

Evaluation des émissions gazeuses (NH_3 , N_2O , CH_4 et CO_2) d'une filière de traitement biologique aérobie de lisier de porcs Résultats préliminaires

Laurence LOYON, Fabrice GUIZIOU, Fabrice BELINE

CEMAGREF, Unité de recherche Gestion des effluents d'élevage et des déchets municipaux,
17, avenue de Cucillé, CS 64427, 35044 Rennes Cedex

Evaluation des émissions gazeuses (NH_3 , N_2O , CH_4 et CO_2) d'une filière de traitement biologique aérobie de lisier de porcs. Résultats préliminaires

Cet article présente les résultats préliminaires d'une étude relative à la quantification des émissions de NH_3 , N_2O , CH_4 et CO_2 de différentes filières de traitement biologique des lisiers de porcs. Les résultats concernent les émissions gazeuses observées lors du stockage en conditions réelles des différents produits d'un système de traitement biologique aérobie (lisier brut, refus de séparation, lisier aéré, boues biologiques, surnageant). Ce suivi indique que les émissions de CH_4 , de CO_2 et de NH_3 sont plus importantes pour les modules de stockage d'effluents non aérés (lisier brut et refus de séparation) que pour les modules d'effluents aérés. Les émissions carbonées ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) sont de l'ordre de $100 \text{ gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$ pour le stockage de lisier brut, de $880 \text{ gC.T}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour le refus de séparation, de $12 \text{ gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$ pour le bassin de décantation et le stockage des boues biologiques. Les émissions carbonées de la lagune ont été nulles au cours de la campagne hivernale de mesures. Les taux moyens de volatilisation de NH_3 sont de $6,7 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour le lisier brut, de $28 \text{ gN.T}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour le refus de séparation, de $0,35 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour le surnageant du lisier aéré, de $0,16 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour le stockage du lisier aéré et de $0,26 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour les boues de décantation. Quel que soit l'effluent stocké, les émissions de N_2O ont été nulles. L'intégration des différents facteurs d'émissions obtenus à un modèle global sur les flux de produit nous a permis d'estimer les flux gazeux de cette station à l'échelle de l'exploitation.

Quantification of gaseous emissions (NH_3 , N_2O , CH_4 and CO_2) from an aerobic biological treatment system of pig slurry - Preliminary results

This article presents the preliminary results concerning the quantification of gaseous emissions from biological treatment systems of pig slurry including NH_3 , N_2O , CH_4 and CO_2 . The results relate to the gas emissions observed during the storage in field conditions of the different products of a biological aerobic treatment (raw pig slurry, separated solid fraction, aerated slurry, biological sludge and separated liquid fraction). The emissions of CH_4 , CO_2 and NH_3 are more important for the storage of unaerated effluents (raw slurry and separated solid fraction) than for the storage of aerated effluents. The carbonaceous emissions ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) are about $100 \text{ gC.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ for the storage of raw pig slurry, $880 \text{ gC.T}^{-1}.\text{d}^{-1}$ for separated solid fraction, $12 \text{ gC.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ for the storage of aerated slurry and biological sludge. For the storage of the separated liquid, no carbonaceous emissions were detected during the winter measurements. The average rates of NH_3 volatilization are $6,7 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for the raw slurry, $28 \text{ gN.T}^{-1}.\text{d}^{-1}$ for the separated solid fraction, $0,35 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for the separated liquid fraction, $0,16 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for the storage of the aerated slurry and $0,26 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ for the biological sludge. Whatever the studied storage, the emissions of N_2O were nil. The integration of these emission factors with a model on the flows of products enabled us to consider gaseous flows on the farm scale.

