

Evaluation des émissions de NH₃, N₂O et CH₄ des engrais de ferme à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux

J. Peigné¹, C. Bockstaller²,
F. Pervanchon³, P. Girardin⁴

On estime que les productions animales, à travers les engrais de ferme, représentent 15% des émissions de gaz à effet de serre et 80% des émissions d'ammoniac. La réduction de ces émissions de gaz est devenue un objectif politique majeur. Pour que les agriculteurs prennent conscience de l'impact de leurs pratiques, notamment de gestion des engrais de ferme, il est indispensable de disposer d'outils d'évaluation.

RÉSUMÉ

La méthode d'évaluation de l'impact des engrais de ferme sur la qualité de l'air présentée repose sur la construction de 3 indicateurs évaluant les émissions d'ammoniac (NH₃), de méthane (CH₄) et de protoxyde d'azote (N₂O). La démarche d'établissement de l'indicateur INH₃ est présentée en détail : 1) calcul des émissions de NH₃ dues aux déjections, 2) les quantités obtenues sont agrégées en une valeur globale à l'échelle de l'exploitation d'élevage, 3) cette valeur globale est transformée en une valeur entre 0 et 10 (risque nul). L'application de cette méthode à 2 élevages laitiers de montagne permet d'effectuer un diagnostic environnemental d'impact sur la qualité de l'air et de mettre en évidence les pratiques polluantes qui peuvent être améliorées.

MOTS CLÉS

Ammoniac, diagnostic, engrais organique, environnement, exploitation agricole, indicateur biologique, méthode d'estimation, pollution de l'air.

KEY-WORDS

Air pollution, ammonia, bio-indicator, diagnosis, environment, estimation method, farm, organic fertilizer.

AUTEURS

1 : ISARA, 31 place Bellecour, F-69288 Lyon cedex 02 ; jpeigne@isara.fr

2 : ARAA / UMR INPL-ENSAIA-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, 28 rue de Herrlisheim, F-68000 Colmar.

3 : TRAME, 9 rue de la Baume, 75008 Paris.

4 : UMR INPL-ENSAIA-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, 28 rue de Herrlisheim F-68000 Colmar.

Introduction

La gestion des engrais de ferme est au cœur de la problématique environnementale des régions françaises d'élevage intensif, comme la Bretagne. Aux problèmes de qualité de l'eau s'est ajoutée, ces dernières années, une nouvelle préoccupation : la pollution de l'air. Plus généralement, la préoccupation est d'éviter un transfert de pollution de l'eau vers l'air ou les sols lors d'un changement de pratiques destiné à protéger la ressource en eau. En effet, les engrais de ferme sont des sources d'émissions significatives de nombreux gaz, comme l'ammoniac, impliqué dans les problèmes d'acidification et d'eutrophisation des milieux, le méthane et le protoxyde d'azote, ces derniers faisant partie des gaz à effet de serre (FREIBAUER et KALTSCHMITT, 2000).

Cette problématique s'inscrit dans un contexte international de protocoles d'accords faisant notamment suite à la conférence de Kyoto en 1992 sur la réduction des émissions de gaz à effet de serre et à celle de Göteborg en 1999 sur la réduction des émissions de NH_3 . Or toute démarche de progrès passe par une étape d'évaluation, pour faire un diagnostic préalable et pour estimer les progrès obtenus, ceci afin de pouvoir proposer des pistes d'amélioration. Pour mettre au point des outils d'évaluation, le choix scientifique se porte de plus en plus sur les indicateurs. En effet, selon le GERMES (1981), les indicateurs apparaissent comme *une voie privilégiée, à la fois modeste et souple, pragmatique mais fondée sur des connaissances scientifiques quand elles sont disponibles, pour éclairer et contrôler "l'action"*. Appliqués à l'agriculture, **les indicateurs permettent donc d'évaluer les systèmes suivant deux objectifs recherchés : le diagnostic de l'impact des pratiques sur le milieu et l'aide à la décision pour progresser dans la bonne direction**, à savoir vers une durabilité accrue des systèmes (GIRARDIN *et al.*, 2000). Ainsi, dans cet article issu des travaux de thèse de PEIGNÉ (2003), nous présentons **la démarche utilisée pour construire une méthode d'évaluation reposant sur des indicateurs agri-environnementaux qui estiment le risque d'émissions gazeuses liées à la production et la gestion des engrais de ferme à l'échelle de l'élevage agricole**. Nous en reprendrons les différentes étapes : 1) la définition de la qualité de l'air et les pratiques à évaluer, 2) la construction des indicateurs retenus (en nous centrant dans cet article sur l'indicateur NH_3), et 3) la mise en œuvre de la méthode sur des élevages afin d'analyser les résultats obtenus.

Effluents d'élevage et qualité de l'air

En préambule, il est nécessaire d'une part de définir, dans le contexte agricole, ce que l'on entend par qualité de l'air et, d'autre part, de déterminer dans quelle mesure les pratiques de gestion des déjections animales peuvent affecter cette qualité.

1. La qualité de l'air

De nombreux gaz sont impliqués dans la pollution atmosphérique. Toutefois, **trois gaz sont majoritairement émis par le secteur**

agricole : 95% de l'ammoniac (NH_3 , issu principalement de la gestion des engrais de ferme), 60% du méthane (CH_4 , provenant essentiellement des ruminants) et 80% du protoxyde d'azote (N_2O , issu principalement de l'utilisation des engrais azotés) (CITEPA, 2000).

L'émission de NH_3 engendre des problèmes d'acidification des sols et d'eutrophisation des milieux aquatiques et terrestres lorsque ce gaz retombe au sol (PORTEJOIE *et al.*, 2002). Dans des zones où l'élevage est fortement concentré, comme au Pays-Bas, ces retombées peuvent être supérieures à 40 kg N/ha.an (KUYLENSIERTNA *et al.*, 1998). Sachant qu'il n'existe pas de mesures précises de dépôts de NH_3 dans les zones d'élevage intensif en France, le CORPEN (2001) estime que des dépôts de l'ordre de 20 à 40 kg/ha.an sont probables dans de telles zones. Ces retombées d'azote peuvent aussi être responsables en partie de l'augmentation des teneurs en nitrate des eaux, conjointement avec le lessivage de l'azote du sol.

Le CH_4 et le N_2O sont des gaz à effet de serre : l'augmentation de leur concentration atmosphérique contribue au réchauffement de l'atmosphère. Ce phénomène serait à l'origine d'un grand nombre de dérèglements climatiques pouvant dégrader la qualité de l'environnement. Si la part de CH_4 et de N_2O dans l'effet de serre global, estimée respectivement à 13 et 16%, reste faible par rapport au CO_2 (69%), leurs effets sont respectivement 20 et 300 fois plus puissants que celui du CO_2 (WUEBBLES *et al.*, 1999).

L'agriculture est globalement fixatrice de CO_2 au travers de l'assimilation photosynthétique et du stockage du carbone dans les sols (ARROUAYS *et al.*, 2002), bien que ce dernier reste temporaire (FREIBAUER et KALTSCHMITT, 2000). On distingue le CO_2 "biogénique" lié au recyclage naturel du carbone dans la biosphère, du CO_2 "anthropique" lié à la combustion d'énergies fossiles et qui contribue à l'augmentation de sa concentration dans l'atmosphère. **Le CO_2 n'a pas été retenu dans cette étude** car les émissions anthropiques de CO_2 sont principalement liées à la combustion des énergies fossiles (IFEN, 2000) et ne proviennent pas directement de la gestion des déjections animales. De plus, la fonction "puits de carbone" de l'agriculture n'a pas été prise en compte car les effets de la gestion des engrais de ferme sur le stockage du C dans les sols, sur l'exportation du C et sur l'oxydation du CH_4 par les sols sont trop peu documentées (ARROUAYS *et al.*, 2002). Plus généralement, les connaissances sur les effets de la gestion du carbone sur les émissions gazeuses sont moins nombreuses que celles relatives à la gestion de l'azote dans l'élevage.

