implantation des zones de culture et la rotation des cultures dans un paysage donné, la mise en place de brise-vent ou de zones humides, etc.) contribue à réduire la cascade de l'azote et permet d'améliorer la rétention des éléments nutritifs à l'échelle du paysage, la qualité des eaux de surface et souterraines et de limiter les pertes de N_r gazeux. Cependant, l'optimisation de l'utilisation des terres suppose une bonne compréhension des flux au niveau du paysage. Elle doit généralement être étayée par une modélisation détaillée, reposant sur une bonne connaissance des sols, des écoulements d'eaux souterraines et de surface, des transferts gazeux dans le continuum sol/plante/atmosphère, des caractéristiques géologiques et géochimiques du sous-sol, assortie d'une prise en compte des contraintes économiques (Nguyen and others, 2019 ; Todman and others, 2019).

Tableau VI.14

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 14 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	2	2	2	2-3 ^a	2
Ampleur de l'effet	↓	↓	↓	↓↓	↓	↓↓

^a Des données factuelles supplémentaires sont nécessaires pour attester des performances.

Mesure n° 15 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en œuvre de systèmes d'agriculture mixte

450. L'agriculture mixte combine l'élevage et la culture à l'échelle de l'exploitation et du paysage. Elle permet de faire le lien entre les apports et les excédents d'azote, dans le but de réduire les niveaux globaux de pollution azotée et de renforcer l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle du paysage. L'opposé de l'agriculture mixte pourrait être illustré par une situation dans laquelle les régions de cultures exportent des céréales vers les régions d'élevage, menant dans la région d'élevage à un excédent d'effluents inutilisable sur place. La combinaison de la culture et de l'élevage au niveau local contribue à réduire la pollution (par exemple, Key Action 10 dans Sutton and others, 2013 ; Wilkins and others, 2008).

451. Des synergies importantes sont à escompter en combinant l'aménagement du paysage et les opportunités offertes par l'agriculture mixte (mesure n° 14 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages). L'objectif est de parvenir à une répartition optimale des importations/productions d'effluents d'élevage et de fourrage entre les parcelles et les exploitations (Asai and others, 2018 ; Garrett and others, 2017). La planification et le développement des différents types d'agriculture dépendront de potentialités particulières de production au plan régional ou des objectifs environnementaux pour la zone locale. Ainsi, si les champs sont situés à proximité de zones naturelles protégées, les productions agricoles à l'origine de pertes élevées de N_r dans l'environnement pourraient être délocalisées et remplacées par des cultures extensives à faible niveau d'intrants. La combinaison de cultures et de l'élevage améliore l'efficacité globale de l'utilisation de l'azote au niveau du paysage et réduit l'excédent d'azote et la pollution de l'eau (Garnier and others, 2016).

452. Les systèmes mixtes culture-élevage contribuent par ailleurs au développement d'une production animale en libre parcours en association avec des cultures limitant les pertes de N_r (par exemple, des arbres, mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages). En revanche, les systèmes de stabulation de haute technologie peuvent également avoir un rôle à jouer, ne serait-ce qu'en raison du contrôle des entrées et sorties dans les divers milieux composant le paysage. L'élevage en stabulation étant associé à des émissions de NH_3 beaucoup plus importantes, il convient d'intégrer les options techniques appropriées pour limiter les émissions provenant des bâtiments, des aires du stockage des effluents d'élevage et de l'utilisation de ces derniers, et notamment d'envisager des solutions de récupération de N_r (chap. IV et V).

Tableau VI.15

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 15 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	2	2-3 ^a	2	2-3 ^a	2
Ampleur de l'effet	↓↓	↓↓	↓↓?	↓↓	↓↓?	↓↓

^a Des données factuelles supplémentaires sont nécessaires pour démontrer les performances.

Mesure n° 16 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en œuvre ciblée à l'échelle du paysage de solutions techniques visant à réduire les pertes d'azote réactif

453. Dans les chapitres IV et V du présent document, un large éventail d'options techniques a été présenté, notamment le recours à des engrais à libération lente, aux inhibiteurs de nitrification ou d'urée, à l'acidification du fumier et à l'injection de lisier dans les sols. Ces mesures ont également leur utilité à l'échelle des paysages, où elles interviennent de manière ciblée dans des zones sensibles spécifiques. À titre d'exemple, des exigences plus ambitieuses (par exemple, des formes non polluantes de logement des animaux, de stockage et d'épandage du fumier) pourraient être imposées à proximité immédiate des zones de faune sauvage, telles que les réserves naturelles locales ou les sites classés au niveau international en vertu de la Convention relative aux zones humides

d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau. La planification de mesures techniques dans le contexte d'un paysage exige de bien connaître les différentes priorités écologiques et le cadre législatif en place à l'échelon local, national et international. Ainsi, dans l'Union européenne, les zones spéciales de conservation sont juridiquement mieux protégées en vertu de la directive « Habitats » (qui exige le respect du principe de précaution), que les réserves classées au plan local (par exemple, lorsque des objectifs économiques et environnementaux sont mis en balance).

454. L'analyse à l'échelle du paysage permet également une approche plus nuancée des synergies et des arbitrages potentiels entre la réduction des émissions et l'atténuation des effets des différents composés azotés. À titre d'exemple, l'injection d'effluents d'élevage dans les sols où l'acidification du lisier peuvent réduire significativement la volatilisation de NH_3 laissant ainsi plus d'azote dans le sol, mais le risque de lixiviation de NO_3^- et d'émissions de N_2O , NO_x et N_2 en est renforcé. À l'inverse, le recours à ces mesures peut favoriser l'absorption de l'azote par les plantes et induire une réduction subséquente des nouveaux apports d'azote via des engrais et la fixation biologique de l'azote. L'azote est ainsi employé plus efficacement et les pertes de N_f sont réduites à l'échelle du paysage dans son ensemble. La mise en œuvre de mesures techniques au niveau du paysage permet de prendre en compte ces interactions (Theobald and others, 2004) : à titre d'exemple, la réduction des émissions de NH_3 entraînera une diminution des dépôts d'azote dans les forêts et autres zones naturelles (Dragosits and others, 2006), ce qui, à son tour, limitera probablement les émissions indirectes de NO_x et de N_2O de ces écosystèmes (Cellier and others, 2011).

Tableau VI.16

Synthèse, pour chaque forme de perte d'azote, de la catégorie CEE en termes d'efficacité ou commodité de la mise en œuvre et de l'ampleur de l'effet de la mesure n° 16 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages

Forme d'azote	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Perte totale d'azote
Catégorie CEE	2	2	3	2	3	2
Ampleur de l'effet	↓↓	↓	↓ ^a	↓↓	↓ ^a	↓

^a Les éléments factuels attestant de l'intérêt sur les NO_x et le N_2 sont peu nombreux, mais les effets devraient être sensiblement similaires au N_2O .

Tableau VI.17

Synthèse des mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages et des impacts sur les pertes d'azote

Pratique	Effet						Principe
	NH_3	N_2O	NO_x	NO_3^-	N_2	Global	
<i>Mesures spécifiques relatives au choix et à la rotation des cultures</i>							
Mesure n° 1 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : augmentation du couvert végétal par l'implantation de cultures pérennes	3 ~	2 ↓↑	3 ?	1 ↓↓	3 ↓↑	1 ↓	Couverture végétale permanente, productivité élevée, immobilisation rapide du N_f épandu dans la matière organique présente dans le sol et la biomasse végétale.
Mesure n° 2 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : utilisation de cultures de couverture dans les rotations de cultures arables	3 ~	2 ↓↑	2 ↓↑	1 ↓	3 ~?	1 ↓	Les épandages d'engrais et d'effluents d'élevage doivent être ajustés pour tenir compte de l'azote retenu. Les émissions de N_2O et de NO_x risquent d'augmenter si la culture de couverture est incorporée au sol.

Pratique	Effet						Principe
	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Global	
Mesure n° 3 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : inclusion de plantes fixant le diazote (N ₂) dans l'assolement (y compris les cultures mixtes)	2 ~↓	2 (3) ↓(↑)	3 (3) ↓(↑)?	2 (3) ↓(↑)	3 (3) ~?	2 (3) ↓(?)	Utilisation réduite de l'azote minéral, minéralisation de l'azote organique mieux adaptée aux besoins des végétaux (les valeurs entre parenthèses reflètent l'effet de la hausse des stocks d'azote dans le sol).
Mesure n° 4 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : recours à l'agroforesterie et intégration des arbres dans le paysage	1 ↓	3 ~↑	3 ~↑	1 ↓↑	3 ~3	1 ↓	Combinaison de cultures annuelles et pérennes, exploration non concurrentielle de la zone d'enracinement, élimination renforcée de l'azote au niveau de la zone.
<i>Mesures spécifiques relatives à la gestion des zones riveraines et des eaux</i>							
Mesure n° 5 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en place de zones humides artificielles pour stimuler l'élimination de l'azote réactif	3 (3) ~?	3 (3) ↑?(↑)	3 (3) ~?	1 ↓↓(~)	3 (3) ↑(↑↑)	3 (3) ↑(↑↑)	Stimulation de l'élimination de l'azote réactif par dénitrification (les valeurs entre parenthèses sont à comparer à un système de référence avec traitement avancé de l'eau et récupération des nutriments).
Mesure n° 6 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : plantation de cultures palustres dans les zones riveraines ou les zones humides artificielles	3 (3) ~ (~?)	1 (3) ↑	1 (3) ↓(↑)	2 (3) ↓(↑)	1 (3) ↓(↑)	2 (3) ↓(↑)	Fixation de l'azote réactif dans la biomasse, qui peut ensuite être récoltée (les valeurs entre parenthèses sont à comparer à un système de référence avec traitement et récupération avancés des nutriments).
Mesure n° 7 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : utilisation des couches organiques pour favoriser la dénitrification	3 ~	3 ↑	3 ↑	1 ↑↑	3 ↑↑	3 ↑	
Mesure n° 8 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : gestion du drainage	3 ~	1 ↓*	3 ↓	3 ↑*	2 ↓	2 ~?	Aération des sols qui entrave la dénitrification mais facilite le lessivage de l'azote (* l'inverse se produit si les drains sont bouchés !).
Mesure n° 9 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : stimulation de l'élimination de l'azote dans les eaux côtières	3 ~	3 ~	3 ~	2 ↓	2 ↑	2 ↓?	Activités visant à récupérer l'azote réactif dans les récoltes ; par exemple, plantation de zostères, culture d'algues, mytiliculture.

Pratique	Effet						Principe
	NH ₃	N ₂ O	NO _x	NO ₃ ⁻	N ₂	Global	
<i>Mesures relatives au boisement, à la mise en jachère et à l'implantation de haies (atténuation des effets de la pollution azotée)</i>							
Mesure n° 10 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : boisement et implantation de haies	1 ↓	3 ↓↑	3 ↓↑	1 ↓↓	3 ↑	1 ↓↓	Coupe sélective, exploitation forestière continue/gestion des arbres. Plantation sur les terrains en forte déclivité.
Mesure n° 11 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : utilisation des prairies en jachère et non fertilisées	3 ~	2 ~↓	2 ~↓	1 ↓↓	2-3 ↓	1 ↓↓	Non exploitation de certaines terres, possibilité de récolte de biomasse.
<i>Atténuation des effets de la cascade de l'azote réactif</i>							
Mesure n° 12 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : implantation de bandes boisées autour des principales sources de pollution	1 ↓	3 ↑	3 ↑	2 ↓↑	3 ~?	2 ↓↑?	Captage de l'ammoniac. Dispersion du reste vers le haut (utile si un écosystème sensible à l'azote est situé à proximité). Immobilisation de l'azote dans la biomasse végétale.
Mesure n° 13 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : implantation écologiquement rationnelle des installations d'élevage et des animaux vivant à l'extérieur	1 ↓	3 ~	3 ~	1 ↓	3 ~	1 ↓	Éloignement des installations d'élevage des écosystèmes sensibles afin de réduire l'impact.
<i>L'agriculture paysagère intelligente</i>							
Mesure n° 14 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : planification numérique de l'utilisation des sols en fonction de leurs caractéristiques	2 ↓	2 ↓	2 ↓	2 ↓↓	2-3 ↓	2 ↓↓	Les charges de fertilisation dépendent des propriétés du sol, des roches-mères, des cultures, etc. ; l'implantation des cultures est fonction des propriétés du paysage.
Mesure n° 15 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en œuvre de systèmes d'agriculture mixte	2 ↓↓	2 ↓↓	2-3 ↓↓?	2 ↓↓	2-3 ↓↓?	2 ↓↓	Favorise le passage à l'agronomie circulaire. Meilleure répartition des effluents d'élevage et de la production de fourrage.
Mesure n° 16 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages : mise en œuvre ciblée à l'échelle du paysage de solutions techniques visant à réduire les pertes d'azote réactif	2 ↓↓	2 ↓	3 ↓?	2 ↓↓	3 ↓?	2 ↓	Utilisation de techniques très efficaces mais fort coûteuses à proximité des écosystèmes sensibles.