INTRODUCTION

Face à la dégradation de la qualité de l'eau par les nitrates, l'Etat a mis en place depuis la loi sur l'eau n°92-3 du 3 janvier 1992 de nombreux programmes de lutte contre les pollutions d'origine agricole. Parmi les divers programmes, celui concernant la résorption de l'azote dans les zones d'excédent structurel (ZES) prévoit pour les élevages des cantons dont la charge en azote d'origine animale est supérieure au plafond de la directive nitrates ($170 \text{ kg N}_{\text{organique}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), la possibilité de mettre en place des systèmes de traitement des déjections animales. Concernant le lisier de porc, le traitement biologique aérobie permet de transformer une partie de la charge azotée du lisier en composés azotés gazeux (N_2 principalement) par nitrification et dénitrification. Cependant, les transformations et le transfert de l'azote du lisier vers l'atmosphère engendrent parfois des émissions de gaz polluants tels que le protoxyde d'azote (N_2O) et l'ammoniac (NH_3). De plus, les procédés de traitement biologique génèrent des co-produits (lisier aéré, refus de séparation, boues biologiques, surnageant) susceptibles, de par leur gestion, d'être à l'origine de différents transferts de pollution vers l'atmosphère (NH_3 , CH_4 , N_2O , odeurs, ...). En effet, le traitement biologique et les différentes séparations de phase conduisent à des co-produits dont les caractéristiques physiques et chimiques sont très différentes du lisier brut (BELINE et al, 2003). En ce qui concerne les émissions d'ammoniac, celles-ci seront d'autant plus importantes que le pool ammoniacal (NH_4^+) sera important (DE BODE, 1990 ; GINGUAND, 2002). Dans le cas des émissions carbonées, les principaux facteurs d'influence sont la teneur et la composition en matières organiques de l'effluent (ZAHN et al, 2001).

Dans ce cadre, l'objectif de cette étude est de quantifier les émissions de NH_3 , N_2O , CH_4 et CO_2 des différentes filières de traitement biologique. Les résultats préliminaires présentés dans cet article concernent principalement les émissions gazeuses observées lors du stockage des différents produits (lisier brut, refus de séparation, lisier aéré, boues biologiques, surnageant). De plus, l'intégration de ces résultats à un modèle global sur les flux de produit permet d'estimer les émissions annuelles d'une exploitation type.

1. MATERIEL ET METHODES

1.1. Site expérimental

L'ensemble des expérimentations a été réalisé dans un élevage de type « naisseur-engraisseur » d'environ 300 truies équipé d'une station de traitement d'un volume théorique d'environ 18 m^3 de lisier traité par jour. La station est constituée de 6 modules :

- module 1 : une fosse d'homogénéisation du lisier brut (300 m^3) avec agitation séquentielle;
- module 2 : un séparateur de phase par centrifugation complété par un stockage de la phase solide (refus de séparation) ;
- module 3 : un réacteur biologique (680 m^3) ;
- module 4 : une fosse de décantation du lisier aéré (1000 m^3);
- module 5 : une lagune de stockage de la phase liquide

- décantée, surnageant (3500 m^3) ;
- module 6 : un stockage des boues de décantation (1770 m^3).

1.2. Caractérisation des effluents

Au cours des expérimentations, les principales caractéristiques des produits (azote ammoniacal : NH_4^+ , azote total Kjeldahl : NTK, Demande chimique en oxygène : DCO, pH, Matières sèches : MS, Matières en suspensions : MES et matières organiques : MO) ont été déterminées chaque semaine afin d'étudier l'influence de la composition des produits sur les émissions gazeuses. L'ensemble de ces analyses a été effectué selon les normes AFNOR.

1.3. Prélèvement et analyses des émissions gazeuses (NH_3 , CH_4 , N_2O et CO_2)

Selon le type et la configuration du module de traitement, deux méthodes de prélèvement de gaz ont été utilisées. Dans le cas de la fosse de lisier brut (module 1), la fosse de décantation (module 4), la lagune (module 5) et la fosse des boues biologiques (module 6), les émissions de CH_4 , CO_2 , NH_3 , N_2O ont été déterminées selon la technique des « cloches flottantes » (PEU et al, 1999). Des cloches en PVC d'environ 60 litres et d'une surface totale de $0,24 \text{ m}^2$ ont été placées au-dessus de l'effluent considéré. Une circulation continue d'air au sein des cloches a permis de balayer les gaz émis à la surface de l'effluent. Pour le refus de séparation (module 2), l'espace de stockage a été confiné par une structure d'un volume de 144 m^3 en film polyane. Les gaz émis à la surface du tas ont été extraits à débit contrôlé en renouvelant l'air de l'espace confiné à l'aide d'un groupe moto-ventilateur.