2. Impacts des engrais de ferme sur la qualité de l'air

■ Emission de NH_3

La volatilisation de NH_3 est **due à la dégradation des composés azotés simples des engrais de ferme**, le principal étant l'urée contenue dans l'urine (JARVIS et PAIN, 1990). Elle peut se produire lors des

Gestion des effluents d'élevage	Effluent	Emission de NH ₃	Facteurs de variations	Référence
Production d'effluent dans les bâtiments d'élevage	Lisier	3 à 20% de l'azote excrété	Ventilation Type de sol Lavage Couverture	Synthèse des données de différents auteurs (a)
	Fumier	2 à 15% de l'azote excrété	Ventilation Paillage	Synthèse des données de différents auteurs (b)
Production d'effluent au pâturage	Bouses et pissats	9% de l'azote excrété		RECOUS et al. (1997)
Fabrication d'engrais de ferme : stockage, compostage	Lisier	1,5% à 54% de l'azote contenu dans l'effluent	Temps de stockage Couverture	DEWES et al. (1990)
	Fumier	2 à 50% de l'azote contenu dans l'effluent	Quantité de paille Couverture	MARTINEZ et PEU (1999)
Epannage des engrais de ferme	Lisier	2 à 30% de l'azote contenu dans l'effluent	Période d'épandage Enfouissement	SOMMER et al. (2002)
	Fumier	3 à 6% de l'azote contenu dans l'effluent	Enfouissement	CHAMBERS et al. (1997) ; MENZI et al. (1997)
	Compost	Pratiquement nul		

a : AMON et al., 2001 ; DOLLÉ, 1998 ; KROODSMA et al., 1993 ; MISSELBROEK et al., 2000 ; SOMMER et HUTCHINGS, 1995 ; VOORBURG et KROODSMA, 1992
 b : ANDERSSON, 1996 ; DEWES, 1996 ; GROENSTEIN et VAN FAUSSEN, 1996 ; JEFFSSON, 1998 ; JEFFSSON, 1999 ; MOLLER et al., 2000 ; ROBIN et al., 1997 ; valeurs observées principalement en élevages de porcs

différentes étapes de gestion des engrais de ferme sur l'élevage : **dans les bâtiments d'élevage, lors du stockage des effluents, lors de leur traitement s'il a lieu et pendant la restitution directe (pâturage) ou indirecte (épannage) des déjections.**

Le tableau 1 donne des exemples d'émission de NH₃ en % d'azote contenu dans les engrais de ferme pour un élevage laitier. Ainsi, d'une part les variations de pratiques et d'autre part les types d'engrais produits ont un impact non négligeable sur les quantités d'azote émises sous forme de NH₃. En amont de cette "chaîne" de gestion des engrais de ferme, l'adaptation de l'alimentation animale peut permettre de réduire la quantité d'azote excrété par les animaux et donc de réduire les quantités globales d'azote perdu. FRANK *et al.* (2002) indiquent une réduction potentielle de l'ordre de 60% des émissions de NH₃ dans le cas d'une alimentation adaptée des vaches laitières.

L'émission de NH₃ concerne tous les systèmes d'élevage. Par exemple, un stockage et compostage intensif de fumiers de volailles peuvent provoquer jusqu'à 77% de pertes d'azote sous forme de NH₃ (SHEPHERD *et al.*, 2000).

■ Emission de N₂O

L'émission de N₂O des engrais de ferme se produit (i) lors de la transformation de l'azote ammoniacal sous forme de nitrates **par réaction aérobie de nitrification** et (ii) lors du passage subséquent des nitrates sous forme N₂ **par réaction anaérobie de dénitrification** (GRANLI et BOCKMAN, 1994). Le tableau 2 donne quelques exemples de variations d'émission de N₂O suivant le type d'engrais de ferme et les pratiques.

TABLEAU 1 : Emission de NH₃ liée à la gestion des engrais de ferme en système vaches laitières.

TABLE 1 : Emission of NH₃ linked to the management of farm fertilizers in a dairy cow system.

TABLEAU 2 : Emission de N_2O liée à la gestion des engrais de ferme en système vaches laitières (d'après des données de FREIBAUER, 2003).

TABLE 2 : *Emission of N_2O linked to the management of farm fertilizers in a dairy cow system (after data from FREIBAUER, 2003).*

Gestion des effluents d'élevage	Effluent	Emission de N_2O (en % de N excréta)	Facteurs de variations
Production d'effluent dans les bâtiments d'élevage	Lisier	0,02% à 0,32%	
	Fumier	0,02 à 3,4%	Paillage
Fabrication d'engrais de ferme : stockage, compostage	Lisier	0 à 1%	Aération Couverture
	Fumier	0 à 3%	Quantité de paille Compostage Temps de stockage Couverture
Épandage des engrais de ferme et production d'effluent au pâturage	Lisier	1,25%* +	Type de culture
	Fumier Pâturage	1 à 7 kg N- N_2O -émissions * source : BOUWMAN, 1995	Types de sols Climat

■ Emission de CH_4

L'émission de CH_4 se produit **si la dégradation des matières organiques des engrais de ferme est effectuée en conditions limitantes d'oxygénation** (HOBSON *et al.*, 1981). La principale source de méthane sur un élevage provient de la **fermentation entérique** des animaux et plus particulièrement des ruminants. Les quantités de CH_4 émises dépendent du régime alimentaire des animaux, de la digestibilité des aliments, de l'apport de concentré et du niveau alimentaire (VERMOREL, 1995). Le tableau 3 donne un exemple de variation des quantités de méthane lors de la fermentation entérique.

Bien que minoritaire, **la gestion des engrais de ferme dans les bâtiments d'élevage et lors du stockage peut favoriser l'émission de CH_4** . Le tableau 3 donne des exemples de variation d'émission de CH_4 suivant le type d'engrais de ferme. L'épandage des engrais de ferme ne produit pratiquement pas de méthane (CHADWICK *et al.*, 2000) puisque, excepté en sol saturé en eau (cas des rizières), le méthane est oxydé en CO_2 dans les sols.

TABLEAU 3 : Emission de CH_4 liée à la gestion des engrais de ferme et à la fermentation entérique en système vaches laitières.

TABLE 3 : *Emission of CH_4 linked to the management of farm fertilizers and to intestinal fermentation in a dairy cow system.*

Gestion des effluents d'élevage	Effluent	Emission de CH_4 (en % de kg d'engrais de ferme)	Facteurs de variations	Référence
Production d'effluent dans les bâtiments d'élevage	Lisier	0 à 2%	Température Temps de stockage	ZEEMAN (1994)
	Fumier	0 à 8%	Température Temps de stockage	IPCC (1996)
Fabrication d'engrais de ferme : stockage, compostage	Lisier	0 à 2%	Température Temps de stockage Couverture	ZEEMAN (1994)
	Fumier	0 à 0,05%	Température Compostage Temps de stockage Couverture	IPCC (1996)
<u>Fermentation entérique</u>		Emission de CH_4 (en kg/animal.j)	Facteurs de variations	Référence
Alimentation		0,134 à 0,450	Ration Production Niveau alimentaire	VERMOREL (1995)

■ Conclusion

Les choix du système d'élevage, du type d'engrais de ferme produit et des pratiques de gestion de ces engrais sont autant de facteurs de variation des émissions de NH_3 et dans une moindre mesure de N_2O et de CH_4 . Une gestion appropriée des effluents d'élevage peut donc permettre de réduire ces émissions. Afin d'aider les agriculteurs à mieux gérer leurs pratiques, nous avons construit des indicateurs de risques d'émissions de gaz en tenant compte de la production des effluents de ferme dans les bâtiments d'élevage et au pâturage, de leur gestion lors du stockage (et du compostage) et de leur épandage.