Remarque : Ce tableau fait état de l'ampleur de l'effet pour les sous-mesures spécifiques énumérées par les symboles suivants : augmentation des pertes ↑, réduction des pertes ↓, ou peu/aucun effet ~. Les doubles flèches matérialisent les effets les plus importants. Les catégories CEE 1, 2, 3 sont estimées. Sauf indication contraire, la référence est « aucune action ».

455. En résumé, les mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages examinées sont efficaces pour réduire la pollution azotée sur le plan global et sont capables, avec une application ciblée dans l'espace et/ou le temps, de renforcer les effets des mesures examinées aux chapitres IV et V. Les mesures relatives aux paysages peuvent s'avérer très efficaces pour atténuer les effets locaux du NO₃⁻ et du NH₃. Cependant, lors de la mise en œuvre de solutions en bout de chaîne destinées à atteindre les objectifs de réduction locaux, il convient aussi d'analyser soigneusement d'autres types de pertes d'azote et de pollutions azotées intervenant hors du paysage concerné.

H. Priorités pour les agriculteurs et autres professionnels

456. Les principales mesures relatives à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages à mettre en œuvre dans la pratique peuvent être divisées en deux groupes : celles liées à un changement d'affectation des terres géographiquement ciblé ; et celles liées à des pratiques de gestion géographiquement adaptées.

457. Parmi les principales mesures faisant intervenir un changement d'affectation des terres relevées au cours des ateliers organisés en 2016 et 2019 par la Direction générale de l'environnement de la Commission européenne et l'Équipe spéciale de l'azote réactif, mise en place dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, citons :

- a) La mise en jachère ou en prairie (sans apport d'engrais) ;
- b) L'instauration de bandes tampons riveraines, ou de zones tampons de biodiversité dans les parcelles ou autour d'elles (la différence étant la proximité du milieu aquatique) :
 - i) La plantation de haies et le boisement ;
 - ii) La modification de la rotation des cultures/des cultures pérennes (par exemple, prairies permanentes) ;
 - iii) L'agroforesterie ;
 - iv) La remise en état des zones humides et des voies d'eau et/ou la mise en place de mini-zones humides artificielles.

458. En comparaison, les options de gestion suggérées incluaient la mise en œuvre géographiquement ciblée de mesures telles que :

- a) Le travail et la préservation des sols (par exemple, pas de labour des sols organiques) ;
- b) Le drainage et le drainage contrôlé ;
- c) La gestion des prairies ;
- d) L'implantation de l'élevage ;
- e) La répartition des effluents d'élevage au plan spatial ;
- f) La fertigation et l'installation d'un système d'irrigation approprié pour les zones cultivées arides ;
- g) L'implantation d'usines de biogaz et de bioraffineries pour la redistribution de la biomasse.

459. Les agriculteurs sont manifestement de plus en plus nombreux à se tourner vers des pratiques relevant de ce qui est communément appelé « l'agriculture régénérative », dont certaines sont susceptibles de réduire des pertes d'azote, notamment le semis direct (sans labour), l'agriculture biologique (sans engrais minéraux manufacturés et axée sur la fixation biologique de l'azote) et les activités visant à intensifier le piégeage du carbone, etc. Il convient d'étudier de manière plus approfondie ces méthodes afin d'en quantifier les performances pour toutes les formes de pertes d'azote.

460. Il se peut que des orientations nationales aient été formulées pour analyser les effets de ces mesures. Le tableau VI.18 reprend des chiffres tirés d'un rapport du DCA, le Centre danois pour l'alimentation et l'agriculture (Eriksen and others, 2014) pour certaines mesures, notamment les coûts en termes financiers par opposition aux coûts en termes de bien-être (par exemple, l'impact économique pour l'agriculture par rapport à l'impact économique plus large pour la société). Pour les agriculteurs et autres professionnels, les coûts économiques et les possibilités de compensation de ces coûts, ou de rémunération des services écosystémiques fournis, seront le plus souvent le facteur déterminant dans la décision de mettre ou non en œuvre les mesures proposées. D'où l'importance des évaluations des coûts économiques telles qu'illustrées dans le tableau VI.18, à la fois en ce qui concerne les coûts de production pour les agriculteurs et les coûts plus larges en termes économiques et de bien-être intéressant les décideurs. D'autres mesures sont nécessaires pour contrôler le succès des mesures au niveau du paysage.

Tableau VI.18

Exemples d'effets généralisés sous la forme d'une réduction du lessivage de l'azote à partir de la zone racinaire et les coûts connexes en termes financiers et de bien-être

Mesure	Commentaire	Effet annuel de l'azote (kg N/ha)	Coût financier (EUR/kg N)	Coût en termes de bien-être (EUR/kg N)
Mise en jachère	Terres exploitées en rotation	50	4-25	5-34
Bandes tampons riveraines	De parcelles exploitées en rotation à des prairies permanentes	37-74	6-12	8-16
Boisement	Terres exploitées en rotation	50	7-20	9-27
Mini-zones humides	Ruissellement de surface	5-20	3-23	4-31

Remarque : Exemples d'effets généralisés sous forme d'une réduction du lessivage de l'azote à partir de la zone racinaire et coûts connexes en termes financiers et de bien-être (par exemple, les impacts financiers pour l'agriculture par opposition à l'impact économique plus large pour la société) selon Eriksen *et al.* (2014). D'autres effets de l'azote en lien avec la nature et le climat, ainsi que les effets secondaires du phosphore et des pesticides sont également recensés par ces auteurs, mais ne sont pas présentés ici.

461. Conformément aux principes directeurs généraux, une recommandation pour la mise en œuvre de pratiques efficaces d'utilisation des terres et de gestion des paysages destinée aux agriculteurs et autres professionnels fait intervenir les mêmes étapes que pour les décideurs (voir tableau VI.17). Il est conseillé qu'en plus d'évaluer les coûts économiques, chaque exploitation calcule les avantages environnementaux au niveau de l'exploitation ou du paysage. Ces « bilans verts » devraient répertorier les effets estimés des mesures mises en œuvre et faire état des données clefs concernant leur efficacité. L'ensemble de ces données pourrait être regroupé dans une base de données centrale, afin de produire des évaluations d'impact pour des paysages entiers, des bassins versants, etc., et leurs objectifs spécifiques de réduction de l'azote.

462. À titre d'exemple, en vertu de la réglementation en vigueur dans certains pays de la CEE, des objectifs spécifiques de réduction du lessivage de l'azote sont fixés pour chaque bassin versant, sur la base de résultats de modèles ou de mesures réelles. Dans un système en vigueur au Danemark, les agriculteurs d'un bassin versant peuvent opter volontairement pour certaines mesures (par exemple, planter ou non des cultures de couverture) et obtenir ainsi des aides financières pour atteindre les objectifs fixés annuellement pour l'ensemble du bassin versant. Une autre solution consisterait à imposer aux agriculteurs de planter des cultures de couverture jusqu'à ce que l'objectif global soit atteint. Une réglementation géographiquement ciblée et d'un meilleur rapport coût-efficacité est ainsi mise en œuvre.

I. Synthèse des conclusions et recommandations

463. Les recommandations générales sont résumées dans l'encadré VI.2 ci-dessous. Elles sont conformes à certaines études antérieures, telles que le chapitre de l'Évaluation de l'azote à l'échelle européenne consacré aux flux d'azote dans les paysages ruraux (Cellier and others, 2011), et incluent les points clefs et impératifs suivants pour le développement de nouvelles approches :

a) La réduction de la pollution par l'azote à l'échelle du paysage impose de prendre en compte des interactions entre les processus naturels et anthropiques, y compris la gestion des exploitations agricoles et des terres ;

b) La nature complexe et l'étendue spatiale des paysages ruraux rendent difficile et souvent incomplète l'évaluation expérimentale des flux d'azote réactif à cette échelle. Elle devrait néanmoins inclure la mesure des flux d'azote dans les différents milieux, ainsi que des ensembles de données complets sur l'environnement (sols, hydrologie, utilisation des terres, etc.) et la gestion agricole.

Encadré VI.2

Résumé des principes et recommandations pour l'atténuation des effets néfastes de l'azote via l'utilisation des terres et la gestion des paysages, sur la base d'une discussion multiacteurs

Les budgets azote établis à l'échelle des paysages, qui couvrent les principaux flux d'azote réactif, intègrent l'ensemble des puits et sources de N_r dans l'espace et dans le temps et constituent de ce fait le fondement d'une évaluation plus intégrée de l'azote destinée à éclairer le choix des mesures les plus appropriées.

Une approche budgétaire géographiquement ciblée de l'azote est indispensable pour mieux gérer les ressources en N_r et opérer dans les limites imposées en la matière dans une zone donnée.

La budgétisation de l'azote réactif est particulièrement judicieuse en cas de stabilité des conditions dans le temps (par exemple, lorsque les systèmes d'exploitation ne sont pas en transition) et en liaison avec les bilans azote annuels. Il est par ailleurs important de procéder à des évaluations à plus court et plus long terme de la dynamique de l'azote.

La topographie du paysage et les propriétés du sol sont des facteurs importants qui conditionnent le devenir de l'azote réactif à l'échelle du paysage. À cet égard, l'intégration de cartes en 3D du sol et de la géologie permet de mieux comprendre les flux d'azote réactif et les options envisageables pour les réduire, s'agissant notamment du lessivage de l'azote.

L'évaluation du paysage englobe celle des sources et puits, par exemple les emplacements sensibles en termes d'émission et d'apport ou réception de N_r dans les écosystèmes, y compris les impacts sur les zones vulnérables et les eaux et l'incidence de la pollution atmosphérique sur les habitats terrestres.

Les rejets d'azote réactif n'ont pas le même effet partout dans les paysages. C'est pourquoi les mesures relatives à la gestion de ces paysages permettent de tirer parti au mieux des propriétés et de leur hétérogénéité pour gérer les flux et les impacts de l'azote.

Les processus de pertes d'azote sont des interactions non linéaires, tributaires de seuils et liés à des facteurs de stress aigus. Le traitement de ces facteurs de stress de manière isolée ou simplement additive est susceptible de provoquer des transferts de pollution et de mener à une sous-estimation des risques futurs liés à l'azote, notamment l'eutrophisation, l'acidification et les modifications dans les écosystèmes forestiers et terrestres, ainsi que dans le fonctionnement et la diversité des systèmes hydriques.

Pour atteindre les multiples objectifs de développement durable poursuivis à l'échelle des paysages, il est indispensable de combiner plusieurs mesures d'atténuation des émissions d'azote réactif. Il convient de les classer par ordre d'importance, l'atténuation de certaines filières de rejet étant plus urgente que d'autres, selon le contexte.

Les effets locaux et globaux des émissions directes d'azote dans le paysage, ainsi que les émissions indirectes d'azote intervenant au sein et en dehors du paysage, sont à prendre en compte lors de l'évaluation de l'impact de ces mesures d'atténuation.

Les mesures à l'échelle du paysage sont l'occasion de renforcer la rétention et la séquestration de l'azote dans l'espace et dans le temps, et donc de récupérer davantage d'azote et de nutriments, d'optimiser la répartition des effluents d'élevage et de réduire l'impact sur le milieu aquatique, tout en favorisant la bioéconomie.

L'unité opérationnelle concernée et les avantages économiques ou arbitrages connexes sont importants pour une mise en œuvre efficace des mesures à l'échelle du paysage. Ils varient d'une exploitation agricole à l'autre et en fonction des changements d'échelle, de la ferme au paysage, voire au-delà (par exemple, à l'échelle du bassin versant, à l'échelle locale et régionale). Les cadres juridiques peuvent favoriser une application optimale. Le recours à de nouveaux outils adaptés aux paysages est indispensable pour faciliter la mise en œuvre des mesures relatives à la gestion des paysages et peut favoriser le renforcement des infrastructures culturelles et naturelles pour une utilisation plus durable de l'azote.

464. La modélisation est l'outil privilégié pour étudier les relations complexes entre les processus anthropiques et naturels à l'échelle du paysage. Elle doit être étayée par des mesures précises, et à ce titre des relevés simples, tels que les concentrations de NO_3^- dans les cours d'eau, sont à envisager. Il faut avoir conscience du décalage important et manifeste qui existe entre la mise en œuvre d'une mesure de contrôle et la réaction dans les concentrations de NO_3^- des cours d'eau. À ce jour, seul le modèle NitroScape – développé à l'origine pour des paysages virtuels (Duretz and others, 2011, dans le cadre du projet intégré NitroEurope) et appliqué il y a peu à des paysages réels (par exemple, Franqueville and others, 2018, dans le cadre du projet français Escapade) – a intégré toutes les composantes des flux d'azote à l'échelle du paysage : fonctionnement des exploitations agricoles, transfert atmosphérique de faible portée et modélisation de l'hydrologie et des écosystèmes. Il est de ce fait vivement recommandé de poursuivre le développement et l'expérimentation de ces modèles, ainsi que leur intégration dans les nouveaux outils d'évaluation des paysages et d'aide à la décision.