Les concentrations en CH_4 , CO_2 et N_2O ont été déterminées en continu par deux analyseurs à détection infra-rouge (URAS 14 et 10). La concentration en ammoniac a été déterminée en piégeant l'air prélevé dans une solution acide (H_2SO_4 à 0,5 N). La solution acide a été titrée ultérieurement en laboratoire. Ce type d'échantillonnage et d'analyse permet de connaître les quantités cumulées de N-NH_3 émises durant la période de prélèvement.

L'acquisition des données a été réalisée sur une durée de 4 à 7 semaines pour chaque module de stockage suivi. Les expérimentations ont été effectuées du 07/10 au 18/11/2002, du 07/02 au 20/03/2003, du 22/04 au 30/06/2003, du 06/12/2002 au 14/01/2003 et du 05/09 au 03/10/2003, pour les modules 1, 2, 4, 5 et 6, respectivement.

1.4. Modélisation des flux annuels

Pour estimer les flux annuels, il était nécessaire de connaître les quantités journalières et la qualité des produits dans les différents modules de stockage. Concernant le lisier brut contenu dans la fosse d'homogénéisation, un modèle basé sur un bilan matière dans cette fosse a été développé. Ce bilan matière comprend les entrées de lisier provenant des différents bâtiments d'élevage et la sortie permettant d'alimenter le réacteur de traitement. Les volumes et les caracté-

ristiques du lisier provenant des différents bâtiments d'élevage présentés par LEVASSEUR 1998a, 1998b et 2002 ont été utilisées pour cette modélisation. La gestion du lisier est basée, d'une part, sur une répartition des animaux en 7 bandes et selon leur stade physiologique dans 11 bâtiments (1 bâtiment de gestation, 2 bâtiments de maternité, 2 bâtiments de post-sevrage et 6 bâtiments d'engraissement) et d'autre part, sur une vidange des pré-fosses situées sous les bâtiments à la fin de chaque bande. Enfin, nous nous sommes basés sur un nombre de porcelets produits par truie et par portée de 9,4. Ce modèle permet d'estimer les volumes et les caractéristiques journalières du lisier dans la fosse d'homogénéisation en fonction du nombre de truies (élevage naisseur-engraisseur total) et du volume de cette fosse. Ces résultats sont ensuite utilisés comme entrée d'un modèle de simulation d'une station de traitement du lisier de porcs. Le modèle de simulation de la station de traitement du lisier de porcs (BELINE et al, 2002) est basée sur des résultats expérimentaux obtenus sur le terrain (BELINE et al. 2001 et 2003). Pour ce modèle, nous avons considéré un temps de stockage du refus de séparation de 7 semaines et une vidange des fosses de stockage du surnageant et des boues biologiques tous les 6 mois. Le couplage de ces deux modèles nous permet donc d'estimer les quantités et les caractéristiques journalières des différents produits présents sur la station de traitement. A partir de ces résultats, les émissions gazeuses sont calculées sur un pas de temps journalier en appliquant des facteurs d'émissions aux différents produits.

2. RESULTATS

2.1. Caractéristiques des produits

Les principales caractéristiques physico-chimiques des produits étudiés sont présentées dans le tableau n°1.

L'analyse du lisier brut et des co-produits montre l'impact des multiples phases du traitement sur la répartition des caractéristiques du lisier au niveau des différents co-produits. Au cours de ce suivi, le pH du lisier brut était de l'ordre de 7,5 et les concentrations en NTK, NH_4^+ et MS étaient, en moyenne, égales à 4,1 gN.kg^{-1} , 2,9 gN.kg^{-1} et 42 g.kg^{-1} . Ces caractéristiques moyennes du lisier brut sont proches des résultats observés lors de précédentes études (BELINE et al, 2001). Les concentrations en azote ammoniacal et en matières organiques du refus de séparation, de l'ordre de 4,8 gN.kg^{-1} et 270 g.kg^{-1} sont plus élevées que celles du lisier brut. De même que pour le lisier brut, ces valeurs sont identiques aux résultats obtenus lors d'une étude précédente (BELINE et al, 2003). Les autres co-produits issus de l'aération ont, compte tenu du traitement biologique aérobie, des concentrations en azote et matières organiques plus faibles que le lisier brut. En effet, d'une façon globale, le traitement par aération du lisier brut conduit à une diminution de l'ordre de 70% de l'azote total (NTK) et 90 % de l'azote ammoniacal (NH_4^+) (BELINE et al, 2001) et à la dégradation de la matière organique biodégradable.