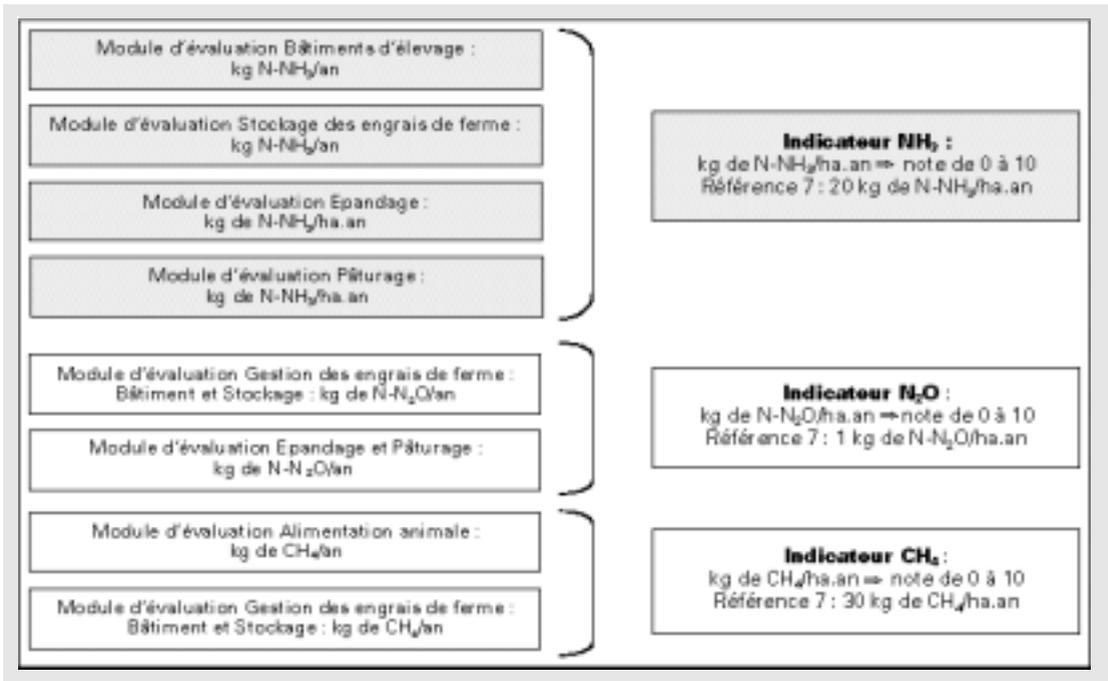
Les indicateurs agri-environnementaux

1. Cadre général de construction des indicateurs

Les utilisateurs des indicateurs sont des agriculteurs, des techniciens ou des ingénieurs. Leur principal objectif est d'une part de fournir un diagnostic environnemental de l'élevage et, d'autre part, d'aider les agriculteurs dans leurs décisions afin d'améliorer les pratiques telles qu'elles sont réalisées sur le terrain. Ainsi, les données à

FIGURE 1 : Schéma de l'élaboration des indicateurs INH_3 , IN_2O et ICH_4 .

FIGURE 1 : Diagram showing the calculation of the INH_3 , IN_2O and ICH_4 indicators.



collecter doivent être facilement accessibles et l'information fournie par l'indicateur doit être simple et lisible (BOCKSTALLER *et al.*, 1997).

Les indicateurs agri-environnementaux présentés dans cet article ont été construits selon la démarche de la méthode INDIGO® (GIRARDIN *et al.*, 1999). Ils se présentent, comme tous ceux élaborés dans ce cadre, sous la forme d'un indice variant de 0 (impact fort sur la qualité de l'air) à 10 (impact faible à nul). La note 7 correspond à une note référence, à savoir un objectif environnemental (impact souhaitable) à atteindre par l'utilisateur (BOCKSTALLER *et al.*, 1997). Cette référence peut correspondre à un seuil, par exemple 50 mg NO₃/l dans l'eau en sortie de parcelle, à "une bonne pratique agricole" ou un avis d'expert, en l'absence de référence disponible. Les variables d'entrées nécessaires au calcul ne nécessitent aucune mesure de terrain particulière.

Au-delà de ce cadre commun, la méthode d'évaluation de la gestion des engrais de ferme est constituée de **trois indicateurs agri-environnementaux originaux : INH₃, ICH₄ et IN₂O** permettant d'estimer le risque d'émission de chacun des gaz lors de la gestion des engrais de ferme à l'échelle de l'élevage (figure 1).

2. Exemple de construction d'un indicateur : INH₃

■ Présentation générale

L'étude bibliographique a permis de montrer qu'à l'échelle de l'élevage, l'émission de NH₃ a lieu dans les bâtiments d'élevage, pendant le stockage, lors de l'épandage et lors du pâturage. Les conditions d'émission de NH₃ étant différentes pour chaque étape, l'indicateur NH₃ est donc divisé en 4 modules d'évaluation qui correspondent chacun à

TABLEAU 4 : Principales données à collecter sur l'élevage et modalités de calcul des modules d'évaluation de l'indicateur INH₃.

TABLE 4 : *Main data to be collected on a livestock farm and methods of calculating the INH₃ indicator assessment modules.*

Les modules d'évaluation	Principales données à collecter sur l'élevage	Modalités de calcul des modules	Sorties de module
Tous les modules	<ul style="list-style-type: none"> - Espèce, type et nombre d'animaux - Alimentation - Production 	Division de l'élevage en ateliers (exemple : vaches laitières et veaux de boucherie...)	
Les bâtiments d'élevage	<ul style="list-style-type: none"> - Type d'engrais de ferme / quantité - Type et surface de bâtiment (itière, calébotis...) - Gestion de la litière et/ou des sols - Curage - Période en bâtiment 	Calcul par atelier : Coefficients d'émissions et Système expert	Somme des ateliers : kg NH ₃ / élevage.an
Le stockage et compostage	<ul style="list-style-type: none"> - Type d'engrais de ferme / quantité - Type de stockage (fosse, tas...) - Aménagement (couverture) - Traitement (compostage/brassage) - Période et durée 	Calcul par atelier : Coefficients d'émissions et Système expert	
L'épandage des effluents	<ul style="list-style-type: none"> - Type d'engrais de ferme - Quantités épandues / ha / parcelle - Mode d'apport (enfouissement...) - Type de sol - Période 	Calcul par parcelle : Coefficients d'émissions	Moyenne pondérée au prorata de la surface des parcelles : kg de NH ₃ / ha.an
Le pâturage	<ul style="list-style-type: none"> - Calendrier de pâturage - Chargement animal / ha - Période et durée 	Calcul par parcelle : Calcul de l'excrétion de N(UGB) Coefficients d'émissions	

4 calculs distincts, afin de tenir compte des **4 étapes successives** : **1) le module Bâtiment d'élevage, 2) le module Stockage et compostage, 3) le module Epannage, et 4) le module Pâturage** (figure 1).

Deux types de calcul sont utilisés pour la construction des modules (partie droite du tableau 4) en fonction de la connaissance disponible pour chaque type d'engrais et des différentes étapes du devenir des engrais de ferme :

– **Des systèmes experts**, dans le cas des engrais de ferme de type fumier et fientes de volaille, **pour les deux premiers modules : ils donnent des sorties qualitatives sous forme d'indice entre 0 et 10**. Cette méthode est retenue car les variables collectées pour le calcul sont essentiellement qualitatives et de natures différentes, or le système expert permet d'agrèger ce type de variables en utilisant des règles de décisions (VAN DER WERF et ZIMMER, 1998).

– **Des multiplications utilisant des coefficients d'émission de NH₃ en fonction de l'azote excréte** (pour le lisier pour les deux premiers modules, et dans le cas des modules Epannage et Pâturage) **donnant des sorties quantitatives**. Ce type de calcul est possible car les connaissances scientifiques sont nombreuses ; elles permettent ainsi d'obtenir des variables quantitatives et de même nature.

