

# Influence des pratiques d'élevage sur l'impact environnemental des systèmes de production porcine

Jean-Yves DOURMAD (1,2)

(1) INRA, UMR 1079 Système d'Élevage Nutrition Animale et Humaine, 35590 Saint-Gilles, France

(2) AGROCAMPUS OUEST, UMR 1079 Systèmes d'Élevage Nutrition Animale et Humaine, 35000 Rennes, France

*jean-yves.dourmad@rennes.inra.fr*

## **Influence des pratiques d'élevages sur l'impact environnemental des systèmes de production porcine**

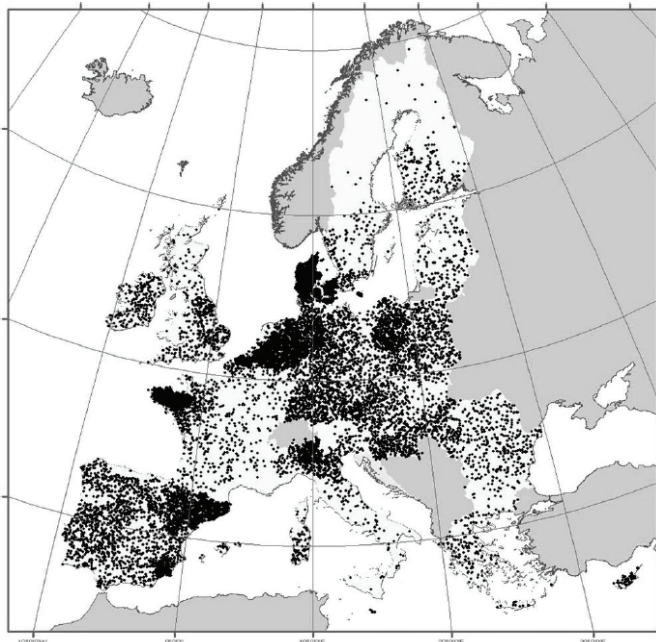
De nombreux travaux ont été conduits ces dernières années afin de rechercher des modes de conduite des élevages porcins permettant de réduire leur impact environnemental. Dans cette synthèse, nous abordons plus particulièrement les aspects relatifs à l'alimentation, au logement des animaux et à la collecte et la gestion des effluents. Les voies alimentaires envisagées pour réduire l'excrétion d'azote (N), de phosphore (P), de cuivre (Cu) et de zinc (Zn) consistent d'une part à mieux ajuster les apports aux besoins des animaux et d'autre part à améliorer la biodisponibilité de ces nutriments dans les aliments. L'adaptation du logement des animaux permet de modifier le volume et la nature des effluents collectés. L'évacuation régulière du lisier frais évite le stockage sous les animaux et présente l'avantage de limiter les pertes d'ammoniac et de faciliter la séparation de l'effluent entre phases solide (riche en P, Cu, Zn) et liquide (riche en N et potassium). L'élevage des animaux sur des litières de paille ou de sciure conduit à un effluent riche en N organique, ce qui peut constituer un atout pour sa valorisation agronomique. La recherche de solutions pertinentes de gestion des effluents au niveau des exploitations porcines nécessite de prendre en compte de très nombreux paramètres, les solutions techniques possibles étant nombreuses. La modélisation constitue une approche intéressante pour aborder ce type de questionnement. Les premiers résultats de telles approches confirment l'intérêt de raisonner à l'échelle du système, en intégrant les liens entre l'alimentation des animaux, la gestion des effluents, les productions végétales (assolement), la fertilisation et l'économie. L'effort de recherche-développement doit être poursuivi afin de proposer des modes de logement et des filières de gestion des effluents permettant de limiter à leur minimum les émissions de gaz nocifs pour l'environnement (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>...) et de préserver et valoriser au mieux les éléments fertilisants dans le cadre de systèmes de production associant élevage et productions végétales à différentes échelles géographiques. Cette approche se révèle aussi très efficace pour réduire l'impact environnemental des produits du porc tels que l'on peut les évaluer par analyse de cycle de vie.