465. En conclusion, tant d'un point de vue environnemental que socioéconomique, il est important d'inclure les mesures relatives à l'utilisation des terres et la gestion des paysages dans l'action visant à atténuer la pollution par l'azote. Le présent chapitre préconise une procédure en deux étapes pour la mise en œuvre des mesures d'atténuation des effets de l'azote et dresse une liste de mesures pertinentes choisies portée à l'attention des décideurs, des agriculteurs et des autres professionnels.

J. Références

- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R.M., Smith, P. 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global Change Biology* **25**, 2530–2543.
- Andersen, P.S., Andersen, E., Graversgaard, M., Christensen, A.A., Vejre, H., Dalgaard, T. 2019. Using landscape scenarios to improve local nitrogen management and planning. *Journal of Environmental Management* **232**, 523–530.
- Asai, M., Moraine, M., Ryschawy, J., de Wit, J., Hoshida, A.K., Martin, G. 2018. Critical factors for crop-livestock integration beyond the farm level: A cross-analysis of worldwide case studies. *Land Use Policy* **73**, 184–194.
- Audet, J., Zak, D., Hoffman, C.C. 2020. Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio* **49**, 324–336.
- Bealey, W.J., Loubet, B., Braban, C.F., Famulari, D., Theobald, M.R., Reis, S., Reay, D.S., Sutton, M.A. 2014. Modelling agro-forestry scenarios for ammonia abatement in the landscape. *Environmental Research Letters* **9** (12), art. no. 125001
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L. 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling* **137**, 93–105.
- Bednarek, A., Szklarek, S., Zalewski, M. 2014. Nitrogen pollution removal from areas of intensive farming-comparison of various denitrification biotechnologies. *Ecology and Hydrobiology* **14** (2), 132–141.
- Benhamou, C., Salmon-Monviola, J., Durand, P., Grimaldi, C., Merot, P. 2013. Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. *Agricultural Water Management* **121**, 62–72.
- Billen G, Garnier J, Lassaletta L (2013) The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368** (1621), 20130123.
- Bittman S., Dedina, M., Howard, C.M., Oenema, O., Sutton, M.A (Eds.). 2014. *Options for Ammonia Mitigation. Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. Centre for Ecology and Hydrology, UK. (ISBN 978-1-906698-46-1).
- Butterbach-Bahl, K., Nemitz, E., Zaehle, S., Billen, B., Boeckx, P., Erisman, J.W., Garnier, J., Upstill-Goddard, R., Kreuzer, M., Oenema, O., Reis, S., Schaap, M., Simpson, D., de Vries, W., Winiwarter, W., Sutton, M.A. 2011. Effect of reactive nitrogen on the European greenhouse balance. Chapter 19 in: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, B. Grizzetti (Eds.), *The European Nitrogen Assessment* (pp. 434–462). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Caballero-Lajarín, A., Zornoza, R., Faz, A., Lobera, J.B., Muñoz, M.A., Domínguez-Oliver, S.G. 2015. Combination of low-cost technologies for pig slurry purification under semiarid mediterranean conditions. *Water, Air, and Soil Pollution* **226**, 341. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2606-0>.
- Casal, L., Durand, P., Akkal-Corfini, N., Benhamou, C., Laurent, F., Salmon-Monviola, J., Vertès, F. 2019. Optimal location of set-aside areas to reduce nitrogen pollution: a modelling study. *Journal of Agricultural Science* **156**, 1090–1102.
- Cellier P, Durand P, Hutchings N, Dragosits U, Theobald M, Drouet JL, Oenema O, Bleeker A, Breuer L, Dalgaard T, Duret S, Kros H, Loubet B, Olesen JE, Mérot P, Viaud V, de Vries W and Sutton MA (2011) Nitrogen flows and fate in rural landscapes. Chapter 11 in: M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, B. Grizzetti (Eds.), *The European Nitrogen Assessment* (pp. 229–248). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Clements, J.C., and Comeau, L.A. 2019. Nitrogen removal potential of shellfish aquaculture harvests in eastern Canada: A comparison of culture methods. *Aquaculture Reports* **13**, art. no. 100183.
- Dalgaard, T., Hutchings, N., Dragosits, U., Olesen, J.E., Kjeldsen, C., Drouet, J.L., Cellier P. 2011. Effects of farm heterogeneity and methods for upscaling on modelled nitrogen losses in agricultural landscapes. *Environmental Pollution* **159**, 3183–3192.
- Dalgaard, T., Bienkowski, J., Bleeker, A., Dragosits, U., Drouet, J.L., Durand, P., Frumau, A., Hutchings, N.J., Kedziora A., Magliulo E., Olesen J.E., Theobald M.R., Mauri O., Akkal N. and Cellier P. 2012. Farm nitrogen balances in European Landscapes. *Biogeosciences* **9**, 5303–5321.
- Dalgaard, T., Hansen, B., Hasler, B., Hertel, O., Hutchings, N., Jacobsen, B.H., Jensen, L.S., Kronvang, B., Olesen, J.E., Schjørring, J.K., Kristensen, I.S., Graversgaard, M., Termansen, M., Vejre H. 2014. Policies for agricultural nitrogen management - trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. *Environmental Research Letters* **9**, 115002. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115002>.
- Dalgaard, T., Olesen, J.E., Misselbrook, T., Gourley, C., Mathias, E., Heldstab, J., Baklanov, A., Cordovil, C.M.d.S, Sutton, M. 2015. *Methane and Ammonia Air Pollution*. Policy Brief prepared by the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. May 2015. http://www.clrtap-tfrn.org/sites/clrtap-tfrn.org/files/documents/NECDAmmoniaMethane_UN-TFRN2015_0513percent20combi.pdf
- Dalgaard, T., Brock, S., Børgesen, C.D., Graversgaard, M., Hansen, B., Hasler, B., Hertel, O., Hutchings, N.J., Jacobsen, B., Stoumann Jensen, L., Kjeldsen, C., Olesen, J.E., Schjørring, J.K., Sigsgaard, T., Andersen, P.S., Termansen, M., Vejre, H., Odgaard, M.V., de Vries, W., Wiborg, I. 2016. *Solution scenarios and the effect of top down versus bottom up N mitigation measures – Experiences from the Danish Nitrogen Assessment*. Feature Presentation for the International Nitrogen Initiative Conference INI2016, 4th – 8th December 2016, Melbourne, Australia.
- Davis, M.P., Martin, E.A., Moorman, T.B., Isenhardt, T.M., Soupir, M.L. 2019. Nitrous oxide and methane production from denitrifying woodchip bioreactors at three hydraulic residence times. *Journal of Environmental Management* **242**, 290–297.
- De La Mora-Orozco, C., González-Acuña, I.J., Saucedo-Terán, R.A., Flores-López, H.E., Rubio-Arias, H.O., Ochoa-Rivero, J.M. 2018. Removing organic matter and nutrients from pig farm wastewater with a constructed wetland system. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **15**, 1031.
- Dinsmore, K.J., Drewer, J., Levy, P.E., George, C., Lohila, A., Aurela, M., Skiba, U.M. 2017. Growing season CH₄ and N₂O fluxes from a sub-arctic landscape in northern Finland. *Biogeosciences* **14**, 799–815.
- Dragosits, U., Theobald, M. R., Place, C. J., ApSimon, H. M., and Sutton, M. A. 2006. The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science and Policy* **9**, 626–638. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.07.002>
- Drinkwater, L.E., Wagoner, P. Sarrantonio, M. 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* **396**, 262–265.
- Dumont, B., Dupraz, P., Sabatier, R., Donnars, C. 2017. A collective scientific assessment of the roles, impacts, and services associated with livestock production systems in Europe. *Fourrages* **229**, 63–76. Retrieved from <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01604662>
- Duret, S., Drouet, J.L., Durand, P., Hutchings, N.J., Theobald, M.R., Salmon-Monviola, J., Dragosits, U., Maury, O., Sutton, M.A., Cellier, P. 2011. NitroScape: a model to integrate nitrogen transfers and transformations in rural landscapes. *Environmental Pollution* **159**, 3162–3170.
- European Commission 2010. *Agriculture and Rural Development policy. Common monitoring and evaluation framework*. https://ec.europa.eu/agriculture/rural-development-previous/2007-2013/monitoring-evaluation_en. Guidance document B, chapter I-4, pp. 35.

- European Commission (2019). *Recent studies commissioned by DG Environment to support implementation of the Nitrates Directive*. <https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/studies.html>.
- Eriksen, J., Nordemann Jensen, P., Jacobsen, B.H. 2014. *Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering*. DCA report no. 52. Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, Foulum, Denmark.
- Ford, H., Healey, J.R., Webb, B., Pagella, T.F., Smith, A.R. 2019. How do hedgerows influence soil organic carbon stock in livestock-grazed pasture? *Soil Use and Management* **35**, 576–584.
- Fowler, D., Pitcairn C.E.R., Sutton, M.A., Fléchar, C., Loubet, B., Coyle, M., Munro, R.C. 1998. The mass budget of atmospheric ammonia in woodland within 1 km of livestock buildings. *Environmental Pollution* **102**, 343–348.
- Franqueville, D., Benhamou, C., Pasquier, C., Hénault, C., Drouet, J.L. 2018. Modelling reactive nitrogen fluxes and mitigation scenarios on a Central France landscape. *Agriculture Ecosystems and Environment* **264**, 99–110.
- Gabriel, J.L., Muñoz-Carpena, R., Quemada, M. 2012. The role of cover crops in irrigated systems: water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agriculture Ecosystems and Environment* **155**, 50–61.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J. 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience* **53**, 341–356.
- Garnier, J., Billen, G., Vilain, G., Benoit, M., Passy, P., Tallec, G., Tournebize, J., Anglade, J., Billy, C., Mercier, B., Ansart, P., Azougui, A., Sebilho, M., Kao, C. (2014). Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: Lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *Journal of Environmental Management* **144**, 125–134.
- Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A., Passy, P., Silvestre, M., Lassaletta, L., Trommenschlager, J.-M., Schott, C., Tallec, G. 2016. Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future. *Environmental Science and Policy* **63**, 76–90.
- Garrett, R.D., Niles, M.T., Gil, J.D.B., Gaudin, A., Chaplin-Kramer, R., Assmann, A., Assmann, T.S., Brewer, K., de Faccio Carvalho, P.C., Cortner, O., Dynes, R., Garbach, K., Kebreab, E., Mueller, N., Peterson, C., Reis, J.C., Snow, V., Valentim, J. 2017. Social and ecological analysis of commercial integrated crop livestock systems: Current knowledge and remaining uncertainty. *Agricultural Systems* **155**, 136–146.
- Haddaway, N.R., Brown, C., Eales, J., Eggers, S., Josefsson, J., Kronvang, B., Randall, N.P., Uusi-Kämpä, J. 2018. The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. *Environmental Evidence* **7**, art. no. 14.
- Hashemi, F., Olesen, J.E., Børgesen, C.D., Tornbjerg, H., Thodsen, H., Dalgaard, T. 2018a. Potential benefits of farm scale measures versus landscape measures for reducing nitrate loads in a Danish catchment. *Science of the Total Environment* **637-638**, 318-335.
- Hashemi, F., Olesen, J.E., Hansen, A.L., Børgesen, C.D., Dalgaard, T. 2018b. Spatially differentiated strategies for reducing nitrate loads from agriculture in two Danish catchments. *Journal of Environmental Management* **208**, 77-91.
- Hill, A.R. 2019. Groundwater nitrate removal in riparian buffer zones: a review of research progress in the past 20 years. *Biogeochemistry* **143**, 347–369.
- Hinsby, K., Condesso de Melob, M.T., Dahl, M. 2008. European case studies supporting the derivation of natural background levels and groundwater threshold values for the protection of dependent ecosystems and human health. *Science of the Total Environment* **401** (1–3), 120.