Pour arriver à une valeur globale quantitative, dans un premier temps, nous avons lié les sorties sous forme d'indices qualitatifs à des émissions quantifiées correspondant au cas de figure entrant dans le calcul de l'indice. Un exemple est donné ci-après. Les estimations quantitatives de NH₃ émises pour chaque module sont ensuite harmonisées en ramenant tous les calculs en kg de NH₃ émis par ha et par an, en tenant compte de la surface totale de l'élevage. Ces estimations sont ensuite additionnées afin d'obtenir une valeur globale en kg de N-NH₃ émis/ha.an pour l'élevage dans son ensemble.

Dans un second temps, **cette somme est transformée en un indice** afin de calibrer les quantités brutes de N-NH₃ émises calculées par rapport à leur impact sur l'environnement. Cette opération nécessite de définir une référence. Nous avons choisi de **faire correspondre à la référence 7, une quantité de 20 kg de N-NH₃ émis/ha.an sur l'élevage**. Elle représente le seuil moyen (qui varie entre 5 et 35 kg N/ha selon les milieux et les effets) pour les quantités d'azote maximales que peuvent recevoir les écosystèmes des milieux sensibles (BOBBINK *et al.*, 1998). Par exemple, si la quantité d'azote déposée est supérieure à cette valeur, les milieux forestiers se modifient voire se dégradent (BOBBINK *et al.*, 1998).

■ Données nécessaires et principaux types de calcul

Les principales données nécessaires au calcul des modules d'évaluation sont résumées dans la partie gauche du tableau 4. Les données à collecter et les modes de calcul sont différents suivant le type d'engrais de ferme (lisier ou fumier) et leur nature (par exemple, si les déjections contiennent de l'urée ou de l'acide urique (volailles)). Ces

TABEAU 5 : Valeurs favorables et défavorables du module Compostage.

TABLE 5 : Favourable and unfavourable values of the Composting module.

Variable	Valeur favorable	Valeur défavorable
C/N	> 30	< 5
Humidité	< 20% ou > 90%	De 45 à 55%
Nombre et fréquence de retournement	1 retournement au moins une semaine après le début du compostage	A partir de 5 retournements, fréquence : tous les jours dès la mise en tas

distinctions doivent être prises en compte puisque les conditions d'émission de gaz sont différentes selon ces caractéristiques (cf. tableau 1).

■ Exemple de calcul utilisant un système expert : le module Compostage

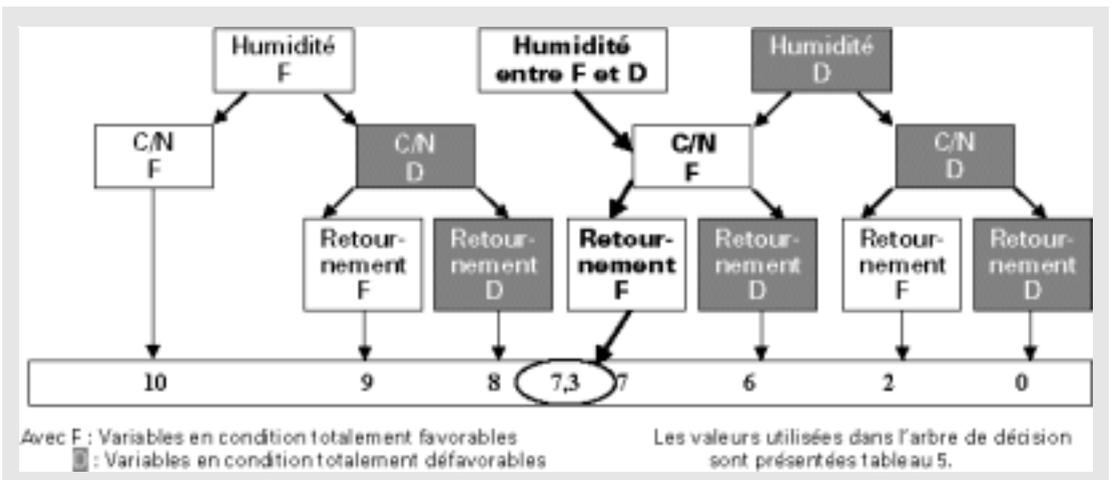
La nature du fumier de départ, caractérisée par son humidité et son rapport C/N, ainsi que le nombre et la fréquence des **retourne-ments effectués lors du compostage** représentent les **principales variables entrant dans le calcul des risques d'émission de NH₃**. Le choix de ces variables, issu d'un travail bibliographique (PEIGNÉ, 2003), est la première étape de l'utilisation d'un système expert.

La deuxième étape est de définir les cas pour lesquels les variables sont tout à fait favorables ou tout à fait défavorables pour l'environnement ; une variable est jugée favorable quand la valeur qu'elle prend implique qu'elle évite l'émission de NH₃ et, inversement, elle est jugée défavorable si la valeur qu'elle prend implique un risque d'émission très fort (tableau 5).

Une fois ces variables choisies, la troisième étape consiste à organiser les valeurs extrêmes des variables dans un arbre de décision (figure 2). L'arbre est composé d'un ensemble de règles de décisions qui s'énoncent de la manière suivante : "Si la variable C/N est favorable ET SI la variable humidité est favorable ET SI la variable retournement est favorable ALORS l'indicateur prend la valeur 10 / 10". Toutes les

FIGURE 2 : Règles de décision du système expert pour le module Compostage (valeurs seuil présentées dans le tableau 5).

FIGURE 2 : Decision-taking rules in the expert system for the Composting module (significance thresholds given in table 5).



branches de l'arbre sont définies sur le même principe. La valeur 0 correspond à une forte émission de NH₃ et la valeur 10 à une émission quasi nulle. La référence 7 correspond à une bonne pratique de compostage soit, dans le cas des bovins, un fumier très pailleux, retourné une à deux fois à une semaine d'intervalle (HACALA, 1999). Les conclusions des règles de décision sont attribuées par expertise bibliographique ou directement par des spécialistes du sujet (avis d'expert).

Cependant, comment calculer le risque d'émission de NH₃ si l'une ou l'ensemble des variables sont des cas un peu favorables (et donc pas tout à fait défavorables), ou un peu défavorables (et donc pas tout à fait favorables) ? Par exemple, si les experts s'accordent pour dire que C/N > 30 est tout à fait favorable à l'immobilisation du NH₃ et que C/N < 5 est tout à fait défavorable, nous ne savons pas ce qui se passe de 5 à 30, c'est-à-dire entre ces 2 cas extrêmes. Pour remédier à ce problème, nous utilisons la logique floue (VAN DER WERF et ZIMMER, 1998). Ce calcul permet d'agrèger des variables dont les valeurs se situent entre les classes favorable et défavorable, et d'obtenir en conclusion un indice (exemple 7,3 / 10 sur la figure 2) se situant entre deux valeurs de conclusion définies par des experts (cf. figure 2 ; PEIGNÉ, 2003).

Pour obtenir des sorties quantitatives exprimées en kg NH₃/an, nous avons cherché une relation entre les indices de 0 à 10 et les quantités émises. Pour cela, nous avons relié les indices obtenus par système expert associé à la logique floue à des valeurs quantitatives obtenues dans la bibliographie. Par itération successive, nous avons pu faire correspondre des estimations d'émissions de gaz en kg N-NH₃ émis/t de fumier frais à chaque conclusion des règles de décisions présentées dans la figure 2 (PEIGNÉ, 2003). Pour obtenir une valeur globale (en kg/an), les estimations en kg de N-NH₃ émis/t sont multipliées par le tonnage global de fumier mis à composter sur une année.

La construction du module a été ensuite partiellement validée en comparant les valeurs calculées avec des données expérimentales issues de travaux sur le compostage de fumier de bovin et de volaille (ROBIN *et al.*, 2000 et 2001). Ainsi, la valeur de référence 7/10 correspondant à environ 1 kg de N-NH₃ émis/t de fumier frais de départ a été validée (PEIGNÉ, 2003).