## **Effect of farming practices on environmental impact of pig production systems**

Many studies have been conducted in recent years in order to identify farming practices that allow a reduction of the environmental impact of pig production. In this review we focus on the effects of feeding and housing strategies, and manure management. Feeding techniques to reduce nitrogen (N), phosphorus (P), copper (Cu) and zinc (Zn) excretion involves adapting the diet composition to animal's requirements, as well as improving dietary nutrient bio-availability. The adaptation of animal housing also affects the volume and composition of effluents. Frequent and rapid removal of fresh excreta from the piggery prevents slurry accumulation in the pit under the slatted floor and reduces gaseous emissions. This technique may also facilitate the separation between solid (concentrated in P, Cu and Zn) and liquid (concentrated in N and potassium) fractions, allowing their improved agronomic use as fertilizers. The raising of pigs on straw or sawdust bedding produces solid manure with a high organic N content, which can be a benefit for their agronomic use and/or their export out of the farm. The optimisation of slurry management in pig farms is a complex problem which requires considering many criteria because of the wide range of objectives and solutions. Modelling appears to be an interesting approach to address this question. The first results confirm the interest of the whole system approach making the link between animal feeding, manure management, crop rotation and fertilization, and economy. Investment in research and development is still required in order to propose optimized chains of manure management minimizing gaseous emissions of pollutants (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>...) and preserving nutrients for their use as fertilisers, in systems associating animal and crop productions at different geographical scales. This approach is also very efficient in reducing the environmental impact of pork products as quantified by life cycle assessment.

## INTRODUCTION

Depuis une cinquantaine d'années la production porcine européenne a connu une très forte croissance permettant ainsi de faire face à l'importante augmentation de la consommation de viande. L'évolution de la production s'est accompagnée d'un agrandissement des élevages et de leur spécialisation, les exploitations de polyculture-élevage faisant progressivement place à des ateliers spécialisés de plus grande taille. Cette évolution des exploitations s'est aussi accompagnée de leur concentration géographique, faisant apparaître à l'échelle européenne de grands bassins de production porcine (Figure 1). Ces évolutions s'expliquent en grande partie par les économies d'échelle associées, l'augmentation de la taille des élevages permettant d'améliorer leur efficacité, et leur concentration géographique permettant d'améliorer l'efficacité de la filière, en particulier celle des secteurs amont et aval.



**Figure 1** - Répartition géographique de la production porcine de l'Union Européenne (1 point = 1000 truies ; Marquer, 2010)

L'amélioration de l'efficacité productive des élevages, aussi bien en terme de productivité numérique des truies, de conversion alimentaire, ou de main d'œuvre a donc constitué un facteur majeur d'évolution des exploitations porcines. Ceci a conduit au développement d'un système d'élevage dominant qui représente aujourd'hui plus de 95% de la production nationale. Ce système se caractérise par l'élevage des animaux en environnement fermé, généralement sur caillebotis, les déjections étant stockées sous la forme de lisier. L'alimentation se fait essentiellement à base d'aliments complets, souvent produits à l'extérieur de l'exploitation.

L'homogénéisation des systèmes d'élevage porcin à l'échelle internationale a été favorisée par la mondialisation de la production qui a accéléré les échanges d'animaux et de techniques. Toutefois, cette relative homogénéité des modes de production porcine rencontrés dans le monde cache une certaine hétérogénéité de pratiques et de conduites. Selon les pays, l'élevage est organisé en ateliers spécialisés par phases (reproduction, sevrage, engraissement) ou en ateliers assurant à la fois la production des porcelets et leur engraissement.

La taille des élevages est également très variable. En France, elle va de quelques dizaines de truies pour les élevages les plus petits à plusieurs centaines pour les élevages spécialisés, alors que dans certains pays on peut trouver des élevages de plusieurs milliers, voire plusieurs dizaines de milliers de truies.