Les caractéristiques du lisier brut varient au cours du temps tandis que celles des co-produits sont relativement stables. Dans le cas de l'azote ammoniacal, les teneurs du lisier brut varient de 2,4 à 3,5 gN.kg^{-1} .

2.2. Emissions gazeuses (CH_4 , CO_2 , NH_3 et N_2O)

2.2.1. Mesure et détermination des facteurs d'émission

Les facteurs d'émission de CH_4 , CO_2 , NH_3 et N_2O ont été déterminés et sont présentés dans le tableau 2.

Le facteur d'émission moyen de CH_4 lors du stockage du lisier brut est de l'ordre de 50 $\text{gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$. Ce facteur est supé-

Tableau 1 - Valeurs moyennes des principales caractéristiques physico-chimiques du lisier brut et des co-produits du traitement biologique aérobie

Paramètres	Modules de traitement				
	Module 1	Module 2	Module 4	Module 5	Module 6
pH	7,46	-	8	8,6	7,2
Azote ammoniacal (gN.kg^{-1})	2,90	4,8	0,18	0,05	0,19
Azote total (gN.kg^{-1})	4,13	11	1,15	0,14	1,74
DCO ($\text{gO}_2.\text{kg}^{-1}$ de produit)	43,7	353	19,2	1,8	31
MS (g.kg^{-1})	42,1	340	22,2	7	34,3
MO (g.kg^{-1})	29,5	270	10,2	1,5	13,6
MES (g.kg^{-1})	36,4	-	15,3	1,1	28,3

Module 1 : lisier brut, module 2 : refus de séparation, module 4 : lisier aéré, module 5 : surnageant, module 6 : boues biologiques

Tableau 2 - Facteurs d'émissions de NH_3 , N_2O , CH_4 et N_2O au cours du stockage

Gaz	Modules de stockage				
	Module 1	Module 2	Module 4	Module 5	Module 6
NH_3	6,7 $\text{gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	28 $\text{gN.T}^{-1}.\text{j}^{-1}$	0,16 $\text{gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	0,35 $\text{gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	0,26 $\text{gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$
N_2O	ND*	ND	ND	ND	ND
CH_4	49,8 $\text{gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$	60 $\text{gC.T}^{-1}.\text{j}^{-1}$	7,6 $\text{gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$	ND	5,8 $\text{gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$
CO_2	41,9 $\text{gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$	820 $\text{gC.T}^{-1}.\text{j}^{-1}$	4,8 $\text{gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$	ND	7,1 $\text{gC.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$

Module 1 : stockage du lisier brut, module 2 : stockage du refus de séparation, module 4 : décantation du lisier aéré, module 5 : stockage du surnageant, module 6 : stockage des boues biologiques, *ND : Non détectable

rieur aux valeurs citées dans la littérature. En effet, MARTINEZ et al (1995, 2003) et HUSTED (1993, 1994) indiquent des facteurs moyens d'émission de CH_4 pour un stockage sans agitation variant de 17 à $35 \text{ g CH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ et de 0,4 à $35,8 \text{ g CH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ respectivement. Cette différence est principalement due (i) à l'agitation de la fosse de stockage qui amplifie les émissions carbonées systématiquement et instantanément après l'agitation (figure n°1) et (ii) à la durée de stockage plus courte dans cette fosse. Les émissions journalières de CH_4 sont variables sans qu'il y ait cependant de corrélation significative entre les variations observées et les différents paramètres influençant la production de CH_4 : teneur en matières organiques (DCO, MO), volume et température du lisier. Néanmoins, il semble que les émissions de CH_4 , exprimées en $\text{gC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$, augmentent avec le volume de lisier présent dans la fosse.