■ Exemple de calcul utilisant la multiplication : le module Epannage

Les caractéristiques de l'effluent épandu, le moment et le type d'application représentent les principales variables dont il faut tenir compte **pour estimer le risque d'émission de NH₃ lors de l'épandage** (PEIGNÉ, 2003). Ainsi, le module d'évaluation Epannage se calcule pour une parcelle (Pk) :

$$Pk = \sum_{i=1}^n (Ni \times Cn_i \times Fe_i)$$

Avec Pk : NH₃ émis en kg/ha.an pour une parcelle k,

Ni : dose d'effluent épandu en t (ou m³) par ha lors de l'épandage i,

Cn_i : quantité d'azote ammoniacal (ou facilement minéralisable) contenue dans l'effluent épandu lors de l'épandage i ,

Fe_i : facteur d'émission de NH_3 lors de l'épandage i en % d'azote ammoniacal épandu.

Les **coefficients d'émission** Fe_i sont fonction : de la nature de l'effluent épandu (type de lisier ou de fumier), de la date d'épandage, du mode d'apport (en plein ou injecté) et de l'enfouissement ou non des effluents. Ils **proviennent de simulations de modèles** (SOMMER *et al.*, 2002) **et d'expérimentations** (MENZI *et al.*, 1997 ; CHAMBERS *et al.*, 1997). Ils sont sous forme de pourcentage d'azote volatilisé par rapport à la quantité d'azote ammoniacal épandue. Par exemple, 70% de l'azote ammoniacal d'un lisier de vache sont volatilisés lors d'un épandage en plein au printemps s'il n'y a pas enfouissement.

Le calcul est effectué épandage par épandage pour une parcelle donnée. Puis le calcul à l'échelle de l'élevage est effectué par la moyenne pondérée des émissions de $N-NH_3$ des parcelles au prorata des surfaces (en kg de $N-NH_3$ /ha.an) :

$$\text{Valeur du module Epandage} = [\sum_{k=1}^n (Pk \times Sk)] / S$$

Avec Pk : quantité de $N-NH_3$ émis en kg/ha.an pour la parcelle k ,

Sk : surface de la parcelle k et S : surface totale de l'élevage.

Les données à récupérer sur l'élevage sont donc : la surface de chaque parcelle, la nature et les quantités d'effluents épandues, le mode d'épandage, la date de chaque épandage (tableau 4). Les quantités d'azote facilement volatilisable sont obtenues d'après des données standard françaises (BODET *et al.*, 2001). **Au final, le module d'évaluation donne une quantité moyenne de $N-NH_3$ émis en kg/ha.an pour l'ensemble de l'élevage.**

3. La méthode dans son ensemble

Un travail similaire a été réalisé pour élaborer les deux autres indicateurs, ICH_4 et IN_2O . La figure 1 schématise les différentes étapes de leur élaboration. Toutefois, ces deux indicateurs sont moins détaillés que INH_3 , les données scientifiques disponibles étant moins nombreuses dans la littérature (PEIGNÉ, 2003). La référence 7 de l'indicateur N_2O est égale à 1 kg de $N-N_2O$ émis/ha.an. Cette valeur correspond à la constante de l'équation de BOUWMAN (1996) soit l'émission moyenne d'un sol sans apport d'engrais. La référence 7 de l'indicateur CH_4 correspond à 30 kg de CH_4 émis/ha.an. Le choix de cette valeur est lié à la capacité d'oxydation des sols cultivés. En effet, au niveau du cycle global du carbone, les sols oxydent 10% du CH_4 produit (MOSIER *et al.*, 1998). Afin de respecter le cycle, les prairies, qui oxydent jusqu'à 3 kg de CH_4 /ha.an en moyenne (MOSIER *et al.*, 1998), doivent donc oxyder 10% des émissions de l'élevage concerné, ce qui conduit à n'émettre que 30 kg/ha.an de CH_4 .

L'évaluation de la gestion des engrais de ferme sur la qualité de l'air se fait donc à l'aide de trois indicateurs agri-environnementaux :

	Élevage A	Élevage B
Région	Vosges – élevage de montagne	Vosges – élevage de montagne
Élevage	20 vaches laitières 12 génisses 5 veaux	15 bovins viandes (1 à 3 ans) 300 poules pondeuses 4 000 poulets de chair vendus/ an
Mode de production	Agriculture biologique	Agriculture biologique
SAU	52 ha (prairie permanente)	22 ha (prairie permanente)
Chargement / SAU	0,6 UGB/ha	0,7 UGB/ha
Période en pâturage (et donc en bâtiment)	4 mois en pâturage d'été pour les vaches laitières et 6 mois pour les génisses	6 mois en pâturage d'été pour les bovins et parcours pour les volailles
Type de bâtiment	Logettes paillées et aire d'exercice raclée pour les vaches et génisses (5 kg/bovin.j) Boxes paillées pour les veaux	Bovins : stabulation libre paillée (2 kg/bovin.j) Bâtiments volailles : paille et copeaux
Stockage des effluents	Compostage des fumiers Stockage du lisier en fosse couverte	Dépôt au champ des fumiers
Epannage	Lisier : 20 m ³ /ha au printemps et à l'automne ; com post 10 t/ha	Epannage du fumier à l'automne et en hiver

INH₃, ICH₄ et IN₂O. **Les résultats obtenus** après calcul sont **de deux sortes : d'une part, une note variant de 0 à 10 pour les indicateurs et, d'autre part, des estimations quantitatives des pertes potentielles de gaz par module d'évaluation.** L'estimation quantitative permet de connaître approximativement la quantité de gaz émis en valeur absolue et de déterminer quelle est l'étape la plus émettrice sur l'élevage. L'estimation qualitative permet de replacer la quantité perdue par rapport à son impact environnemental. Volontairement, le lien entre les estimations quantitatives d'émission de gaz et la note de 0 à 10 n'est pas linéaire mais exponentiel (PEIGNÉ, 2003). Ainsi, les excès d'émissions liés à une mauvaise gestion de l'azote sur l'élevage sont fortement sanctionnés lors du calcul de l'indicateur.

Pour les modules d'évaluation Bâtiments et Stockage de INH₃, les valeurs qualitatives de sorties de modules permettent de comparer la gestion de l'élevage par rapport à de bonnes pratiques (référence à 7) indépendamment de la quantité finale émise.

Exemple de calcul des indicateurs pour 2 élevages

Deux élevages (A et B) des montagnes vosgiennes (est de la France), en mode de production agrobiologique, ont été retenus pour le calcul des indicateurs (tableau 6).

1. Indicateur NH₃

Le tableau 7 synthétise pour les deux élevages le résultat du calcul de l'indicateur INH₃ global et de ses différents modules d'évaluation.

TABLEAU 6 : Présentation des 2 élevages (avec vaches laitières ou bovins viande et volailles) où ont été testés les indicateurs.

TABLE 6 : Presentation of the two livestock farms (one with dairy cows, the other with beef cattle and poultry) where the indicators were tested.

Note INH ₃	Élevage A		Élevage B	
	7,7 / 10		5,2 / 10	
Méthode	Résultats	Résultats (% pertes totales)	Résultats	Résultats (% pertes totales)
Bâtiments d'élevage	112 kg/an	16%	518 kg/an	70%
Valeur qualitative	bâtiment commun 7 / 10		bâtiments volailles en moyenne 5 / 10 bâtiment bovin en moyenne : 4 / 10	
Stockage total	196 kg/an	25%	54 kg/an	7%
Valeur qualitative	de 7 / 10 à 8 / 10 suivant les chantiers de compostage		8 / 10 pour fumier bovin 7 / 10 pour fumier poules pondeuse 4 / 10 pour fumier poulets	
Épandage	4,5 kg/ha.an		4,2 kg/ha.an	
Pâturage	3,5 kg/ha.an	59%	3,8 kg/ha.an	23%
Total élevage	714 kg/an	100%	748 kg/an	100%
Référence 7 / 10 en kg de NH ₃ émis	1 040 kg/an		440 kg/an	

TABLEAU 7 : Comparaison des résultats de INH₃ pour les élevages A et B.