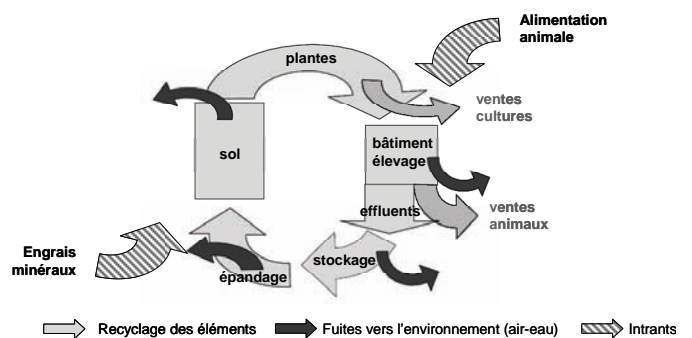
L'évolution de la production porcine s'est rapidement heurtée à l'apparition de problèmes environnementaux, résultant de la trop forte concentration des élevages et, plus généralement, à la remise en cause par la société du modèle dominant de production. Ceci a conduit à l'apparition, dès les années 1980, de réglementations visant à réduire l'impact environnemental des élevages ou à améliorer le bien-être des animaux.

Malgré ces évolutions, le constat peut toujours être fait aujourd'hui d'une image dégradée de la production porcine (Petit et van der Werf, 2003 ; Oosting *et al.*, 2011), alors que, paradoxalement, les produits du porc sont plutôt bien perçus par les consommateurs.

Plus récemment, le concept de durabilité, utilisé depuis les années 1990 pour désigner une configuration de la société qui lui permette d'assurer sa pérennité, a été progressivement appliqué à l'agriculture et à l'élevage. La notion de développement durable est définie dans le rapport Brundtland (1987) comme étant «un développement qui répond aux besoins des générations présentes sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs». Selon ce concept, la production porcine doit donc évoluer de façon à en considérer simultanément différentes dimensions : (i) la viabilité économique des exploitations et la compétitivité des filières, (ii) la maîtrise de l'impact sur l'environnement et (iii) les implications pour les éleveurs et la société.

Cette notion implique aussi que soient pris en compte à la fois le court et le long terme.

Dans cette synthèse, nous allons plus particulièrement nous intéresser à la dimension environnementale, tout en considérant si nécessaire les implications pour les autres dimensions.



**Figure 2** – Représentation des flux de nutriments dans une exploitation d'élevage (d'après Petersen *et al.*, 2007)

Traditionnellement, dans les exploitations d'élevage, les nutriments s'insèrent dans des cycles qui font intervenir d'un côté les productions végétales et de l'autre les productions animales (Figure 2). Les échanges entre ces deux composantes du système sont assurés par l'utilisation des produits des cultures pour l'alimentation des animaux et le recyclage des déjections comme fertilisants. Les exploitations font également appel à des intrants, principalement des aliments et des engrais, mais aussi des médicaments, des produits phytosanitaires et de l'énergie. La spécialisation progressive des exploitations observée dans la seconde moitié du 20<sup>ème</sup> siècle et l'augmentation des rendements ont conduit à

l'accroissement de l'utilisation d'intrants, aussi bien du côté des exploitations céréalières que des exploitations d'élevage, en particulier des engrais minéraux pour les premières et des aliments composés pour les secondes.

Le corollaire de cette spécialisation a souvent été une mauvaise valorisation des effluents dans les exploitations d'élevage et l'appauvrissement en matière organique (MO) des sols des exploitations céréalières.

Ce phénomène a encore été accentué par la régionalisation des productions qui a accompagné la spécialisation des élevages, rendant ainsi difficiles les échanges d'effluents entre exploitations, alors que le développement de l'industrie de l'alimentation animale organisait le transport des céréales et des oléo-protéagineux sur de longues distances. Cette évolution est particulièrement sensible pour les élevages d'animaux monogastriques, porcs et volailles, les élevages de ruminants restant plus liés au sol pour la production des fourrages et le pâturage.

Les flux de nutriments associés aux différents processus de production engendrent aussi des pertes vers l'environnement dont l'importance peut varier selon les pratiques d'élevage (Figure 2). Les animaux sont à l'origine d'émissions gazeuses, principalement du méthane (CH<sub>4</sub>) et du gaz carbonique (CO<sub>2</sub>). Les déjections qu'ils excrètent génèrent aussi des émissions gazeuses, dans le bâtiment ou au cours du stockage, dont l'importance et la nature sont influencées par la composition des excréta et leur mode de gestion. En particulier, certains traitements appliqués aux effluents permettent de contrôler ou au contraire favorisent les émissions gazeuses de CH<sub>4</sub>, d'ammoniac (NH<sub>3</sub>), de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) ou de diazote (N<sub>2</sub>). L'épandage des déjections entraîne également des pertes par volatilisation (NH<sub>3</sub>) et par ruissellement ou par lessivage (nitrates).