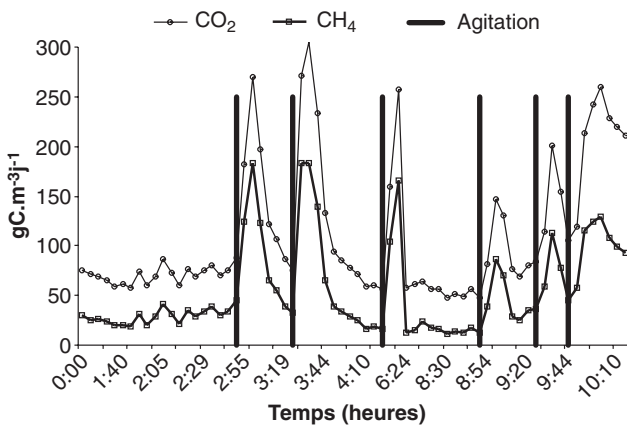


Figure 1 - Influence de l'agitation du lisier brut sur les émissions carbonées

Malgré la variation de la teneur en azote ammoniacal observée au cours du suivi (entre 2,4 et $3,5 \text{ gN} \cdot \text{kg}^{-1}$), les émissions d'ammoniac lors du stockage du lisier brut sont relativement stables avec un taux moyen de $6,7 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$. Ce taux d'émission se situe dans les valeurs hautes des différentes estimations citées dans la littérature. En effet, DE BODE (1990), SOMMER et al (1993), GUINGAND (2002) ont observé au cours du stockage des émissions comprises entre 1,8 et $12 \text{ gN-NH}_3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$. L'agitation de la fosse est probablement la raison majeure de ces émissions importantes de NH_3 . Aucune émission de protoxyde d'azote n'a été détectée dans les conditions expérimentales de cette étude. La production de N_2O a lieu principalement lors des étapes de nitrification/dénitrification (BELINE, 1998) qui nécessitent à la fois des conditions aérobies et anaérobies. Ces conditions ne sont donc pas, a priori, réunies lors du stockage malgré l'aération partielle du lisier suite à l'agitation séquentielle.

Au cours du stockage du refus de séparation, les émissions de CH_4 et de CO_2 sont en moyenne de 60 et $820 \text{ gC} \cdot \text{T}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ respectivement. Le refus de séparation émet uniquement du CO_2 au cours des 10 premiers jours de stockage. Les conditions initiales de stockage ne sont donc pas favorables à la production de méthane. A partir du 11^{ème} jour de stockage, la production de CH_4 augmente brusquement pour finalement se stabiliser de la même manière que le CO_2 (figure 2). La production élevée de gaz carbonés par le refus de sépa-

ration est due à la concentration élevée de l'effluent en matières organiques biodégradables et en eau, deux paramètres favorables au compostage. L'évolution des émissions carbonées (baisse de CO_2 et augmentation du CH_4) semble traduire un manque d'oxygène conduisant à des conditions plus anaérobies à partir du 11^{ème} jour de stockage. D'après ces résultats, il apparaît qu'une meilleure gestion de ce produit est nécessaire (par exemple une aération par retournement) afin de réduire les émissions de méthane. Aucun flux de N_2O n'a été détecté au cours du stockage de ce produit. Les conditions de stockage du refus de séparation ne sont pas a priori favorables aux processus de nitrification/dénitrification. En particulier, la température élevée du stockage, environ 65°C , ne permet pas le développement de bactéries nitrifiantes. Compte tenu de la concentration élevée en azote ammoniacal ($4,8 \text{ gN} \cdot \text{kg}^{-1}$) et de la température élevée du tas, les émissions de NH_3 sont élevées avec une moyenne de $28 \text{ g N-NH}_3 \cdot \text{T}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$.

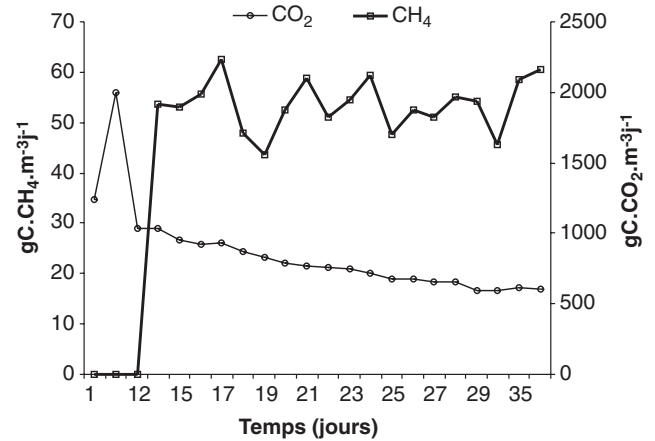


Figure 2 - Evolution des émissions carbonées au cours du stockage du refus de séparation