- Holden, J., Grayson, R.P., Berdeni, D., Bird, S., Chapman, P.J., Edmondson, J.L., Firbank, L.G., Helgason, T., Hodson, M.E., Hunt, S.F.P., Jones, D.T., Lappage, M.G., Marshall-Harries, E., Nelson, M., Prendergast-Miller, M., Shaw, H., Wade, R.N., Leake, J.R. 2019. The role of hedgerows in soil functioning within agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **273**, 1–12
- Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., Ernsten, V. 2015. National N model (in Danish: National kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler. *Geological Survey of Denmark and Greenland*. ISBN 978-87-7871-417-6.
- Jacobsen, B.H., and Hansen, A.L. 2016. Economic gains from targeted measures related to nonpoint pollution in agriculture based on detailed nitrate reduction maps. *Science of the Total Environment* **556**, 264–275, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.103.
- Jensen, E.S., Carlsson, G., Hauggaard-Nielsen, H. 2020. Intercropping of grain legumes and cereals improves the use of soil N resources and reduces the requirement for synthetic fertilizer N: A global-scale analysis. *Agronomy for Sustainable Development* **40** (1), art. no. 5,
- Karyoti A., Bartzialis D., Sakellariou-Makrantonaki, M. Danalatos, N. 2018. Effects of irrigation and green manure on corn (*Zea mays* L.) biomass and grain yield. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **18**, 820–832.
- Kellogg, M.L., Smyth, A.R., Luckenbach, M.W., Carmichael, R.H., Brown, B.L., Cornwell, J.C., Piehler, M.F., Owens, M.S., Dalrymple, D.J., Higgins, C.B. 2014. Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **151**, 156–168.
- Kovář, P., Kovářová, M., Bunce, R., Ineson, P., Brabec, E. (1996) Role of hedgerows as nitrogen sink in agricultural landscape of Wensleydale, Northern England. *Preslia* **68**, 273–284.
- Lawson, G., Bealey, W.J., Dupraz, C., Skiba, U. 2020 (in press). Agroforestry and Opportunities for Improved Nitrogen Management. Chapter 27 in: M.A. Sutton, K.E. Mason, A. Bleeker, W.K. Hicks, C. Masso, S. Reis, M. Bekunda (Eds.), *Just Enough Nitrogen. Perspectives on how to get there for regions with too much or too little nitrogen*. Springer (in press).
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M.A., de Vries, W., Weiss, F., Westhoek, H. 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters* **10** (11), 115004.
- Li, C., Frolking, S., Butterbach-Bahl, K. 2005. Carbon sequestration can increase nitrous oxide emissions. *Climatic Change* **72**, 321–338.
- Liu, L., and Greaver, T.L. 2009. A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the CO₂ sink may be largely offset by stimulated N₂O and CH₄ emission. *Ecology Letters* **12**, 1103–1117
- Lopez-Ponnada, E.V., Lynn, T.J., Peterson, M., Ergas, S.J., Mihelcic, J.R. 2017. Application of denitrifying wood chip bioreactors for management of residential non-point sources of nitrogen. *Journal of Biological Engineering* **11**, art. no. 16.
- Loubet, B., Cellier, P., Milford, C., Sutton, M.A. 2006. A coupled dispersion and exchange model for short-range dry deposition of atmospheric ammonia. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* **132**, 1733–1763.
- Lukin, S.M., Nikolskiy, K.S., Ryabkov, V.V., Rysakova, I.V. 2014. Methods to reduce ammonia nitrogen losses during production and application of organic fertilizers. In: *Ammonia workshop 2012 Saint Petersburg. Abating ammonia emissions in the UNECE and EECCA region*. pp. 169–175.

- Luo, P., Liu, F., Zhang, S., Li, H., Yao, R., Jiang, Q., Wu, J. 2018. Nitrogen removal and recovery from lagoon-pretreated swine wastewater by constructed wetlands under sustainable plant harvesting management. *Bioresource Technology* **258**, 247–254. doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.017
- Montoya, D., Gaba, S., de Mazancourt, C., Bretagnolle, V., Loreau, M. 2020. Reconciling biodiversity conservation, food production and farmers' demand in agricultural landscapes. *Ecological Modelling* **416**, art. no. 10888.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O. 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **52** (2–3), 225–248.
- Muñoz, M.A., Rosales, R.M., Gabarrón, M., Acosta, J.A. 2016. Effects of the Hydraulic Retention Time on Pig Slurry Purification by Constructed Wetlands and Stabilization Ponds. *Water, Air, and Soil Pollution* **227**, art. No. 293. https://doi.org/10.1007/s11270-016-2993-x
- Nguyen, T.H., Nong, D., Paustian, K. 2019. Surrogate-based multi-objective optimization of management options for agricultural landscapes using artificial neural networks. *Ecological Modelling* **400**, 1–13.
- Panagopoulos, Y., Makropoulos, C., Mimikou, M. 2013. Multi-objective optimization for diffuse pollution control at zero cost. *Soil Use and Management* **29**, 83–93.
- Pavlidis, G., Tsihrintzis, V.A. 2018. Environmental benefits and control of pollution to surface water and groundwater by agroforestry systems: a review. *Water Resources Management* **32**, 1–29
- Pilegaard, K., Skiba, U., Ambus, P., Beier, C., Brüeggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Dick, J., Dorsey, J., Duyzer, J., Gallagher, M., Gasche, R., Horvath, L., Kitzler, B., Leip, A., Pihlatie, M., Rosenkranz, P., Seufert, G., Vesala, T., Westrate, H., Zechmeister-Boltenstern, S. 2006. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). *Biogeosciences* **3**, 651–661.
- Pitcairn, C. E. R., Fowler, D., Leith, I.D., Sheppard, L.J., Sutton, M.A., Kennedy, V., Okello, E. 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. *Environmental Pollution* **126** (3), 353–361.
- Poach, M. E., Hunt, P. G., Vanotti, M. B., Stone, K. C., Matheny, T. A., Johnson, M. H., Sadler, E. J. 2003. Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. *Ecological Engineering* **20**, 183–197. doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00024-7
- Quemada M., Lassaletta L., Leip A., Jones A., Lugato E. 2020. Integrated management for sustainable cropping systems: looking beyond the greenhouse balance at the field scale. *Global Change Biology* **26**, 2584–2598.
- Ren, L., Eller, F., Lambertini, C., Guo, W.-Y., Brix, H., Sorrell, B.K. 2019. Assessing nutrient responses and biomass quality for selection of appropriate paludiculture crops. *Science of the Total Environment* **664**, 1150–1161.
- Salazar, O., Balboa, L., Peralta, K., Rossi, M., Casanova, M., Tapia, Y., Singh, R., Quemada, M. 2019. Leaching of dissolved organic nitrogen and carbon in a maize-cover crops rotation in soils from Mediterranean central Chile. *Agricultural Water Management* **212**, 399–406.
- Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Quemada, M., Gabriel, J.L., Almendros, P., Vallejo, A. 2014. Do cover crops enhance N₂O, CO₂ or CH₄ emissions? *Science of the Total Environment* **466–467**, 164–174.
- Skiba, U., Dick, J., Storeton-West, R., Lopez-Fernandez, S., Woods, C., Tang, S., van Dijk, N. 2006. The relationship between NH₃ emissions from a poultry farm and soil NO and N₂O fluxes from a downwind forest. *Biogeosciences* **3**, 375–382.

- Sutar, R.S., Lekshmi, B., Kamble, K.A., Asolekar, S.R. 2018. Rate constants for the removal of pollutants in wetlands: A mini review. *Desalination and Water Treatment* **122**, 50–56
- Sutton, M.A. and others (2013). *Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution*. Global Overview of Nutrient Management (Edinburgh, Centre of Ecology and Hydrology).
- Sutton, M.A., Dragosits, U., Theobald, M.R., McDonald, A.G., Nemitz, E., Blyth, J.F., Sneath, R., Williams, A., Hall, J., Bealey, W.J., Smith, R.I., Fowler D. (2004) The role of trees in landscape planning to reduce the impacts of atmospheric ammonia deposition. In: R. Smithers (Ed.) *Landscape ecology of trees and forests*, pp. 143–150. IALE (UK) / Woodland Trust, Grantham.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. and Grizzetti, B. (Eds.). 2011. *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 612 pp.
- Sutton, M., Raghuram, N., Adhya, T.K., Baron, J., Cox, C., de Vries, W., Hicks, K., Howard, C., Ju, X., Kanter, D., Masso, C., Ometto, J.P., Ramachandran R., van Grinsven, H., Winiwarter, W. 2019. The Nitrogen Fix: From nitrogen cycle pollution to nitrogen circular economy. *Frontiers 2018/2019: Emerging Issues of Environmental Concern*. pp. 52–65, United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Tian, L., Cai, H., Akiyama, A. 2019. Review of indirect N₂O emission factors from agricultural nitrogen leaching and run-off to update of the default IPCC values. *Environmental Pollution* **245**, 300–306.
- Terrero, M. A., Muñoz, M. Á., Faz, Á., Gómez-López, M. D., Acosta, J. A. 2020. Efficiency of an integrated purification system for pig slurry treatment under mediterranean climate. *Agronomy* **10** (2), 208. doi.org/10.3390/agronomy10020208.
- Theobald, M.R., Bealey, W.J., Tang, Y.S., Vallejo, A., Sutton, M.A. 2009. A simple model for screening the local impacts of atmospheric ammonia. *Science of the Total Environment*. **407** (23), 6024–6033.
- Theobald, M.R., Dragosits, U., Place, C.J., Smith, J.U. , Sozanska, M., Brown, L., Scholefield, D., del Prado, A., Webb, J. , Whitehead, P.G., Angus, A., Hodge, I.D., Fowler, D., Sutton M.A. 2004. Modelling nitrogen fluxes at the landscape scale. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* **4** (6), 135–142.
- Theobald, M.R., Milford, C., Hargreaves, K.J., Sheppard, L.J., Nemitz, E., Tang, Y.S., Phillips, V.R., Sneath, R., McCartney, L., Harvey, F.J., Leith, I.D., Cape, J.N., Fowler, D., Sutton, M.A. 2001. Potential for ammonia recapture by farm woodlands: design and application of a new experimental facility. *TheScientificWorldJournal* **1**, 791–801.
- Tribouillois, H., Cohan, J. P., Justes, E. 2015. Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant and Soil* **401**, 347–364, doi:10.1007/s11104-015-2734-8 (2016).
- Thomas, Z., and Abbott, B.W. 2018. Hedgerows reduce nitrate flux at hillslope and catchment scales via root uptake and secondary effects. *Journal of Contaminant Hydrology* **215**, 51–61
- Todman, L.C., Coleman, K., Milne, A.E., Gil, J.D.B., Reidsma, P., Schwoob, M.-H., Treyer, S., Whitmore, A.P. 2019. Multi-objective optimization as a tool to identify possibilities for future agricultural landscapes. *Science of the Total Environment* **687**, 535–545
- Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M., Uusi-Kämpä, J. 2019. A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of Environmental Quality* **48**, 270–279
- Viaud, V, Durand, P, Merot, P, Sauboua, E, Saadi, Z. 2005. Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. *Agricultural Water Management* **74**, 135–163.

Voisin, A.-S., Guéguen, J., Huyghe, C., Jeuffroy, M.-H., Magrini, M.-B., Meynard, J.-M., Mougél, C., Pellerin, S., Pelzer, E. 2014. Legumes for feed, food, biomaterials and bioenergy in Europe: A review. *Agronomy for Sustainable Development* **34** (2), 361–380.

Vymazal, M. 2017. The use of constructed wetlands for nitrogen removal from agricultural drainage: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica* **48**, 82–91.

Wagner-Riddle, C., Congreves, K.A., Abalos, D., Berg, A.A., Brown, S.E., Ambadan, J.T., Gao, X., Tenuta, M. 2017. Globally important nitrous oxide emissions from croplands induced by freeze-thaw cycles. *Nature Geosciences* **10**, 279–283.

Wilkins, R.J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Phil. Trans Royal Society B* **363**, 517–525.

Wu, S., Lei, M., Lu, Q., Guo, L., Dong, R. 2016. Treatment of pig manure liquid digestate in horizontal flow constructed wetlands: Effect of aeration. *Engineering in Life Sciences* **16**, 263–271.

Xia, L., Lam, S.K., Wolf, B., Kiese, R., Chen, D., Butterbach-Bahl, K. 2018. Trade-offs between soil carbon sequestration and reactive nitrogen losses under straw return in global agroecosystems. *Global Change Biology* **12**, 5919–5932.

VII. Élaboration d'ensembles de mesures pour une gestion intégrée et durable de l'azote

A. Introduction

466. Les informations présentées dans le présent document d'orientation visent à améliorer la compréhension des connexions existant tout au long du cycle de l'azote (N), et proposent un ensemble d'options. La réflexion sur les principes énoncés (chap. III) permet une meilleure maîtrise des questions clés et peut à ce titre éclairer les approches nationales et régionales en la matière. Ensemble, les descriptions des mesures pour les différentes parties (chap. IV à VI) détaillent les avantages et les limites des actions.

467. Bien que la prise en compte du flux global de l'azote dans le système agroalimentaire soit le fil conducteur entre toutes ces parties, une analyse plus complète de ces connexions s'impose. Le présent chapitre se penche sur une sélection d'études de cas illustrant des « ensembles de mesures » susceptibles d'être mis en œuvre. Ils forment des groupes de dispositions cohérents et adaptés à la région, au système agricole et au contexte environnemental. Ils seront utiles aux gouvernements, aux organismes, aux entreprises et aux associations locales lorsqu'ils chercheront à concilier les mesures et les principes.

468. La prise en compte du flux d'azote dans le contexte du cycle de l'azote est au cœur de cette approche. Les apports d'azote sous forme d'engrais et d'aliments pour animaux sont en lien direct avec les utilisations (sorties) d'azote via les cultures et l'élevage et les pertes dans l'environnement. Cela signifie que les décisions prises par l'ensemble des acteurs ont des conséquences sur l'efficacité globale du système, les quantités d'azote gaspillées et les niveaux de pollution. Les mesures prises à un stade précoce de la chaîne de l'azote devront être suivies de dispositions complémentaires ultérieures pour tirer pleinement parti des économies réalisées en amont. À titre d'exemple, des mesures visant à réduire les émissions de NH_3 des bâtiments d'élevage devraient être accompagnées de mesures en matière de stockage du fumier et d'épandage, faute de quoi on risque de gaspiller les bénéfices tirés de la première étape.