Ces différentes émissions dans l'environnement peuvent être à l'origine de phénomènes d'eutrophisation (nitrates, phosphates) aussi bien des eaux douces que des eaux marines, conduisant à une réduction de la ressource en eau pour la consommation humaine et à une dégradation des milieux aquatiques et du paysage côtier. De la même manière, l'accumulation excessive de cuivre (Cu) et de zinc (Zn) dans les sols peut conduire à moyen ou long terme à des phénomènes de toxicité pour les microorganismes du sol ou pour les plantes. Ces éléments se concentrent également dans les sédiments des rivières et de leurs estuaires.

Les émissions de NH<sub>3</sub> par les effluents sont impliquées dans les phénomènes d'acidification et d'eutrophisation dont les effets néfastes sont reconnus sur les sols, les forêts et la biodiversité. Les émissions de CH<sub>4</sub>, de N<sub>2</sub>O et de CO<sub>2</sub> contribuent quant à elles au phénomène de réchauffement climatique.

Par ailleurs, les ressources en certains nutriments, comme celles de P, et celles en énergie sont limitées et non renouvelables. Pour une production porcine durable, l'émission de polluants et l'utilisation de ressources non renouvelables doivent donc être réduites autant que possible.

De nombreux travaux ont été conduits au cours de ces dernières années afin de rechercher des modes de conduite des élevages porcins permettant de mieux maîtriser la charge en effluents et les émissions associées, en particulier dans le cadre du programme Porcherie Verte (Bonneau, 2008). Dans cette présentation, nous aborderons plus particulièrement les travaux relatifs à l'influence de l'alimentation des animaux sur la quantité et la composition des déjections, à l'adaptation du logement des animaux et de la chaîne de collecte et de

traitement des déjections et enfin, à la recherche de stratégies optimales de gestion des effluents au niveau de l'exploitation.

## 1. DETERMINATION DES BILANS ET DES EMISSIONS AU NIVEAU DE L'ATELIER PORCIN

La connaissance de l'utilisation des nutriments par les animaux permet à la fois de déterminer les quantités excrétées et de proposer des leviers d'action pour réduire les rejets tout en maintenant des niveaux de production satisfaisants. Dans la synthèse réalisée par le Corpen (2003), les quantités excrétées de nutriments sont déterminées par différence entre l'ingestion et la rétention par les animaux. La même approche est généralement utilisée dans les autres pays européens pour fixer les références de rejets (Dourmad *et al.*, 1999 ; Jongbloed *et al.*, 1999). Ces différents documents fournissent donc des modalités de calcul des quantités de nutriments ingérés, fixés et excrétés par les animaux d'élevage.

### 1.1. Excrétion de N, P, potassium (K), Cu, Zn

La quantification des bilans de nutriments des animaux nécessite de connaître les quantités ingérées et les quantités retenues dans les tissus corporels. Les quantités ingérées peuvent être déterminées à partir de la composition des aliments ou des matières premières qui les constituent. En l'absence d'analyses, on peut se référer aux tables de valeurs des aliments (INRA-AFZ, 2004).

Ces tables fournissent également des valeurs de digestibilité apparente de l'azote et du phosphore qui permettent d'estimer la quantité excrétée dans les fèces et par différence avec l'excrétion totale, la quantité excrétée dans l'urine.