Pendant la décantation du lisier aéré, les émissions carbonées sont en moyenne de $7,6 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ et $4,8 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ pour le CH_4 et le CO_2 respectivement. Le flux journalier de CH_4 augmente régulièrement avec le volume de lisier aéré stocké tandis que celui de CO_2 est relativement stable au cours du temps (figure 3). L'augmentation de la production de CH_4 en fonction du volume de lisier aéré stocké peut être due à des conditions anaérobies favorisées par la hauteur croissante de lisier à décanter. De même, les facteurs d'émis-

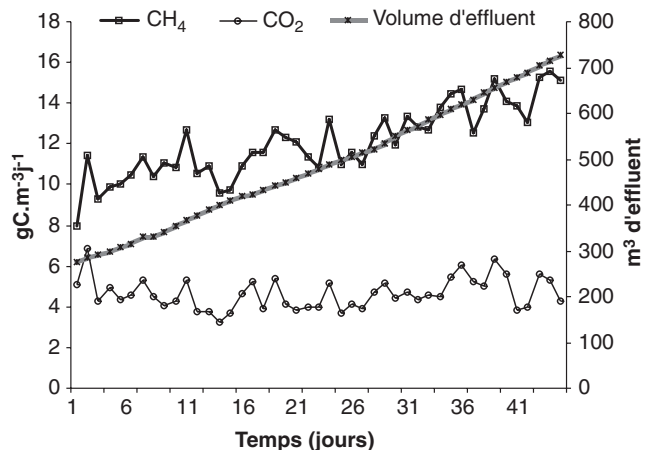


Figure 3 - Evolution des émissions carbonées et du volume de lisier aéré décanté

sion de NH_3 varient très peu au cours du temps et sont en moyenne de l'ordre de $0,16 \text{ gN-NH}_3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$. Aucune production de N_2O n'a été détectée au cours de la décantation du lisier aéré.

Concernant le stockage des boues biologiques, les émissions carbonées sont du même ordre de grandeur que celles observées au cours de la décantation du lisier aéré. Elles sont en moyenne de $5,8 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ et de $7,1 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ pour le CH_4 et le CO_2 respectivement. Il en est de même pour les émissions d'ammoniac qui sont de l'ordre de $0,26 \text{ gN-NH}_3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$.

Les émissions carbonées du surnageant ont été nulles tout au long de la campagne de mesures réalisée pendant l'hiver. Cette absence d'émission est due aux faibles températures qui ne sont pas favorables à la transformation de la matière organique (SAFLEY et WESTERMAN, 1989 ; HUSTED, 1993, 1994) et à la faible biodégradabilité de la matière organique du surnageant liée au traitement aérobie en amont. De même que pour le lisier brut, le flux de N_2O a été nul. Les émissions d'ammoniac sont faibles avec une moyenne de $0,35 \text{ gN-NH}_3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ du fait de la faible teneur en azote ammoniacal du surnageant, de l'ordre de $0,05 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$.

La variation des facteurs d'émission observés en fonction des différents postes de stockage s'expliquent principalement par la modification des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent au cours du traitement. En effet, de nombreuses recherches (DE BODE, 1990 ; HUSTED, 1994 ; SHARPE, 2002) indiquent que les caractéristiques du lisier sont, avec la durée de stockage, la température, la vitesse du vent et le mode de gestion, les principaux facteurs influençant les émissions d'ammoniac et de méthane au cours du stockage. Dans des conditions favorables (température, pH, ...), la production de CH_4 est fonction de la teneur en matières organiques dégradables tandis que la volatilisation de NH_3 est fonction de la teneur en azote ammoniacal (NH_4^+). Plus ces paramètres sont élevés, plus les émissions de CH_4 et de NH_3 sont importantes. D'autre part, le stockage des déjections animales sous forme liquide (lisier) et en conditions anaérobies est défavorable à la production de N_2O (OSADA et al, 1998 ; PHILLIPS et al, 1997).