469. Le passage en revue des différentes mesures énumérées aux chapitres IV à VI fait rapidement apparaître leur complémentarité : elles s'attaquent à différentes parties du système. Il est donc essentiel d'aborder ces « ensembles de mesures » dans le cadre d'une gestion intégrée et durable de l'azote, à la fois pour donner corps aux synergies entre les mesures et pour réduire au minimum les arbitrages.

470. Les exemples suivants illustrent l'intérêt des ensembles de mesures :

a) Les émissions d'ammoniac se produisent rapidement (c'est une question d'heures, de jours), de sorte que les mesures visant à réduire l'exposition à l'air des ressources riches en ammonium (principe 15) sont essentielles ;

b) Les mesures réduisant une perte importante d'azote (par exemple, NO_3^- , N_2 et NH_3) permettent de retenir davantage d'azote réactif dans le système agricole. Il est donc essentiel de réduire les apports supplémentaires de N_r (ou d'augmenter les utilisations ou le stockage de l'azote) pour tirer pleinement parti des mesures en améliorant l'efficacité de l'utilisation de l'azote et en diminuant les pertes (principe 6) ;

c) Les rejets de N_2O , NO et N_2 dans l'air et le lessivage du NO_3^- et d'autres composés azotés dans l'eau sont généralement provoqués par des quantités d'ammonium et de nitrate dans les sols dépassant les besoins des plantes. Pour réduire ces émissions, il convient donc de connaître la quantité d'azote absorbée par les plantes et le calendrier de cette absorption (principe 7) afin d'éviter les surplus d'azote dans le sol ;

d) Les processus contrôlant les pertes d'azote réactif oxydé (N_2O , NO , NO_3^-) sont différents de ceux régissant les émissions de NH_3 . C'est pourquoi les mesures de réduction des pertes de N_r ne sont pas forcément utiles pour les émissions d'ammoniac (et vice versa). Les mesures sont à examiner dans leur globalité ;

e) En fonction du bilan massique, toutes les mesures qui permettent une réduction appropriée des apports totaux d'azote réactif tout en préservant la productivité amélioreront l'efficacité de l'utilisation de l'azote à l'échelle du système et conduiront à une réduction de toutes les pertes d'azote (principe 7) ;

f) Des stratégies plus vastes d'utilisation des terres et de gestion des paysages complètent les stratégies de réduction en matière d'élevage et de culture. Elles offrent la possibilité d'accroître la résilience des paysages et d'atténuer les effets sur l'environnement grâce à une meilleure gestion de la répartition temporelle et spatiale (principes 11 et 15). Ces mesures sont de ce fait particulièrement pertinentes pour réduire les effets négatifs locaux (par exemple, les impacts sur la nature et l'eau).

471. D'autres questions de ce type sont détaillées au chapitre III. Les études de cas présentées ci-dessous montrent comment appliquer cette réflexion à la conception d'ensembles cohérents de mesures. L'accent est placé ici sur des exemples relevant de l'agriculture, même si cette philosophie est applicable à tous les secteurs sources.

B. Études de cas

Étude de cas n° 1 : ensemble de mesures pour un élevage laitier intensif

472. La production laitière intensive combine généralement des animaux en stabulation et d'autres en pâture pendant une partie de l'année. Les mesures devront donc prendre en compte les deux systèmes. Dans cette étude de cas, nous adopterons une approche large avec pour objectif de l'ensemble de mesures :

a) Une réduction des pertes totales d'azote pour optimiser la rétention de N_r dans le système agricole et une diminution des pertes par dénitrification en N_2 , assorties d'un avantage financier grâce à une limitation des achats d'engrais manufacturés ;

b) Une réduction, en toute priorité, des émissions de NH_3 , compte tenu de la proximité de certains habitats naturels protégés ;

c) Le respect des bonnes pratiques afin de réduire au minimum le lessivage des nitrates et d'éviter la pollution des cours d'eau par l'azote, conformément aux lignes directrices nationales ;

d) Une réduction des émissions de N_2O et de NO_x , pour autant que cela soit compatible avec d'autres mesures.

473. Le contexte de cette étude de cas est un pays rural soumis à de faibles émissions de NO_x par les véhicules, mais à des concentrations élevées d'ozone troposphérique, de sorte que toute réduction des NO_x dans le sol sera considérée comme un bienfait significatif. L'exploitation laitière jouit d'un climat doux et de la possibilité de rallonger, le cas échéant, la période de pâture. Les sols sont imperméables, avec une faible probabilité de lessivage de NO_3^- , mais un risque élevé de ruissellement de surface vers des cours d'eau vulnérables. Les bâtiments agricoles sont dotés d'une aération naturelle, le bétail étant installé sur des caillebotis au-dessus d'une fosse à lisier. Il n'est pas possible de modifier grandement la conception des bâtiments, même si des adaptations ciblées sont envisageables. L'exploitation repose avant tout sur la production d'herbe et dispose d'une surface arable insignifiante. Pour l'heure, les effluents d'élevage sont épandus en surface sur les pâtures à l'aide d'un épandeur à vide traditionnel (avec plaque de projection).

474. Les questions suivantes, en rapport avec les flux d'azote des prairies, méritent d'être examinées :

a) L'ammoniac ayant des impacts significatifs, un allongement de la saison de pâture (mesure n° 18 relative à l'épandage) offre une occasion évidente de réduire les émissions de NH_3 . Toutefois, des mesures spéciales seraient nécessaires pour éviter d'aggraver le ruissellement latéral de l'azote vers les cours d'eau voisins. Ce problème pourrait être géré en exploitant certaines caractéristiques du paysage, telles que des zones tampons boisées (mesure n° 10 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages) ;

b) Si l'imperméabilité du sol fait que le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines n'est pas une priorité dans cette étude de cas, ce type de sol est cependant vulnérable à une dénitrification accrue, au gaspillage des ressources d'azote réactif sous forme de N_2 et à la hausse des émissions de N_2O ;

c) En cas de précipitations hivernales importantes, le mauvais drainage des sols imperméables risque de provoquer le « piétinement » des prairies par le bétail, l'herbe étant foulée au pied et le terrain devenant boueux. Ces dommages dus au piétinement réduisent l'absorption des nutriments par les plantes et peuvent augmenter le N_2O et le N_2 . Cette situation risque de freiner l'exploitant dans sa décision d'allonger la saison de pâturage.

475. Compte tenu de ces observations, voici un ensemble de mesures qui pourrait être envisagé pour réduire les émissions provenant des animaux au pâturage :

a) Allonger la saison de pâturage (mesure n° 18 relative à l'épandage), par exemple, d'une à deux semaines avant et après la période habituelle, tout en ayant conscience des conséquences de cette décision sur la préservation du sol et l'état du tapis végétal. Cette mesure peut contribuer à réduire les émissions totales de NH_3 de l'exploitation ;

b) Assurer un développement sain des animaux et éviter le « piétinement » des pâturages grâce à une gestion active du troupeau et un pacage par rotation. Cette mesure permet de réduire le risque de non-absorption de l'azote excédentaire par les plantes, ce qui facilite la réduction des pertes de N_2O et de N_2 . Elle contribuera également à diminuer le cas échéant le lessivage des nitrates ;

c) Mettre en place des clôtures appropriées pour empêcher le pâturage à proximité des cours d'eau (mesure n° 19 relative à l'épandage), et envisager une végétation en croissance dans les zones tampons à proximité des cours d'eau (mesure n° 11 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages). Cette mesure peut permettre de réduire le ruissellement de l'azote réactif dans les cours d'eau ;

d) Coopérer avec un partenaire de recherche local pour tester l'ajout d'inhibiteurs de nitrification sur des zones de concentration des pissats (mesure n° 20 relative à l'épandage) (par exemple, en recourant à des drones ou dans le cadre de la gestion de la rotation des pâturages).

476. S'agissant des émissions en lien avec les bâtiments d'élevage et la gestion du fumier, les points suivants méritent d'être pris en compte :

a) Le régime alimentaire de chaque groupe d'animaux pendant la période de confinement hivernal dans les bâtiments doit être analysé afin de déterminer les possibilités d'optimisation de la ration mixte totale par rapport aux besoins en protéines, car la réduction de l'excédent d'apport protéinique permet de limiter les excréments azotés (mesure n° 1 relative à l'alimentation) ;

b) Le système de caillebotis existant n'est pas adapté à la séparation immédiate de l'urine et des fèces (mesure n° 1 relative aux bâtiments d'élevage). Avec l'approche financière réaliste adoptée dans cette étude de cas, il n'est pas possible de procéder à un réaménagement substantiel du bâtiment ;

c) Des mesures complémentaires sont envisageables en cas d'obtention d'un financement ciblé, à condition qu'elles n'impliquent pas un réaménagement complet du bâtiment d'élevage ;

d) Les effluents liquides (le lisier) sont actuellement stockés dans une citerne ouverte, ce qui provoque d'importantes émissions de NH_3 .

477. Compte tenu de ces éléments, un ensemble de mesures envisageables pour réduire les émissions d'azote provenant des bâtiments d'élevage et de la gestion des effluents pourrait consister à :

a) Affiner la teneur en protéines du régime alimentaire des bovins en stabulation pour répondre, par exemple, à une exigence moyenne de 15-16 % de protéines brutes pour les vaches laitières. Si les vaches sont regroupées par période de vêlage ou par groupes d'âge, envisager une alimentation modulée en fonction de l'âge des animaux pour une

action plus précise, tout en veillant à la satisfaction des besoins énergétiques. Tester régulièrement la composition du fourrage (par exemple, l'ensilage stocké à la ferme) au fur et à mesure de son utilisation, afin d'atteindre l'objectif d'apport en protéines brutes (mesure n° 1 relative à l'alimentation) ;

b) Étudier les possibilités de subventions allouées aux bâtiments d'élevage et aux solutions de stockage et d'épandage des effluents à faible taux d'émission, en tenant compte notamment de la proximité de l'exploitation d'habitats naturels protégés et sensibles à l'ammoniac ;

c) Installer un système automatique de nettoyage des sols des bâtiments d'élevage (deux fois par jour) (mesure n° 3 relative aux bâtiments d'élevage) ;

d) Installer un système d'acidification dans la fosse à lisier (mesure n° 8 relative aux bâtiments d'élevage). Ce système permettra une réduction des émissions de NH₃ du bâtiment proprement dit, mais aussi des émissions provenant du stockage et de l'épandage des effluents ;

e) Moderniser l'épandeur à vide pour y inclure un système de tuyaux ou de sabots traînés (mesure n° 6 relative à l'épandage). Cette mesure permettra, en plus de l'acidification du lisier, de réduire encore plus les émissions de NH₃ et de garantir un épandage précis et uniforme du fumier (et donc une meilleure fertilisation des cultures), tout en réduisant au minimum l'épandage à proximité des habitats vulnérables (mesure n° 16 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages). La consultation des agences de protection de la nature et l'utilisation de modèles en ligne (par exemple, www.scail.ceh.ac.uk) peuvent s'avérer nécessaires pour déterminer les distances minimales à respecter entre l'épandage du lisier et les zones naturelles sensibles.

478. L'ensemble des mesures concernant l'épandage et les bâtiments d'élevage devrait être évalué à l'aune des objectifs locaux d'économie d'azote, de réduction des émissions des différentes formes de N_r et de protection des écosystèmes. Un plan de gestion intégrée des nutriments (mesure n° 1 relative à l'épandage), étayé par des analyses des éléments nutritifs du sol et combiné aux mesures à faible taux d'émission identifiées, permettra de réduire les apports d'engrais extérieurs, de réaliser des économies et de tirer parti des baisses d'émissions (principe 6). Le suivi du bilan azote au niveau de l'exploitation est un indicateur utile pour déterminer le rythme auquel il convient de diminuer les intrants d'azote achetés dans le cadre de l'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'azote au niveau de l'exploitation et de la réduction de l'excédent d'azote. Avec un surcroît d'ambition, d'autres mesures peuvent s'y ajouter, par exemple, la mise en place d'un système de couverture de la fosse à lisier, l'installation de sols pleins pour le logement des animaux et leurs aires de circulation).