TABLE 7 : Compared results of the INH₃ indicator on the two live-stock farms A and B.

En raison d'un faible chargement animal, les résultats de l'élevage A sont satisfaisants pour INH₃ (> 7/10). Le principal poste d'émission d'ammoniac est lié à l'épandage de lisier et au pâturage. Il représente environ 60% des pertes de NH₃ sur l'élevage. D'un point de vue qualitatif, les bâtiments, les différents chantiers de compostage et le stockage du purin sont bien gérés : les notes obtenues sont égales ou supérieures à 7/10. Les bâtiments d'élevage sont paillés suffisamment (> 5 kg/jour par vache laitière) et régulièrement (1 botte tous les 2 jours). Ainsi, la surface de litière souillée par les déjections est réduite, les émissions de NH₃ aussi. Les deux types de stockage obtiennent des notes supérieures à 7/10. En effet, le fumier composté présente suffisamment de paille ; le rapport C/N (> 25), élevé, favorise l'immobilisation de l'azote dans le tas. De même, le nombre assez faible de retournements du tas permis par la bonne structure du fumier limite les émissions de NH₃ durant tout le processus. Pour le stockage du purin, la fosse couverte bloque les émissions de NH₃. Toutefois, il faut noter que l'émission de NH₃ du purin est plus importante à l'épandage car cet engrais est plus concentré en azote (il y a peu de pertes au stockage). L'élevage ne présente donc pas de problème environnemental vis-à-vis des émissions de NH₃.

Bien que présentant la même quantité d'azote perdue que A, l'élevage B a un indice global plus faible, de l'ordre de 5/10. Cette différence a deux explications. La première tient à une Surface Agricole Utile (SAU) sur l'exploitation de 22 ha contre 52 ha pour l'élevage A. Ce résultat montre le poids important de la surface totale prise en compte dans le résultat global de l'élevage. La seconde tient à ce que 70% des émissions de NH₃ ont lieu lors de la production d'effluents en bâtiment. Qualitativement, les bâtiments d'élevage des bovins et des volailles obtiennent respectivement 5 et 4/10. Ces faibles valeurs sont dues à un manque de paille et de copeaux de bois dans la constitution des litières.

2. Indicateur N₂O

Les résultats des indicateurs N₂O pour les deux élevages sont faibles : 3,4/10 et 4,4/10 respectivement pour les élevages A et B

Note IN ₂ O	Élevage A		Élevage B	
	3,4 / 10		4,4 / 10	
	Résultats	Résultats (% pertes totales)	Résultats	Résultats (% pertes totales)
Épandage	160 kg/an	95,7%	65 kg/an	95%
Bâtiments + stockage	7,5 kg/an	4,3%	3 kg/an	9%
Total élevage	177,5 kg/an	100%	68 kg/an	100%
Références 7/10 de N ₂ O émis	52 kg / an		22 kg / an	

(tableau 8). Dans les deux cas, l'émission de N₂O provient pour 95% de l'épandage des engrais de ferme sur prairies. Toutefois, ces valeurs sont dues davantage au système de culture (prairie) qu'au type d'épandage (FREIBAUER, 2003). Ainsi, l'indicateur évalue plus le système d'élevage choisi que les techniques mises en place.

3. Indicateur CH₄

Après calcul de l'indicateur CH₄, les élevages A et B obtiennent 5,5/10 et 8,2/10 (tableau 9). Dans les deux cas, la majorité des émissions provient de la fermentation entérique des animaux (tableau 9). La note obtenue par l'élevage A est due au système vaches laitières, car ces dernières sont, quel que soit le régime alimentaire, fortement émettrices de CH₄ (SAUVANT, 1992). L'élevage B obtient une note satisfaisante (8,2/10) en raison, d'une part, des volailles qui n'émettent pratiquement pas de méthane (SAUVANT, 1992) et, d'autre part, des bovins présents sur l'élevage qui, en raison de leur âge, émettent environ 2 fois moins de CH₄ que les vaches laitières.

Discussion

Au travers des exemples présentés, il apparaît que **les estimations quantitatives en kg par an ont pour principal intérêt de distinguer les sources majeures d'émission de gaz sur l'élevage**. Les quantités en valeur absolue ont peu d'intérêt en raison de leur faible précision. La valeur finale des trois indicateurs est liée d'une part à la quantité totale de NH₃ émis et, d'autre part, à la surface totale de l'élevage. Ce choix pose le problème des transferts d'engrais de ferme d'un élevage vers d'autres exploitations (utilisation de surfaces d'épandage externes à l'élevage). Afin de comparer les exploitations entre elles en

TABLEAU 8 : Comparaison des résultats de IN₂O pour les élevages A et B.

TABLE 8 : Compared results of the IN₂O indicator on the two live-stock farms A and B.

TABLEAU 9 : Comparaison des résultats de ICH₄ pour les élevages A et B.

TABLE 9 : Compared results of the ICH₄ indicator on the two live-stock farms A and B.

Note ICH ₄	Élevage A		Élevage B	
	5,5 / 10		8,2 / 10	
	Résultats	Résultats (% pertes totales)	Résultats	Résultats (% pertes totales)
Alimentation	2 640 kg/an	82%	350 kg/an	78%
Bâtiments + stockage	500 kg/an	18%	100 kg/an	22%
Total élevage	3 230 kg/an	100%	450 kg/an	100%
Références 7/10 de CH ₄ émis	1 560 kg/an		660 kg/an	

utilisant cet indicateur, il est nécessaire de considérer ces flux en tenant compte des surfaces épandables disponibles.

Une fois les sources d'émission gazeuse déterminées, les valeurs qualitatives permettent de vérifier si globalement l'ensemble des pratiques de l'élevage a un impact environnemental et, si oui, dans quelle mesure une pratique particulière est responsable de l'émission.

Le diagnostic étant mis au point, il est possible d'analyser le détail du calcul, indicateur par indicateur et module par module, afin de définir des changements de pratiques pour améliorer le résultat environnemental. Par exemple, dans le cas de l'élevage B, il apparaît que le manque d'apport d'agent structurant de la litière (paille et copeaux de bois) est responsable des fortes émissions de NH_3 . Bien entendu, le résultat obtenu doit être couplé à une réflexion plus globale, par exemple : Dans quelle mesure l'éleveur peut-il remédier à ce problème ? Concrètement : est-ce possible d'importer plus de pailles ?

Lorsque les résultats des gaz à effet de serre sont dus à un système d'élevage plus qu'à une pratique bien particulière, il n'est pas toujours possible de proposer des solutions techniques pour réduire les émissions, l'amélioration de la situation passant par un changement de système. De ce fait, les indicateurs proposés ici sont essentiellement des outils de diagnostic environnemental du système d'élevage et du type d'engrais de ferme produit. L'intérêt des indicateurs N_2O et CH_4 tient dans le suivi de l'évolution de leurs indices respectifs sur plusieurs années pour observer si l'élevage tend dans son ensemble à stabiliser, augmenter ou réduire les émissions de CH_4 et de N_2O (PEIGNÉ, 2003).

Afin d'avoir une vision globale des émissions des trois gaz sur l'exploitation agricole en général, l'utilisation des indicateurs doit être **complétée par** celle de **l'indicateur Energie** (PERVANÇON *et al.*, 2002) et de **l'indicateur Azote Grande Culture et Prairie** (BOCKSTALLER et GIRARDIN, 2002 ; PERVANÇON *et al.*, 2004). L'indicateur Energie évalue l'utilisation d'énergie fossile et d'intrants (engrais minéraux, produits phytosanitaires), sources directes et indirectes de CO_2 sur l'exploitation agricole. L'indicateur Azote évalue les risques de pertes de NO_3 , NH_3 et N_2O dus à la fertilisation azotée (minérale et organique) sur une exploitation de polyculture. Toutefois, pour obtenir un bilan global des gaz à effet de serre, il faudrait adjoindre une estimation des fonctions puits de carbone de l'exploitation (fixation de C par les plantes cultivées et les espaces entretenus, stockage du C dans les sols, oxydation du CH_4 par les sols). Actuellement, ce travail n'est pas réalisable en raison des connaissances scientifiques actuelles.