2.2.2. Estimation des flux gazeux annuels

Afin d'évaluer les flux gazeux annuels d'une exploitation type, nous avons intégré les facteurs d'émission obtenus au modèle global sur les flux de produit. Aucune corrélation

n'ayant été observée entre les différentes émissions gazeuses et les caractéristiques des produits, les facteurs d'émissions obtenus ont été appliqués directement dans le modèle sur les quantités journalières de produit présent dans les différents modules. De plus, les résultats obtenus actuellement ne permettant pas d'apprécier l'effet de la température, les facteurs d'émissions moyens (tableau 2) ont été appliqués pour l'ensemble de l'année. Les estimations ont été effectuées pour un élevage « naisseur-engraisseur » de 200 truies équipé d'une fosse d'homogénéisation de 200 m^3 . Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau n°3.

D'après nos estimations, qui tiennent compte des flux annuels de produits, le stockage du refus de séparation est le module qui émet le plus d'ammoniac avec 56 % des émissions totales annuelles. Le stockage du lisier brut émet également une quantité importante de NH_3 avec 36 % des émissions annuelles. Ces deux modules sont aussi les principaux postes d'émission de méthane avec 56 % et 14 % des émissions annuelles pour les stockage du lisier brut et du refus de séparation respectivement.

Les émissions des co-produits issus de l'aération du lisier brut ne participent que faiblement aux émissions totales. Le bassin de décantation contribue pour 0,4 % des émissions d'ammoniac, 8 % des émissions de CH_4 , le stockage des boues biologiques pour 2 % de l'ammoniac et 21 % des émissions de CH_4 et le stockage du surnageant en lagune contribue uniquement aux émissions d'ammoniac pour 5,4 %.

La part importante des émissions gazeuses du stockage du refus de séparation s'explique par le principe de la séparation mécanique qui entraîne uniquement la concentration, sans aucune modification, de la matière organique et de l'azote contenus dans la phase solide du lisier brut. A l'inverse, le traitement aérobie consiste en l'élimination de l'azote sous forme de N_2 et l'élimination d'une partie de la charge organique. Cette élimination implique alors une réduction des émissions carbonées et azotées. Ainsi, les résultats montrent qu'il existe au sein de la station de traitement deux catégories de stockage : les stockages d'effluents non traités biologiquement (lisier brut et refus de séparation), sources importantes d'émissions gazeuses et les stockages des co-produits du traitement biologique peu émetteurs de gaz.

Bien que des travaux antérieurs montrent que les émissions de N_2O au dessus des réacteurs biologiques soient faibles (BELINE et al, 1999), des expérimentations supplémentaires

Tableau 3 - Estimation des flux gazeux annuels des différents modules de stockage.
Entre parenthèses, pourcentage des émissions par rapport aux émissions totales

Gaz	Modules de stockage					
	Module 1	Module 2	Module 4	Module 5	Module 6	Total
NH_3 , kgN/an	139,4 (36,1%)	216,7 (56,1%)	1,5 (0,4%)	20,7 (5,4%)	7,7 (2%)	386 (100%)
N_2O , kgN/an	-	-	-	-	-	-
CH_4 , kgC/an	1854,3 (56,5%)	464,4 (14,2%)	276,6 (8,4%)	-	685 (20,9%)	3280,3 (100%)
CO_2 , kgC/an	1560,1 (17,5%)	6346,3 (71,1%)	174,7 (1,9%)	-	838,5 (9,4%)	8919,6 (100%)

Module 1 : stockage du lisier brut, module 2 : stockage du refus de séparation, module 4 : décantation du lisier aéré, module 5 : stockage du surnageant, module 6 : stockage des boues biologiques

sont nécessaires afin de confirmer ce résultat et obtenir des données pour ce module concernant les autres gaz.

CONCLUSION

Ces résultats préliminaires confirment de façon globale l'influence de la composition et du mode de gestion de l'effluent sur les émissions gazeuses. Ainsi, plus le produit stocké est concentré en azote ammoniacal (NH_4^+) et en matières organiques, plus les émissions de NH_3 et de CH_4/CO_2 seront importantes. De plus, dans le cas du stockage du lisier brut, les émissions gazeuses sont favorisées par le volume et l'agitation de l'effluent.