La rétention de nutriments peut être prédite avec une précision satisfaisante à partir du gain de poids des animaux (Corpen, 2003 ; Rigolot *et al.*, 2010a ; Tableau 1). Sur la base de ces différentes informations, il est possible de déterminer le flux d'azote moyen des principales catégories de porcs élevés en France (Tableau 2). Ce calcul reprend la méthodologie commune retenue pour ce même calcul réalisé en 1999 dans une étude conjointe en France (Dourmad *et al.*, 1999), au Danemark (Fernandez *et al.*, 1999) et aux Pays-Bas (van der Peet-Schwering *et al.*, 1999) et reprise par le Corpen (2003). A partir de l'excrétion pour les différentes catégories de porcs on a calculé l'excrétion totale d'azote d'un élevage naisseur-engraisseur de 100 truies présentes produisant 2290 porcs charcutier par an (Tableau 2). Elle s'élève à 12,0 tonnes de N dont respectivement 17,1%, 10,7% et 72,2% sont excrétés par les truies, les porcelets et les porcs à l'engrais.

**Tableau 1** - Rétentions corporelles de N, P, K, Cu et Zn en fonction du poids vif des animaux (PV, kg) (Corpen, 2003).

N <sup>1</sup> , kg	$N = e^{(-0,9385 - 0,0145 \times TVM)} \times (0,915 \text{ PV}^{1,009})^{(0,7364 + 0,0044 \times TVM)} / 6,25$
P, g	$P = 5,3 \times \text{PV}$
K, g	$K = - 0,0034 \times \text{PV}^2 + 2,53 \times \text{PV}$
Cu, mg	$\text{Cu} = 1,1 \times \text{PV}$
Zn, mg	$\text{Zn} = 21,8 \times \text{PV}$

<sup>1</sup> TVM : Teneur en viande maigre vers 115 kg

D'autres caractéristiques des déjections, non prises en compte dans le rapport du Corpen (2003), peuvent également être prédites à partir de la composition des aliments ingérés et des performances.

**Tableau 2** - Estimation de la consommation de la rétention et de l'excrétion de N (kg) par les truies et les porcs en croissance (estimation à partir des performances 2010 avec une alimentation biphasé).

	Durée, jours	N ingéré, kg	N retenu, kg	N excrété, kg			
				Fèces	Urine	Total	
Truie productive							
lactation	24	3,8	1,6	0,6	1,6	2,2	
gestation-ISSF	123	8,0	1,8	1,3	4,9	6,2	
total/ cycle	147	11,7	3,4	2,0	6,4	8,4	
total/an	365	29,2	8,4	4,9	15,9	20,8	
% ingéré		100	28,9	16,6	54,5	71,1	
Porc en croissance							
porcelet (8-30 kg)	47	1,11	0,55	0,15	0,41	0,56	
Engrais (30-115 kg)	106	5,94	2,16	0,95	2,82	3,78	
total (8-115 kg)	153	7,05	2,71	1,11	3,23	4,34	
% ingéré		100	38,4	15,7	45,9	61,6	
Élevage de 100 truies <sup>(1)</sup>							
truies	365	2873	829	473	1571	2043	17,1%
post sevrage	365	2535	1255	347	933	1280	10,7%
engraissement	365	13604	4946	2185	6472	8657	72,3%
total	365	19011	7030	3005	8976	11981	100%
% ingéré		100	37,0	15,8	47,5	63,0	

<sup>(1)</sup>Élevage de 100 truies présentes, 22,9 porcs charcutiers vendus par truie présente et par an

Un modèle a ainsi été développé pour estimer, en plus des flux de N, P, K, Cu et Zn, les quantités de matière sèche (MS), d'eau, de MO et de carbone ingérés et excrétés par les animaux, en fonction des caractéristiques des aliments (Rigolot *et al.*, 2010a). Cette publication fournit de façon détaillée l'ensemble des équations nécessaires à la quantification précise et dynamique des différents bilans ingestion - rétention - excrétion/émissions. Ceci constitue un plus par rapport aux équations utilisées pour l'établissement des références Corpen (2003), de nature plus statique, qui visaient à quantifier des flux sur de longues périodes.

Ces approches dynamiques ont servi de base à la représentation des flux d'excrétion des animaux dans le modèle Mélodie de simulation des flux d'éléments à risque pour l'environnement dans les exploitations laitières ou porcines (Rigolot, 2009 ; Chardon *et al.*, 2008).