Étude de cas n° 2 : ensemble de mesures pour une ferme laitière biologique

479. Il est intéressant d'analyser en quoi l'étude de cas précédente pourrait différer dans le contexte d'une ferme laitière biologique située au même endroit. Les considérations générales suivantes sont à noter :

a) Les objectifs environnementaux pour la gestion durable de l'azote sont supposés être les mêmes que dans l'étude de cas précédente. Les différences tiennent essentiellement aux engrais minéraux industriels, qui ne sont pas utilisés dans cette exploitation « bio », pas plus que les acides forts (par exemple, l'acide sulfurique) destinés à acidifier le lisier ;

b) Dans cette ferme biologique, les apports en azote sont fournis par un tapis herbeux riche en trèfle, qui génère une ration suffisamment protéinée pour l'alimentation du bétail pendant la période de stabulation hivernale. Les estimations préliminaires pour cette étude de cas montrent une exploitation relativement intensive, avec une production laitière importante, malgré des apports d'azote inférieurs de 30 % à ceux de la ferme de l'étude de cas n° 1, avec un excédent global d'azote réduit de moitié. Ces estimations méritent cependant d'être vérifiées ;

c) S'agissant d'une ferme d'élevage, la production d'effluents liquides (lisier) et les émissions de NH_3 provenant des bâtiments d'élevage resteront importantes, notamment en raison du stockage du fumier à l'air libre et de l'épandage du lisier à la volée sur les prairies environnantes. Les émissions d'ammoniac provenant de cette ferme « bio » et de l'épandage constituent un risque important pour les habitats naturels protégés adjacents ;

d) Bien qu'aucun engrais minéral ne soit utilisé, les activités contribuent toujours de manière significative aux émissions de N_2O , de NO et de N_2 , en particulier après l'épandage du lisier sur les parcelles. Le ruissellement de nitrates et d'autres éléments azotés est également préoccupant ;

e) Dans ce système « bio », l'exploitation n'achète pas d'azote à l'extérieur, ce qui incite fortement l'agriculteur à réduire les pertes d'azote et à tirer le meilleur parti possible des ressources limitées en azote dont il dispose.

480. Toutes les mesures décrites dans l'étude de cas 1 sont envisageables, à l'exception des suivantes :

a) L'acidification du lisier (mesure n° 8 relative aux bâtiments d'élevage) ;

b) L'ajout d'inhibiteurs (chimiques) de nitrification pendant le pâturage (mesure n° 20 relative à l'épandage).

481. Compte tenu de l'inapplicabilité de ces options dans ce contexte « bio », l'ensemble de mesures suivant pourrait être envisagé :

a) Allonger la saison de pâturage (mesure n° 18 relative à l'épandage) – comme dans l'étude de cas 1 ;

b) Instaurer une rotation des parcelles de pacage, de manière à éviter le piétinement par les animaux – comme dans l'étude de cas 1 ;

c) Éviter le pâturage dans les zones sensibles proches des cours d'eau (mesure n° 19 relative à l'épandage) et déterminer des zones tampons (mesure n° 10 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages) – comme dans l'étude de cas 1 ;

d) Coopérer avec un partenaire de recherche local afin de tester l'ajout d'inhibiteurs de nitrification sur des zones de concentration des pissats (mesure n° 20 relative à l'épandage) – comme dans l'étude de cas 1, mais il s'agira ici d'inhibiteurs de nitrification organiques, par exemple, l'huile de neem ;

e) Tenter d'affiner le régime alimentaire en fonction des besoins en protéines, avec une teneur cible en protéines brutes, et envisager une alimentation modulée (mesure n° 1 relative à l'alimentation) – comme dans l'étude de cas 1 ;

f) Étudier la possibilité que des subventions soient allouées aux bâtiments d'élevage et aux solutions de stockage et d'épandage des effluents peu polluants, en tenant compte notamment de la proximité de l'exploitation à des habitats naturels protégés et sensibles à l'ammoniac – comme dans l'étude de cas 1. Les offres de subventions seront probablement plus nombreuses si l'exploitation s'est engagée à pratiquer l'agriculture biologique, comme celle qui fait l'objet de l'étude de cas 2 ;

g) Installer un système automatique de nettoyage des sols des bâtiments d'élevage (mesure n° 3 relative aux bâtiments d'élevage) – comme dans l'étude de cas 1 ;

h) Entreprendre des travaux de recherche en partenariat pour tester un système d'épurateur d'air biologique permettant de capter et de récupérer le NH_3 de la fosse à lisier comme ressource d'azote organique (cf. mesures n° 7 et 15 relatives aux bâtiments d'élevage) et de réduire les émissions des bâtiments d'élevage et du stockage des effluents ;

i) Rechercher des solutions peu coûteuses pour couvrir le lisier stocké à l'extérieur des bâtiments d'élevage. Examiner la possibilité de formation naturelle d'une croûte (mesure n° 2 relative aux effluents d'élevage) ou de couverture de la citerne de stockage des effluents à l'aide d'un couvercle plein (mesure n° 1 relative aux effluents d'élevage) ;

j) Moderniser l'épandeur à vide pour y intégrer un système de sabots traînés (mesure n° 6 relative à l'épandage) – comme dans l'étude de cas 1 – mieux adapté aux prairies et permettant des réductions d'émissions plus importantes qu'avec des tuyaux traînés. Cette option est particulièrement importante car aucun agent acidifiant n'est utilisé dans l'exploitation « bio » de cette étude de cas ;

k) Réduire au minimum l'épandage du lisier à proximité des habitats vulnérables (mesure n° 16 relative à l'utilisation des terres et à la gestion des paysages) – comme dans l'étude de cas 1.

482. À l'instar de la première étude de cas, l'ensemble des mesures devrait être évalué à l'aune des objectifs locaux d'économie d'azote, de réduction des émissions des différentes formes d'azote réactif et de protection des écosystèmes. Un plan de gestion intégrée des nutriments (mesure n° 1 relative à l'épandage), étayé par l'analyse des éléments nutritifs du sol, sera particulièrement important pour optimiser l'utilisation efficace des ressources limitées d'azote disponibles et pour tirer parti des économies réalisées grâce à la réduction des émissions (principe 6). Avec plus d'ambition, des mesures supplémentaires peuvent s'y ajouter, par exemple l'injection du lisier (mesure n° 7 relative à l'épandage) ou la dilution du lisier (mesure n° 8 relative à l'épandage) et l'enrichissement en azote augmenté par l'énergie éolienne/solaire.

Étude de cas 3 : ensemble de mesures pour la production de tomates de transformation en région méditerranéenne

483. La production de tomates de transformation (*Lycopersicon esculentum* L) est l'une des principales cultures pratiquées en région méditerranéenne (4 pays méditerranéens figurent parmi les 10 premiers producteurs mondiaux). Il s'agit d'une culture pérenne, exploitée annuellement par repiquage des semis au début du printemps et en croissance jusqu'à la fin de l'été. Le système racinaire superficiel et largement étalé de la plante nécessite une irrigation et une fertilisation importantes, notamment par de l'azote. L'ensemble des mesures décrit dans la présente étude de cas repose sur une approche générale poursuivant les objectifs suivants :

a) Réduction des pertes totales d'azote pour maximiser la rétention de l'azote réactif dans le système de culture, axée en particulier sur les pertes par lessivage de NO_3^- , les sols étant situés dans les zones vulnérables des bassins versants ;

b) Réduction des pertes d'azote par ruissellement de surface vers les cours d'eau vulnérables, l'irrigation se faisant principalement par des systèmes de goutte à goutte en surface ;

c) Réduction des émissions de N_2O et de NO_x par le sol, potentiellement importantes en raison de la présence d'eau et de températures élevées. Ces pertes sont également en lien avec le travail intensif de la terre nécessaire pour préparer le sol au repiquage des plants ;

d) Prévention d'une éventuelle hausse des émissions de NH_3 (si les marchés futurs favorisent de plus en plus les engrais à base d'urée) et, le cas échéant, réduction de ces émissions ;

e) Réduction du volume total et des coûts des engrais achetés.

484. Dans cette étude de cas, les tomates sont produites dans des zones rurales où la circulation se limite quasiment aux véhicules agricoles. Les rejets de NO_x par des véhicules sont faibles. La réduction des émissions de NO_x dans le sol sera donc considérée comme un avantage significatif pour la qualité de l'air. Les effluents d'élevage ne sont habituellement pas utilisés dans ce système de production, axé sur des apports d'azote et autres nutriments via des engrais minéraux industriels. À ce jour, les engrais utilisés dans le contexte de l'étude de cas sont principalement à base de nitrate d'ammonium, complétés par d'autres éléments nutritifs. Les engrais composites non uréiques sont les engrais de fond les plus courants. Cette première étape est suivie de l'apport par fertigation de divers composés solubles, notamment des solutions d'urée. Les questions suivantes sont à prendre en compte en ce qui concerne les flux d'azote associés à la production de tomates de transformation :

a) Le principal risque de pertes d'azote est le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines, en raison de l'irrigation importante exigée par cette culture sous le climat méditerranéen. La pratique actuelle consistant principalement en une irrigation de surface, le potentiel de pertes par ruissellement n'est pas non plus à négliger. Un système d'irrigation approprié et une gestion adéquate de l'eau sont indispensables pour éviter une aggravation du lessivage de l'azote ou du ruissellement de surface ;

b) Les types de sol concernés sont propices au lessivage des nitrates vers les eaux souterraines. Les exploitations prises en compte dans cette étude de cas sont situées dans des zones vulnérables, ce qui fait de la prévention de ces pertes une priorité ;

c) La tomate de transformation est très exigeante en matière de fertilisation azotée, ce qui amène les agriculteurs à procéder souvent à des apports d'engrais azoté excessifs et supérieurs aux besoins de la culture. Parallèlement à la fertilisation de fond par azote et autres éléments nutritifs, les champs de tomates sont aussi « fertigés » (par exemple, par ajout d'engrais à l'eau d'irrigation, mesure n° 16 relative à l'épandage). Les quantités d'azote apportées par fertigation varient généralement en fonction du cycle de croissance des végétaux, mais les dosages inadaptés aux performances réelles des cultures augmentent le risque de pertes d'azote. Les producteurs utilisent généralement plus d'azote que nécessaire dans le cadre de leur gestion des risques (par exemple, en cas de conditions météorologiques défavorables ou de pertes d'azote) ;

d) La préparation de la terre avant le repiquage des semis de tomates est une étape importante, qui nécessite un travail en profondeur du sol et plusieurs passages de machines. Ces opérations augmentent les émissions d'azote sous forme de N_2O et de NO_x du sol, ainsi que la consommation de carburant des machines agricoles. La minéralisation accrue de la matière organique du sol induite par le travail du sol accentue les émissions de NH_3 en des quantités variables mais encore mal connues. Des pertes significatives d'azote par dénitrification en N_2 sont probables mais sont elles aussi encore mal quantifiées.

485. À partir de ces considérations, un ensemble de mesures pratiques de réduction des émissions liées à la production de tomates de transformation pourrait consister à :

a) Installer des systèmes d'irrigation plus précis et compatibles avec la gestion des cultures. Ces systèmes contribuent à réduire les pertes totales d'azote dans les parcelles, y compris le lessivage et le ruissellement de surface (principe 16) ;

b) Adopter des systèmes mieux contrôlés de gestion de l'eau (principe 20). Cela permet d'optimiser la croissance et la production des tomates tout en améliorant l'absorption de l'azote par les plantes, et donc de réduire les pertes totales d'azote (notamment par lessivage) ;

c) Reconnaître les différences de besoins en eau des plants de tomates au cours du cycle de croissance, en fonction de leurs conditions réelles de développement. Cela suppose de pouvoir faire varier le débit d'irrigation et de procéder à l'ajout d'azote par fertigation pour répondre aux besoins des cultures, sur la base de calculs mis à jour régulièrement. Cette mesure peut également conduire à des économies d'eau, d'azote et d'autres apports de nutriments. Elle peut être étayée par des estimations informatiques, mises à jour en temps réel à partir de données météorologiques et du suivi des indicateurs de croissance des cultures ;

d) Veiller à ce que le sol soit couvert d'un film imperméable afin de réduire les pertes d'eau par évapotranspiration. Cette mesure permet de réduire le débit d'irrigation nécessaire et donc les pertes d'azote réactif vers les eaux de surface et les nappes phréatiques. Les films noirs ont également pour effet de réduire au minimum l'apparition de mauvaises herbes et d'éviter ainsi l'emploi de pesticides. Il convient cependant de réfléchir à la réutilisation et au recyclage du film plastique ;

e) Ajuster plus précisément les quantités d'azote apportées au moment de la fertilisation de fond et lors de la fertigation, en évitant l'apport excessif d'éléments nutritifs (dont l'azote), en se fondant sur des analyses des éléments nutritifs du sol et des indicateurs de performance des cultures (par exemple, la détection de la couleur des feuilles). Cela permet de réduire considérablement le lessivage des nitrates et d'autres émissions d'azote, en fonction de la surdose d'engrais appliquée dans la pratique actuelle (principe 5 ; mesures

n^{os} 2, 3, 4 et 16 relatives à l'épandage). Le recours à des outils électroniques capables de calculer les économies réalisables en adaptant au mieux les apports d'azote aux besoins peut inciter à un changement de comportement ;

f) Les émissions d'azote provenant de la consommation de carburant des machines agricoles et du sol proprement dit peuvent être limitées en travaillant moins le sol lors de la préparation de la plantation des tomates. Il existe par ailleurs des solutions alternatives, notamment la plantation des semis dans un sol non labouré mais paillé pour limiter le développement des mauvaises herbes, l'utilisation de bâches en plastique, etc. ;

g) Mener une campagne de sensibilisation à l'intention des agriculteurs de la région concernée par l'étude de cas, afin de mettre en évidence les risques d'émissions de NH₃ liés à l'utilisation continue de l'urée. Cette campagne devrait attirer l'attention des agriculteurs sur les pertes probables d'azote par les émissions d'engrais à base d'urée, sur la valeur économique de ces pertes et sur les conséquences environnementales. Cette sensibilisation peut ensuite servir à encourager l'adoption de mesures complémentaires (par exemple, l'ajout d'inhibiteurs d'uréase, mesure n° 13 relative à l'épandage).