L'évaluation de l'impact de la gestion des engrais de ferme sur l'émission de gaz à effet de serre pose le problème de l'échelle d'étude. Dans ce cas précis, le choix de l'élevage n'est pas le plus approprié, l'effet de serre étant une pollution globale. L'analyse des émissions de gaz à une échelle régionale, voire nationale ou internationale, semble plus pertinente car, ainsi, la complémentarité des systèmes les uns par rapport aux autres entre en jeu, que ce soit pour la production d'aliments du bétail ou pour la fertilisation des parcelles cultivées.

Enfin, la validation quantitative des indicateurs pourrait être améliorée à l'issue d'une première utilisation concrète des indicateurs proposés. Des exploitations contrastées pourraient être choisies (biologiques, conventionnelles, raisonnées, etc.) et des mesures de contrôle pourraient alors être mises en œuvre.

Conclusion générale

Afin d'évaluer l'impact des engrais de ferme sur la qualité de l'air, nous avons élaboré **trois indicateurs agri-environnementaux** : INH_3 , ICH_4 et IN_2O . Chaque indicateur évalue le risque d'impact de la production d'effluents d'élevage, de la fabrication des engrais de ferme et de leur épandage sur les émissions de NH_3 , CH_4 et N_2O dans l'air. Outre les sorties finales des indicateurs, **une estimation des pertes** est réalisée à partir d'une modélisation simplifiée qui ne fait appel qu'à des données disponibles sur l'élevage (cf. tableau 4). L'outil mis au point permet d'évaluer l'ensemble des systèmes d'élevage (caillebotis, litières accumulées, etc.) et il tient compte de différentes espèces animales (bovin, porc, volailles).

Les résultats obtenus ont été comparés à des données issues de la littérature et d'expérimentations ainsi qu'à des avis d'experts afin de valider la construction et les sorties des indicateurs (PEIGNÉ, 2003). Globalement, **les résultats obtenus par les indicateurs sont concordants avec les émissions de NH_3 observées ou expertisées. Les indicateurs CH_4 et N_2O n'ont pu être validés faute de données.** La validation des indicateurs doit être poursuivie *via* l'acquisition de nouveaux résultats d'émission de NH_3 et des avancées scientifiques, notamment sur les émissions des gaz à effet de serre. Ainsi, il semble important de nuancer les estimations quantitatives obtenues après calcul vis-à-vis de l'incertitude des connaissances scientifiques.

Les indicateurs finaux peuvent être utilisés avec d'autres dans le cadre d'une démarche d'évaluation globale, par exemple les indicateurs évaluant les teneurs en matière organique du sol ou le lessivage des nitrates (BOCKSTALLER et GIRARDIN, 2002). **Ils permettent d'analyser les pertes des systèmes** où se posent des problèmes (outil de diagnostic) et donc **d'orienter le conseil pour améliorer la gestion des déjections** (outil d'aide à la décision).

Accepté pour publication, le 29 janvier 2004.

Remerciements

Ce travail a été financé par la société Ecocert, organisme certificateur en Agriculture biologique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMON B., AMON T., BOXBERGER J., ALT C. (2001) : "Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cow housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading)", *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 60, 103-113.
- ANDERSSON M. (1996) : "Performance of bedding materials in affecting ammonia emission from pig manure", *J. Agric. Engng Res.*, 65, 213-222.
- ARROUAYS D., BALESANT J., GERMON J.-C., JAYET P.A., SOUSSANA J.F., STENGEL P. (2002) : *Contribution à la lutte contre l'effet de serre : Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?*, Expertise Scientifique Collective, INRA, 32 p.
- BOBBINK R., HORNING M., ROEFOFS G.M. (1998) : "Mapping critical level/loads and geographical areas where they are exceeded", *UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*, 211p.
- BOCKSTALLER C., GIRARDIN P. (2002) : *Mode de calcul des indicateurs agri-environnementaux de la méthode INDIGO*, INRA - ARAA.
- BOCKSTALLER C., GIRARDIN P., VAN DER WERF H.M.G. (1997) : "Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming system", *Europ. J. Agron.*, 7, 261-270.
- BODET J.M., HACALA S., AUBERT C., TEXIER C. (2001) : *Fertiliser avec les engrais de ferme*, ITCF-IE, ITAVI, ITP, 104 p.
- BOUWMAN A.F. (1996) : "Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils", *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 46, 53-70.
- CHADWICK D.R., PAIN B.F., BROOKMAN S.K.E. (2000) : "Nitrous Oxide and Methane Emissions following Application of Animal Manures to Grassland", *J. Environ. Qual.*, 29, 277-287.
- CHAMBERS B.J., SMITH K.A., VAN DER WEERDEN T.J. (1997) : "Ammonia emissions following the land spreading of solid manure", *Gaseous Nitrogen Emissions from Grassland*, Jarvis S.C., Pain B.F. eds, CAB international, 275-280.
- CITEPA (2000) : *Distribution sectorielle des émissions en France métropolitaine 2000 [Online]*, disponible par <http://www.citepa.org/emissions/index.htm>
- CORPEN (2001) : *Les émissions d'ammoniac pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement*, MAP-MATE, 110 p.
- DEWES T. (1996) : "Effect of pH, temperature, amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manure", *J. Agricult. Sci.*, 127, 501-509.
- DEWES T., SCHMITT L., VALENTIN, U., AHRENS E. (1990) : "Nitrogen losses during the storage of liquid livestock manures", *Biological wastes*, 31, 241-250.
- DOLLÉ J.B. (1998) : "Ammonia emission from naturally ventilated building for dairy cows", *Ramiran 98, Proc. 8^e conference*, ed. CEMAGREF Rennes, vol. 2, 217-223.
- FRANK B., GUSTAFSSON G., PERSSON M. (2002) : "Feeding dairy cows for decreased ammonia emission", *Livestock Product. Sci.*, 76, 171-179.
- FREIBAUER A. (2003) : "Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture", *Europ. J. Agron.*, 19, 135-160.