### 1.2. Émissions entériques de méthane

Chez les monogastriques, l'émission de méthane entérique résulte de fermentations ayant lieu principalement dans le gros intestin. De façon assez logique, l'importance de ces fermentations dépend donc de la quantité et de la nature des aliments ingérés (Vermorel *et al.*, 2008). Les émissions de méthane par les porcins dépendent de la quantité de MO fermentée dans le gros intestin et donc du flux de MO digestible non digérée dans l'intestin grêle (ou résidu digestible). Celui-ci correspond, pour l'essentiel, à la fraction de fibres alimentaires digestibles (Résidu digestible = Matière organique digestible - Matières azotées digestibles - Matières grasses digestibles - Amidon - Sucres (et lactose)).

La quantité de méthane est ensuite calculée comme une fonction linéaire de ce résidu digestible avec des équations spécifiques pour les truies et les porcs en croissance à partir des résultats de Le Goff (2001) et Noblet *et al.* (2003) :

$$\text{CH}_4 \text{ (kg)} = 0,024 \times \text{Résidu digestible (kg)} \text{ (porcs adultes),}$$

$$\text{CH}_4 \text{ (kg)} = 0,012 \times \text{Résidu digestible (porcs en croissance).}$$

### 1.3. Devenir de l'azote excrété

L'évolution de l'azote des excréta dépend des conditions de stockage, en particulier si elles sont anaérobies ou aérobies.

Dans le cas de l'élevage de porcs on trouve principalement deux modes de gestion des effluents. Le premier consiste à collecter l'effluent sous forme liquide au travers d'un caillebotis. Après une durée de stockage variable dans le bâtiment, le lisier ainsi formé est transféré pour être épandu ou stocké dans des fosses extérieures. En France, plus de 90% des effluents sont gérés de cette manière (Gac *et al.*, 2007). La seconde modalité de collecte des effluents consiste à utiliser des litières de paille ou de sciure. Dans le cas d'une gestion sous la forme de lisier, donc en conditions anaérobies, les pertes d'azote ont lieu principalement sous la forme d'émissions d'ammoniac.

Des émissions de N<sub>2</sub>O peuvent également avoir lieu à la surface du caillebotis par nitrification en conditions aérobies. Dans le cas des litières, la porosité du substrat et la disponibilité en carbone et en oxygène (O<sub>2</sub>) permettent les réactions de nitrification et de dénitrification entraînant des émissions importantes de N<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O (Kerमारrec et Robin, 2002). Des émissions de NH<sub>3</sub> sont également observées dans ces systèmes. L'importance relative de ces différentes émissions dépend de la température et de l'humidité de la litière et de la présence d'O<sub>2</sub>.

On dispose dans la bibliographie de deux types d'informations relatives à la quantification des émissions gazeuses de composés azotés, en relation avec deux groupes de méthodologies de mesure.

La première consiste à évaluer les émissions par des méthodes de bilan, par différence entre l'excrétion des animaux et la quantité finale dans l'effluent. Cette approche permet d'estimer un taux d'abattement mais n'informe pas sur la nature des gaz émis. C'est une méthode robuste qui se heurte toutefois à la difficulté à constituer un échantillon représentatif de l'effluent final, en particulier pour les litières.

La seconde méthode consiste à mesurer les flux d'air sortant du bâtiment ainsi que les teneurs en gaz de l'air entrant et sortant. La principale difficulté dans cette méthode réside d'une part dans la mesure précise des débits, en particulier pour des bâtiments en ventilation statique, et d'autre part dans la durée de la mesure, compte tenu de la forte variation des concentrations avec le temps.

### 1.3.1. Estimation des émissions gazeuses azotées des lisiers

La méthode des bilans a été utilisée par Rigolot *et al.* (2010a), sur la base d'une analyse de la bibliographie, pour estimer l'émission cumulée de composés azotés des lisiers.

Les valeurs excrétées calculées par un bilan au niveau de l'animal sont comparées aux valeurs mesurées dans l'effluent. La corrélation entre les prédictions et les mesures est bonne ( $R^2=0,87$ ) mais il existe un biais, l'azote du lisier représentant 76% de l'excrétion, les 24% restant pouvant alors être attribués aux émissions gazeuses.

La plupart des mesures directes d'émission de composés azotés ont concerné l'ammoniac qui est la principale forme d'émission dans le cas du lisier. Ces travaux ont fait l'objet d'une revue détaillée par Griffing *et al.* (2007).