486. Cette liste de mesures de terrain est à évaluer à l'aune des conditions locales et des objectifs locaux en matière d'économie d'azote, de réduction des émissions de différentes formes d'azote réactif, de santé humaine et de protection des écosystèmes. Le recours à un plan de gestion des nutriments étayé par des analyses du sol permet d'optimiser l'utilisation des engrais, de réaliser des économies sur le plan financier et de réduire la pollution (mesure n° 1 relative à l'épandage). D'autres mesures sont envisageables si des objectifs plus ambitieux sont convenus (par exemple, des actions liées à la préparation des sols avant le repiquage des semis).

C. Éléments à prendre en considération pour l'élaboration d'ensembles de mesures

487. Il appartient aux lecteurs de ce guide d'élaborer leurs propres études de cas, en s'inspirant des principes et mesures présentés ici. Voici un résumé des principaux points à prendre en compte lors de l'élaboration d'ensembles de mesures pour une gestion intégrée durable de l'azote :

a) **Déterminer les menaces prioritaires liées à l'azote** qui sont à gérer dans la zone ou le pays concerné (par exemple, la pollution de l'air, la pollution de l'eau, les changements climatiques, la biodiversité) et les risques locaux spécifiques (par exemple, les zones naturelles classées sensibles ou des plans d'eau) ;

b) **Déterminer si d'autres questions prioritaires** concernant les flux d'éléments (par exemple, le carbone, le phosphore, le soufre) et d'autres menaces (par exemple, la rareté de l'eau) sont à prendre en compte en parallèle ;

c) **Déterminer le niveau d'ambition adapté à la situation** s'agissant, par exemple, des engagements locaux ou internationaux de réduction des émissions et d'atténuation des effets ;

d) **Déterminer les principes les plus applicables à la situation** (chap. III) en fonction des sources d'émission, du contexte local et régional et des formes d'azote à traiter en priorité ;

e) **Recenser les mesures pertinentes** nécessaires pour traiter les différentes formes d'azote en fonction du contexte et des problèmes particuliers rencontrés (en s'appuyant sur les chapitres IV à VI).

488. Sur la base de ces actions, un projet d'ensemble de mesures peut être proposé. Il devra être soumis à examen afin de déterminer quel pourrait en être l'impact sur la réduction des émissions dans l'air et sur les pertes dans l'eau de l'azote sous ses différentes formes. Les questions suivantes sont à poser pour tout ensemble de mesures proposé :

a) Traite-t-il de **l'azote sous ses principales formes**, comme le prévoient les objectifs et les priorités convenus ?

b) Les mesures sont-elles **complémentaires pour parvenir aux objectifs généraux** s'agissant, par exemple, du contrôle des diverses formes d'azote, et sont-elles cohérentes avec les principes d'un flux global d'azote ?

c) Quel pourrait être le **résultat global de cet ensemble de mesures**, en termes de réduction des émissions dans l'air et des pertes dans l'eau ? Les mesures sont-elles suffisamment ambitieuses pour répondre aux objectifs convenus ?

d) Quelle **quantité totale d'azote** pourrait être économisée grâce à ces mesures, qui autrement aurait été gaspillée en pollution atmosphérique et aquatique et dénitrification en N₂ ?

e) **Quelle serait l'ampleur de la réduction du gaspillage d'azote dans l'environnement** par rapport à une situation où la pratique actuelle resterait inchangée ? Comment se situe-t-elle par rapport à l'ambition de la Déclaration de Colombo : « réduire de moitié les déchets azotés d'ici à 2030 » (en considérant l'ensemble des circuits possibles de pertes de N_r et d'émissions de N₂) ?³⁵ ;

f) Quels sont les **coûts initiaux de mise en œuvre et les coûts de fonctionnement** de l'ensemble de mesures, et est-il possible de les réduire ?

g) Quels sont les **avantages initiaux et durables** apportés par cet ensemble de mesures, notamment la valeur monétaire de l'azote économisée en s'orientant vers une économie circulaire pour l'azote ?

h) Quels sont plus largement les **avantages pour la société** de l'ensemble de mesures, et notamment quelle est la valorisation des multiples bienfaits pour l'environnement, l'économie, la santé et le bien-être dans un contexte plus large de durabilité ?

i) Quel est le **lien avec les objectifs de développement durable** ? Combien d'objectifs de développement durable l'ensemble des mesures contribue-t-il à atteindre et de quelle manière ?

489. Comme l'illustre le chapitre VI, l'examen multiacteur des ensembles de mesures proposés permet d'affiner l'approche, de dégager un consensus sur la voie à suivre, notamment sur la nécessité de mettre en évidence les opportunités (par exemple, les économies de coûts, l'amélioration de l'environnement, la durabilité des ressources) et d'analyser les obstacles potentiels (par exemple, les coûts de mise en œuvre, la nécessité d'harmonisation, les outils réglementaires et les possibilités d'investissements pour catalyser l'action).

490. La liste ci-dessus n'est nullement exhaustive. Elle vise à aider les pays en illustrant comment les différents principes et mesures décrits dans le présent document d'orientation peuvent s'articuler entre eux. L'étape suivante consiste pour les pays, les régions et les collectivités locales à engager une réflexion sur leur propre ensemble de mesures.

491. Il est prévu de recueillir des informations en retour par l'intermédiaire d'activités menées dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance et en partenariat avec d'autres processus internationaux, notamment le Mécanisme interconventions de coordination de l'azote. Ces retours d'informations seront essentiels à mesure que des orientations seront élaborées pour d'autres régions des Nations Unies dans le cadre du système international de gestion de l'azote. Ils joueront par ailleurs un rôle prépondérant dans l'évaluation des progrès accomplis dans la réalisation des objectifs de développement durable.

³⁵ Voir <https://papersmart.unon.org/resolution/sustainable-nitrogen-management>.

D. Complément d'information

Les sources d'information suivantes peuvent fournir des indications supplémentaires :

Ammonia : Options for Ammonia Abatement : Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. Accessible sur le site www.clrtap-tfrn.org/content/options-ammonia-abatement-guidance-unece-task-force-reactive-nitrogen.

Ammonia : United Nations Economic Commission for Europe Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. Accessible sur le site www.unece.org/index.php?id=41358.

Nitrates and nutrient cycles : Recommendations for establishing Action Programmes under Directive (2012) 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Accessible sur le site <https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/studies.html>.

Global overview of nutrient management : Our Nutrient World : The challenge to produce more food and energy with less pollution (voir en particulier le chapitre 6 : Practical options to reduce adverse effects by improving nutrient use). Accessible sur le site <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/10747?show=full>.

Region-specific leaflets on best practices : “Resource efficiency in Practice – Closing Mineral Cycles”. Exemples de : Bretagne (France) [EN, FR], Jutland central [EN, DK], Lombardie (Italie) [EN, IT], Murcie (Espagne) [EN, ES], Brabant-Septentrional (Pays-Bas) [EN, NL], Irlande du Sud et de l'Est [EN], Weser-Ems (Allemagne) [EN, DE], voïvodie de Grande-Pologne (Pologne) [EN, PL]. Accessible sur le site http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/index_en.html y compris le rapport du projet : https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/pdf/Closing_mineral_cycles_final%20report.pdf (voir p. 87 et au-delà).

Baltic Sea Action Plan : Helsinki Commission for Baltic Marine Environment Protection, HELCOM, Accessible sur le site <http://helcom.fi/baltic-sea-action-plan>. Voir p. 86 à 96 pour les mesures en matière agricole.

European Union River Basin Management Plans : including recommendations, Accessible sur le site https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/impl_reports.htm.

Climate change : Mainstreaming climate change into rural development policy post 2013 : Final report European Commission 2014. Accessible sur le site http://ecologic.eu/sites/files/publication/2015/mainstreaming_climatechange_rdps_post2013_final.pdf (voir la liste de mesures figurant dans le tableau 3).

Nitrogen use efficiency : European Union Nitrogen Expert Panel (2015). Nitrogen Use Efficiency (NUE) - an Indicator for the Utilization of Nitrogen in Agriculture and Food Systems. Wageningen University, Netherlands. Accessible sur le site www.eunep.com/reports/.

Nitrogen use efficiency : European Union Nitrogen Expert Panel (2016). Nitrogen Use Efficiency (NUE) - Guidance Document for Assessing NUE at Farm Level. Accessible sur le site www.eunep.com/reports/.

Recommandations nationales relatives aux engrais (par exemple, UK RB209, accessible sur le site <https://ahdb.org.uk/nutrient-management-guide-rb209>).

Codes nationaux de bonnes pratiques agricoles : y compris les codes nationaux de bonnes pratiques agricoles relatives à l'ammoniac, comme requis pour les signataires du Protocole de Göteborg.

E. Glossaire des principaux termes³⁶

À sabots traînés (*Trailing shoe*) – Type d'épandeur en bande équipé d'un ensemble de « sabots » traînés à la surface du sol. Les sabots écartent le feuillage des cultures et déposent le lisier en bandes à la surface du sol, d'où une réduction des émissions d'ammoniac et des odeurs.

À tuyaux traînés (*Trailing hose*) – Type d'épandeur en bandes équipé d'une série de tuyaux permettant d'épandre le lisier au ras du sol et, par conséquent, de réduire les émissions d'ammoniac et les odeurs.

Agroforesterie (*Agroforestry*) – Système agricole associant des arbres et arbustes avec des cultures ou de l'élevage.

Analyse coût-avantage en termes financiers et de bien-être (*Welfare-economic cost*) – Étude de l'impact sur le bien-être social de l'allocation des ressources, au moyen d'une analyse coût-bénéfice et une analyse sociale.

Assolement (*Rotational land*) – Pratique agricole fondée sur la succession de cultures différentes sur une même parcelle au fil du temps

Atténuation de la pollution liée à l'azote (*Mitigation of nitrogen*) – Réduction des effets néfastes des divers composés azotés, tels que le NH₃ et les NO_x (polluants atmosphériques), le NO₃- (polluant aquatique) ou le N₂O (gaz à effet de serre).

Azote réactif (*Reactive nitrogen*) – Dénomination regroupant toutes les formes chimiques d'azote autres que le diazote (N₂).

Bilan azote (*Nitrogen budget*) – Bilan des entrées (apport) et sorties (production) d'azote pour un système défini dans le temps et l'espace.

Biochar (ou charbon à usage agricole) (*Biochar*) – Sous-produit, apparenté au charbon de bois, de la pyrolyse (décomposition thermique anaérobie) de matières organiques.

Boisement (*Afforestation*) – Implantation d'une forêt ou d'un massif d'arbres dans une zone qui ne comportait pas de couverture arborée auparavant.

Cascade de l'azote (*Nitrogen cascade*) – Transfert séquentiel de l'azote réactif à travers les systèmes environnementaux. Le passage de l'azote d'un compartiment à l'autre ou son stockage dans un compartiment entraîne de multiples changements environnementaux.

CEE (*ECE*) – Commission économique pour l'Europe, une des cinq commissions régionales relevant du Conseil économique et social des Nations Unies. Elle couvre l'Europe, l'Europe orientale, le Caucase, l'Asie centrale et l'Amérique du Nord.

Compost (*Compost*) – Matière résultant du processus de compostage, une méthode aérobie de décomposition des déchets solides organiques.

Culture associée (*Companion crop*) – Plantes cultivées en association et à proximité d'autres végétaux pour des raisons diverses, par exemple la lutte contre des parasites.

Culture de couverture (*Catch crop*) – Couvert végétal vivant qui couvre le sol entre les semis successifs d'une culture principale et qui contribue à réduire les pertes d'azote pendant la jachère.

Cultures fixatrices d'azote (*Nitrogen-fixing crops*) – Cultures dont le système racinaire est colonisé par des bactéries capables de convertir le diazote (N₂) en azote assimilable par la plante (par exemple, les légumineuses).

Culture mixte (*Intercropping*) – Méthode agricole consistant à associer simultanément et sur la même parcelle plusieurs cultures.

³⁶ Ce glossaire s'inspire en partie du glossaire de termes relatifs à l'élevage et à la gestion des effluents d'élevage de RAMIRAN. *Recycling Agricultural, Municipal and Industrial in Agriculture Network* (éd. B. Pain et H. Menzi), 2011.

Cultures pérennes (*Perennial crops*) – Plantes dont la durée de vie est supérieure à deux ans.