D'autre part, l'intégration des différents facteurs d'émission obtenus à un modèle global sur les flux de produit nous a permis d'estimer les flux gazeux de cette station à l'échelle de l'exploitation. Les émissions annuelles en NH_3 , CH_4 et CO_2 sont de l'ordre de 386 kgN, de 3280 kgC et de 8919 kgC respectivement. La majeure partie de ces émis-

sions proviennent du refus de séparations (56%) et du stockage du lisier brut (36 % de NH_3 et 28 % des gaz carbonés). Cette étude souligne ainsi la nécessité d'examiner le mode de gestion des effluents en fonction des caractéristiques du produit, en particulier le stockage du refus de séparation, afin de réduire les émissions carbonées et azotées.

La mesure des facteurs d'émission et l'estimation globale de flux gazeux doivent être complétées par des mesures sur le réacteur de traitement biologique aérobie. De plus, ces résultats doivent être comparés aux émissions produites par une gestion traditionnelle du lisier basée sur le stockage et l'épandage du lisier brut.

REMERCIEMENTS

Cette étude est financée par l'ADEME dans le cadre du programme « Porcherie Verte ». Les auteurs tiennent à remercier Monsieur Olivier pour avoir mis à la disposition du CEMAGREF ses installations de traitement.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BELINE F., 1998. Etude des transferts d'azote par nitrification/dénitrification (N_2 , N_2O , NH_3) au cours du traitement aérobie et du stockage du lisier de porc. Essais avec 15N. Thèse de Doctorat, Université de Perpignan.
- BELINE F., GUIZIOU F., PEU P., MARTINEZ J., 1999. Quantification des émissions de protoxyde d'azote (N_2O) au cours du traitement aérobie du lisier de porc. Rapport d'étude CEMAGREF, 21p.
- BELINE F., DAUMER M.L., GUIZIOU F., RAPION P., 2001. Bilan de fonctionnement des unités de traitement biologique aérobie du lisier de porcs. Rapport d'étude CEMAGREF, 122p.
- BELINE F., GUIZIOU F., PEU P., DAUMER M.L., 2002. Bilan environnemental des procédés de traitement biologique des lisiers de porcs. Rapport d'étude CEMAGREF/ADEME, 43p.
- BELINE F., DAUMER M.L., GUIZIOU F., 2003. Ingénieries EAT, 34, 25-33.
- DE BODE M.J.C., 1990. In «Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming», pp. 59-66, Elsevier Applied Science, London.
- GUINGAND N., 2002. Journées Rech. Porcine, 34, 161-166.
- HUSTED S., 1993. Atmospheric Environment, 27A (11), 1635-1642.
- HUSTED S., 1994. Journal of Environmental Quality, 23 (3), 585-592.
- MARTINEZ J., GUIZIOU F., PEU P., GUEUTIER V., 2003. Biosystems Engineering, 85 (3), 347-354.
- MARTINEZ J., GUIZIOU F., GUEUTIER V., 1995. Dossier de l'Environnement de l'INRA, 10, 17-22.
- LEVASSEUR P., 1998a. Techni-Porc, 21(4), 17-23.
- LEVASSEUR P., 1998b. Techni-Porc, 21(5), 19-29.
- LEVASSEUR P., 2002. Techni-Porc, 25(1), 19-25.
- OSADA T., ROM H. B., DAHL P., 1998. Transactions of the ASAE, 41 (4), 1109-1114.
- PEU P., BELINE F., MARTINEZ J., 1999. J. Agric. Engng. Res., 73, 101-104.
- PHILLIPS V.R., SNEATH R.W., WILLIAMS A.G., WELCH S.K., BERGESS L.R., DEMMERS T.G.M., LYNN SHORT J., 1997. In Proceedings of the International Symposium : Ammonia and odour control from animal production facilities. Eds Voermans J.A.M., Monteny G., Vinkeloord, October 6-10, The Netherlands, pp 197-208.
- SAFLEY J., L. M., WESTERMAN P. W., 1989. Biological Wastes, 27, 43-62.
- SHARPE R. R., HARPER L. A., BYERS F. M., 2002. Agriculture, Ecosystems & Environment, 90, 17-24.
- SOMMER S.G., CHRISTENSEN B.T., NIELSON N.E., SCHJØRRING J.K., 1993. J. of Agric. Sci., 121, 63-71.
- ZAHN J. A., HATFIELD J. L., LAIRD D. A., HART T. T., DO Y. S., DISPIRITO A. A., 2001. Journal of Environmental Quality, 30, (2), 635-647.