- FREIBAUER A., KALTSCHMITT M. (2000) : "Emission rates and emission factors of greenhouse gas fluxes in arable and animal agriculture", *Europ. summary report of the EU concerted action "Biogenic emissions of greenhouse gases caused by arable and animal agriculture"*, 185 p.
- GERMES (1981) : *RESY une méthode d'évaluation de la qualité du cadre de vie et de l'environnement*, vol. 1 Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Paris.
- GIRARDIN P., BOCKSTALLER C., VAN DER WERF H. (1999) : "Indicators : Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming Systems", *J. Sustain. Agricult.*, 13, 21p.
- GIRARDIN P., BOCKSTALLER C., VAN DER WERF H. (2000) : "Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment : the AGROXECO method", *Environ. Impact Assess. Review*, 20, 227-239.
- GRANLI T., BOCKMAN O.C. (1994) : "Nitrous oxide from agriculture", *Norwegian J. Agricult. Sci. Supplement 12*, Porsgrunn, 128p.
- GROENESTEIN C. M., VAN FAASSEN H.V. (1996) : "Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs", *J. Agric. Engng Res.*, 65, 269-274.
- HACALA S. (1999) : *Le compost : mieux qu'un engrais de ferme*, Institut de l'élevage, 12 p.
- HOBSON, P.N., BOUSFIELD S., SUMMERS R. (1981) : "Chapter 3 : The microbiology and biochemistry of anaerobic digestion", *Methane production from agricultural and domestic wastes*, Applied Science Publishers, London, UK, 10-51.
- IFEN (2000) : *Aménagement du territoire et environnement : Politiques et indicateurs*, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 69-95.
- IPCC (International Panel on Climate Change) (1996) : *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Reference Manual (Web Manual)*.
- JARVIS S.C., PAIN B.F. (1990) : "Ammonia volatilisation from agricultural land", *The Fertiliser Society*, London, 3-35.
- JEPPSSON K.H. (1998) : "Ammonia emission from different deep-litter materials for growing-finishing pigs", *Swedish J. Agricult. Res.*, 28, 197-206.
- JEPPSSON K.H. (1999) : "Volatilization of ammonia in Deep-litter systems with different bedding materials for young cattle", *J. Agric. Engng Res.*, 73, 49-57.
- KROODSMA W., HUIS IN'T VELD J.W.H., SCHOLTENS R. (1993) : "Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing", *Livestock Production Sci.*, 35, 293-302.
- KUYLENSTIERNA J.C.I., HICKS W.K., CINDERBY S., CAMBRIDGE H. (1998) : "Critical loads for nitrogen deposition and their exceedance at European scale", *Environ. Pollut.*, 102, 591-598.
- MARTINEZ J., PEU P. (1999) : *Emissions d'ammoniac au cours du stockage des déjections avicoles, bovines et porcines. Etude sur unité de stockage grandeur réelle*, Rapport de réalisation convention Cemagref-Instituts dans le cadre de l'étude 'Gestion des déjections et émissions d'ammoniac' ACTA 96/20-13 99/0637, Cemagref, ITEB, ITP, ITAVI, 34 p.

- MENZI H.P., KATZ P., FRICK R., FAHRNI M., KELLER M. (1997) : "Ammonia Emissions Following the Application of Solid Manure to Grassland", *Gaseous Nitrogen Emissions from Grassland*, Jarvis S.C., Pain B.F. eds, CAB international, 265-274.
- MISSELBROOK T.H., VAN DER WEERDEN, T.J., PAIN B.F., JARVIS S.C., CHAMBERS B.J., SMITH K.A., PHILLIPS V.R., DEMMERS T.G.M. (2000) : "Ammonia emission factors for UK", *Atmospheric Environ.*, 34, 871-880.
- MOLLER H.B., SOMMER S.G., ANDERSEN B.H. (2000) : "Nitrogen mass balance in deep litter during the pig fattening cycle and during composting", *J. Agricult. Sci.*, 135, 287-296.
- MOSIER A.R., DUXBURY J.M., FRENEY J.R., HEINEMEYER O., MINAMI K., JOHNSON D.E. (1998) : "Mitigating agricultural emissions of methane", *Climatic Change*, 40, 39-80.
- PEIGNÉ J. (2003) : *Méthode d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux*, thèse, INRA, 155p.
- PERVANCHON F., BOCKSTALLER C., GIRARDIN P. (2002) : "Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator : the energy indicator", *Agricult. Syst.*, 72, 149-172.
- PERVANCHON F., BOCKSTALLER, C., PEIGNÉ J., BERNARD P.Y., AMIAUD B., VERTÈS F., FIORELLI J.L., PLANTUREUX S. (2004) : "A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands", *Agricult. Ecosyst. Environ.* (soumis).
- PORTEJOIE S., MARTINEZ J., LANDMANN G. (2002) : "L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel", *INRA Product. Anim.*, 15, 151-160.
- RECOUS S., LOISEAU P., MARY B. (1997) : "Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies", *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Lemaire G., Nicolardot B. eds, *Les colloques de l'INRA*, vol. 83, INRA, Paris, 105-120.
- ROBIN P., SOULOUMIAC D., DE OLIVEIRA P.V.A., KERMARREC C. (1997) : *Maîtrise à la source des émissions gazeuses et de l'état final des effluents en élevage intensif de porcs sur litières*, INRA, Rennes, 93 p.
- ROBIN P., PAILLAT J.M., HACALA S. (2000) : *Compostage des fumiers de litière accumulée de bovins : Estimation et caractérisation des pertes d'azote par volatilisation*, INRA - UMR S.A.S Rennes Institut de l'élevage, 10p.
- ROBIN P., AUBERT C., BLINÉ D., TRICOT G., VACHER V. (2001) : "Maîtrise du compostage du fumier de volaille à la ferme : mélange initial, retournements, couvertures", *4^e journées de la Recherche Avicole*, Nantes.
- SAUVANT D. (1992) : "La production de méthane dans la biosphère : le rôle des animaux d'élevage", *Le courrier de la cellule environnement de l'INRA*, 18, 65-70.
- SHEPHERD M., PHILIPPS T., BHOGAL A. (2000) : "Manure management on organic farms : to compost or not to compost ?", *13th Int. IFOAM Scientific Conference*, Alföldi T., Lockeretz W., Niggli U. eds, Basel, 50-53.
- SOMMER S.G., HUTCHINGS N.J. (1995) : "Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture", *Water, Air, Soil Pollut.*, 85, 237-248.

- SOMMER S.G., HUTCHINGS N.J., CARTON O.T., SMITH K., SOGAARD H.T., NICHOLSON F.A., BUSSINK W., MISSELBROOK T., PAIN B., GÉNÉRMONT S., MARTINEZ J., MENZI H., MORKEN J., VERWIJS B., RODHE L., DÖHLER H. (2002) : *Ammonia loss from field-applied animal manure. FAIR-PL90-4057 [Online]*, disponible par ALFAM <http://www.alfam.dk/>.
- VAN DER WERF H., ZIMMER C. (1998) : "An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system", *Chemosphere*, 36, 2225-2249.
- VERMOREL M. (1995) : "Prédictions gazeuses et thermiques résultant des fermentations digestives", *Nutrition des ruminants domestiques - ingestion et digestion*, R. Jarrige, Ruckebusch, C. Demarquilly, M.H. Farce, M. Journet édés., INRA, Paris, 649-670.
- VOORBURG J.H., KROODSMA W. (1992) : "Volatile emissions of housing systems for cattle", *Livestock Production Sci.*, 31, 57-70.
- WUEBBLES D.J., JAIN A., EDMONDS J., HARVEY D., HAYHOE K. (1999) : "Global change : state of the science", *Environ. Pollut.*, 100, 57-86.
- ZEEMAN G. (1994) : "Methane production/emission in storages for animal manure", *Fertilizer Res.*, 37, 207-211.

SUMMARY

Evaluation of the amounts of NH₃, N₂O, and CH₄ emitted by farm fertilizers with the help of agri-environmental indicators

Among agricultural activities, animal husbandry is one of the main sources of atmospheric pollutant emissions : 15% of the greenhouse gases and 80% of the ammonia emissions come from this sector. Today, at the international level, a major political objective is to decrease the emissions of greenhouse gases (Kyoto Conference) and also of ammonia (Göteborg Conference). It seems therefore necessary that the farmers become aware of the impact of their practices, especially of farmyard manure management, on air quality. The development of assessment tools would be useful to farmers. The aim of this study is to set up an assessment method for the impacts of farmers' practices on air quality. This method is based on three indicators, which assess the emissions of ammonia (NH₃), methane (CH₄), and nitrous oxide (N₂O). These gases are emitted during intestinal fermentation of livestock, housing, storing of farmyard manure (and composting), grazing, and manure spreading. The ammonia emission indicator (INH₃) is presented in detail. It is calculated by assessing the impact of each practice on gas emission, and then combining the results to assess the global risk at the farm level. The final score lies between 0 (high risk) and 10 (lowest risk), thus assessing the emission of NH₃ from the totality of practices concerning farmyard manure management. The methane emission indicator (ICH₄) and the nitrous oxide indicator (IN₂O) are calculated in the same way. Lastly, we show that the calculation of these indicators on two dairy farms makes it possible not only to diagnose their impacts on air quality, but also to highlight which of the polluting practices can be improved.