Dénitrification (*Denitrification*) – Réduction du nitrate (NO₃⁻) en diazote (N₂). Selon les conditions, peut entraîner la formation d'oxyde de diazote (N₂O), produit intermédiaire.

Dépassement (*Exceedance*) – Quantité de pollution au-delà d'un « seuil critique » ou d'une « charge critique ». Peut être exprimée de différentes manières, par exemple sous la forme de zones de dépassement cumulé.

Digestion anaérobie (*Anaerobic digestion*) – Ensemble de processus biologiques au cours duquel des micro-organismes décomposent les matières organiques en absence d'oxygène.

Économie circulaire (*Circular economy*) – Système économique visant à réutiliser et à recycler les ressources (d'où la « circularité »).

Effluents d'élevage (*Manure*) – Matières organiques utilisées comme engrais dans l'agriculture. Les effluents d'élevage sont composés de matières fécales et peuvent contenir de la litière et de l'urine (on parle alors de « fumier de ferme »).

Élevage sous abri (*Housed livestock*) – Système d'élevage caractérisé par le maintien des animaux dans divers types de bâtiments.

Engrais d'origine biologique (*Biobased fertilizer*) – Substances naturelles riches en nutriments, telles que les effluents d'élevage, l'urine, le guano, le compost.

Engrais minéraux (*Inorganic fertilizers*) – Engrais minéraux et organo-minéraux industriels, souvent appelés engrais « synthétiques ». Ils englobent tous les types d'engrais minéraux azotés, notamment le nitrate d'ammonium et le sulfate d'ammonium, ainsi que l'urée (et les engrais à base d'urée).

Engrais vert (*Green manure*) – On appelle « engrais vert » une plante cultivée dans le but d'être incorporée dans le sol.

Eutrophisation (*Eutrophication*) – Phénomène d'enrichissement des écosystèmes (terrestres et aquatiques) en nutriments, notamment en composés azotés ou phosphorés.

Évaluation *ex ante* (*Ex ante assessment*) – Évaluation de la réussite potentielle d'une action avant qu'elle n'intervienne.

Évaluation *ex post* (*Ex post assessment*) – Évaluation d'une action après sa réalisation.

Fèces (*Faeces*) – Déjections, fraction solide des excréments animales.

Fertigation (*Fertigation*) – Technique agricole consistant à ajouter des éléments fertilisants hydrosolubles dans l'eau des systèmes d'irrigation.

Filtre biologique (*Biofilters*) – Lit de filtration dans lequel l'air ou le liquide à traiter est soumis à l'action de micro-organismes favorisant sa décomposition.

Fixation biologique de l'azote (*Biological nitrogen fixation*) – Processus au cours duquel des bactéries spécialisées convertissent le diazote (N₂) de l'atmosphère en ammoniac (NH₃) et d'autres formes d'azote réactif.

Forêts (*Woodlands*) – Habitat où les arbres sont la forme végétale dominante.

Gestion du drainage (*Drainage management*) – Pratique permettant aux agriculteurs une meilleure maîtrise du drainage grâce à l'utilisation d'un dispositif de régulation permettant d'évacuer l'eau à différentes profondeurs.

Gestion des effluents d'élevage (*Manure management*) – Collecte, stockage, traitement et utilisation des effluents d'élevage d'une manière écologiquement durable.

Hydrolyse (*Hydrolysis*) – Décomposition chimique d'une substance sous l'action de l'eau, avec apparition de nouvelles substances.

Immobilisation (*Immobilization*) – Phénomène de conversion des éléments nutritifs du sol, qui les fixe et les rend indisponibles pour les plantes. Le processus inverse est la minéralisation, dans laquelle la décomposition libère des nutriments, qui sont ensuite disponibles pour les plantes.

Inhibiteur d'uréase (*Urease inhibitor*) – Composé utilisé pour ralentir l'hydrolyse de l'urée en réduisant l'activité enzymatique.

Inhibiteurs de nitrification (*Nitrification inhibitors*) – Substances chimiques de synthèse ou naturelles utilisées pour ralentir le processus de nitrification.

Injection à faible profondeur (*Shallow injection*) – Épandage de lisier par application dans des sillons verticaux peu profonds, généralement de l'ordre de 50 mm, creusés dans le sol par une dent ou un disque.

Injection profonde (*Deep-injection*) – Technique d'épandage d'effluents ou de digestats liquides par application dans des sillons verticaux profonds, généralement d'environ 150 mm, ouverts dans le sol par des dents spécialement conçues à cet effet.

Intégrer (*Integrated*) – Combiner ou coordonner des éléments distincts afin de parvenir à un processus global harmonieux et interdépendant.

Irrigation goutte à goutte (*Drip irrigation*) – Type d'irrigation des cultures reposant sur l'alimentation en eau de chaque plante par l'intermédiaire d'un réseau de tubes ou de tuyaux.

Irrigation par aspersion (*Sprinkler irrigation*) – Méthode d'irrigation simulant les précipitations naturelles.

Jachère (*Set-aside*) – Pratique culturale consistant à laisser reposer des terres pour réduire les excédents de récolte.

Laveur biologique (*Biotrickling filters*) – Combinaison d'un laveur et d'un biofiltre. Le laveur biologique reprend le principe des filtres biologiques, à la différence près qu'une phase aqueuse ruisselle sur un garnissage inerte. La solution de lavage contient des nutriments inorganiques essentiels qui sont généralement recyclés.

Légumineuses (*Legumes*) – Groupe de plantes, dont beaucoup sont capables d'extraire le diazote (N₂) de l'atmosphère grâce à des « nodules » spécialisés contenant des bactéries symbiotiques fixant l'azote.

Litière (*Litter*) – Excréments mélangés dans des proportions variables de paille ou autres matières végétales servant de couche aux animaux. Le terme peut également désigner des matières végétales décomposées tombées au sol (par exemple, une litière de feuilles).

Litière profonde (*Deep-litter*) – Système de logement des animaux en intérieur ou extérieur, caractérisé par des apports répétés de paille fraîche en surface et l'évacuation des effluents en fin du cycle d'élevage.

Lixiviation/lessivage (*Leaching*) – Élimination des ions et composés solubles par l'eau qui s'écoule dans le sol.

Matières fécales (*Dung*) – Fèces animales.

Mesure relative à l'alimentation (*Dietary Measures*) – Mesures consistant à modifier le type, la quantité et la qualité des aliments pour animaux ou des produits destinés à l'alimentation humaine.

Méthane entérique (*Enteric methane*) – Méthane produit dans le premier estomac (panse) des ruminants. Les ruminants, tels que les vaches et les moutons, sont des mammifères qui assimilent les nutriments par fermentation microbienne des glucides de la ration.

Minéralisation (*Mineralization*) – Décomposition de la matière organique, libérant les nutriments sous des formes inorganiques solubles disponibles ensuite pour les plantes (le contraire de « l'immobilisation »).

Mini zones humides (*Mini-wetlands*) – Zones humides artificielles dotées de biofiltres permettant de réduire les émissions vers les milieux aquatiques de l'azote et du phosphore provenant du drainage des champs.

Natura 2000 (*Natura 2000*) – Réseau européen de sites de conservation de la biodiversité, sélectionnés en vertu des directives « Habitats » et « Oiseaux » de l'Union européenne.

Nitrification (*Nitrification*) – Processus biologique à l'origine des nitrates. Il se déroule en deux étapes : d'abord oxydation de l'ammoniac en nitrite, puis oxydation du nitrite en nitrate.

Nutriments (*Nutrients*) – Éléments présents dans les denrées alimentaires et les aliments pour animaux, indispensables à la vie et à la santé.

Partenariat multipartite (*Multi-actor*) – Groupe de partenaires ayant des connaissances complémentaires – d'ordre scientifique, pratique et autre. Ces partenaires unissent leurs forces pour mener des activités du début à la fin de projets.

Plante palustre (*Paludal cultures*) – Plantes cultivées dans un habitat marécageux, généralement dans des sols saturés d'eau.

Prairie permanente (*Permanent grassland*) – Terrain herbeux servant au pâturage ou à la récolte des fourrages.

Processus anthropiques (*Anthropogenic processes*) – Processus provoqués par l'action de l'homme, par opposition à ceux qui se produisent dans des environnements naturels sans influence humaine.

Racleurs « à dents » (*Toothed scraper*) – Outil doté d'un nombre variable de dents et parcourant le sol rainuré des étables, à la fois pour nettoyer le sol et pour éviter aux animaux de glisser.

Réduction (*Abatement*) – Résultat de la mise en œuvre de stratégies ou de méthodes de réduction des pertes d'azote dans l'environnement, et donc d'atténuation de leurs effets directs et indirects.

Réduction des émissions (*Emissions abatement*) – Diminution des émissions et atténuation de leurs impacts sur l'environnement suite à la mise en œuvre de technologies ou de mesures appropriées.

Rendement (*Yield*) – Quantité de produit récoltée par unité de surface.

Rétention de l'azote (*Nitrogen retention*) – Accumulation d'azote mise en évidence par le bilan azote. Le terme est généralement appliqué aux bassins versants mais peut être utilisé dans d'autres contextes.

Retombée positive (*Co-benefit*) – Avantage annexe relatif à un aspect secondaire et découlant de la résolution d'un problème principal (par exemple, utilisation d'une technique d'atténuation de la pollution qui s'avère également plus rentable).

Rhizobiums (*Rhizobia*) – Bactéries du sol contribuant à la fixation de l'azote dans les nodules racinaires des légumineuses.

Rotation des cultures (*Crop rotations*) – Pratique consistant à alterner sur la même parcelle et sur plusieurs périodes de temps la culture de différentes catégories de végétaux.

Ruissellement (*Run-off*) – Écoulement à la surface de la terre d'eau contenant des matières en suspension ou dissoutes.

Services écosystémiques (*Ecosystem services*) – Ensemble des avantages que les populations retirent des écosystèmes. Ceux-ci comprennent : des services d'approvisionnement, par exemple en nourriture et en eau ; des services de régulation, tels que la régulation des inondations et des maladies ; des services culturels, qui procurent des bénéfices récréatifs, esthétiques et spirituels ; et des services de soutien, tels que le cycle des nutriments, qui préserve les conditions de vie sur Terre.

Site Ramsar (*Ramsar sites*) – Site de zones humides considéré d'importance internationale en vertu de la Convention relative aux zones humides d'importance internationale, en particulier en tant qu'habitat de la sauvagine (connue également sous le nom de Convention de Ramsar).

Stockage du carbone (*Carbon sequestration*) – Captage et extraction du dioxyde de carbone de l'atmosphère puis stockage dans un autre réservoir, par exemple la matière organique du sol, le charbon de bois, les forêts.

Stripping de l'ammoniac (*Ammonia stripping*) – Procédé physico-chimique permettant d'extraire l'ammoniac présent dans les eaux usées, les lisiers, les eaux résiduaires, etc.

Struvite (*Struvite*) – Phosphate double d'ammonium et de magnésium. Il est possible de précipiter sous forme de struvite l'azote et le phosphore présents dans le lisier et les eaux usées, et former ainsi une fraction solide permettant la récupération des nutriments.

Système d'agriculture mixte (*Mixed farming*) – Type d'agriculture combinant la culture de divers végétaux (par exemple, des plantes annuelles, pluriannuelles et permanentes) et l'élevage d'animaux.

Traitement des effluents d'élevage (*Manure treatment*) – Ensemble de procédés permettant de valoriser les effluents d'élevage. Il s'agit, par exemple, de la concentration des nutriments, de la réduction des odeurs et du volume.

Transfert de pollution (*Pollution swapping*) – Phénomène se produisant lorsqu'une mesure mise en œuvre pour réduire les niveaux d'un polluant entraîne une augmentation des niveaux d'un autre polluant.

Transformation des effluents d'élevage (*Manure processing*) – Procédés permettant de transformer divers types d'effluents d'élevage en produits à valeur ajoutée, par exemple la transformation en granulés.

Ultrafiltration (*Ultrafiltration*) – Processus de traitement de l'eau par filtration sur membrane.

Uréase (*Urease*) – Enzyme qui catalyse l'hydrolyse de l'urée.

Volatilisation (*Volatilization*) – Transfert de la phase aqueuse à la phase gazeuse d'un composé dissous dans l'eau. Terme généralement utilisé pour décrire les émissions d'ammoniac dans l'air à partir de substances contenant de l'ammonium.

Zéolite (*Zeolite*) – Minéral provenant de roches sédimentaires volcanogènes, utilisé pour sa capacité d'adsorption et d'échange d'ions.

Zone humide artificielle (*Constructed wetlands*) – Système de traitement des eaux usées reposant sur des processus naturels faisant intervenir la végétation et les sols des zones humides ainsi que les communautés microbiennes associées.

Zone tampon riveraine (*Riparian buffer strip*) – Bande de terre végétalisée entre les terres agricoles et une rivière ou un ruisseau. Elle peut être boisée, créée dans le but de réduire l'impact de l'utilisation des sols adjacents sur la qualité de l'eau du cours d'eau.