Ces auteurs ont recensé 26 expériences dans lesquelles l'émission d'ammoniac a été mesurée dans des bâtiments avec stockage du lisier sous les animaux. Des corrections ont été réalisées afin de tenir compte de l'effet de la saison et du moment de la journée durant lequel les mesures étaient réalisées. En moyenne, l'émission de  $N-NH_3$  s'élève à 22,4% de l'excrétion avec un écart-type de 9,1%.

Cette grande variabilité s'explique en partie par des différences de méthodes de mesure et une grande variabilité dans la conception et la gestion des bâtiments.

Ainsi l'utilisation d'un caillebotis partiel au lieu d'un caillebotis intégral réduit la surface d'émission dans la fosse mais l'accroît sur le sol. Ceci peut conduire à la réduction des émissions d'ammoniac (Hoeksma *et al.*, 1992 ; Aarnink *et al.*, 1996 ; Aarnink *et al.*, 1997), à l'absence d'effet (Guingand *et al.*, 2010) ou au contraire à une augmentation des émissions, en particulier en été (Guingand et Granier, 2001). Ces différences de réponse s'expliquent en grande partie par le comportement des animaux et la propreté du sol plein. A température élevée les porcs excrètent de préférence sur le sol plein (Aarnink *et al.*, 2006) ce qui peut conduire à une émission d'ammoniac accrue (de plus de 50%), comme dans le cas de l'étude de Guingand et Granier (2001), alors que ces émissions sont réduites lorsque le sol plein reste propre. La nature du caillebotis influence également les émissions d'ammoniac qui sont plus faibles avec un caillebotis métallique qu'avec un caillebotis béton (Aarnink *et al.*, 1997). La fréquence d'évacuation des effluents peut également influencer les émissions d'ammoniac (Hoeksma *et al.*, 1992 ; Voermans et van Poppel, 1993 ; Guingand, 2000). Différentes techniques d'évacuation rapide du lisier existent, soit à l'aide d'un racleur soit à l'aide d'une « chasse d'eau » (Voermans et van Poppel 1993 ; Guingand 2000). Ces différents systèmes entraînent une réduction des émissions de  $NH_3$  de 20% pour les systèmes de raclage à plat, d'environ 50% pour les systèmes de raclage en V (Belzile *et al.*, 2006 ; Landrain *et al.*, 2009) et jusqu'à 60% pour les systèmes avec chasse d'eau.

Certaines études montrent également que le type de ventilation peut influencer l'émission d'ammoniac. L'extraction basse de l'air, en accroissant le renouvellement et la vitesse de l'air à la surface du lisier, pourrait en effet favoriser l'émission, mais ces effets n'ont pas été bien quantifiés.

La température de l'effluent peut également influencer les émissions d'ammoniac, puisqu'elle affecte l'équilibre entre les différentes formes ( $NH_4^+$ ,  $NH_3$ ) et affecte directement l'émission gazeuse. Toutefois, en pratique, l'effet est beaucoup plus complexe puisque, lorsque la température s'accroît, le renouvellement de l'air et l'évaporation d'eau sont accrus et l'efficacité alimentaire des animaux est souvent améliorée. Massabie *et al.* (2006) notent peu d'effet de la température

ambiante sur la teneur en ammoniac de l'air ambiant alors que l'émission s'accroît avec la température.

Avec une approche par modélisation, Dourmad *et al.* (2008a) montrent, chez des animaux rationnés en eau, que le taux de volatilisation de l'ammoniac passe de 15 à 38% lorsque la température ambiante passe de 17°C à 28°C.

L'écart est moins marqué (de 15 à 26%) lorsque l'eau est disponible à volonté, l'effluent étant alors moins concentré.

Différents modèles sont disponibles dans la bibliographie pour prédire les émissions d'ammoniac des lisiers dans les bâtiments (Aarnink et Elzing, 1998 ; Dourmad *et al.*, 2008a) et/ou au cours du stockage (Olesen et Sommer, 1993 ; Berthiaume *et al.*, 2005 ; Zhang *et al.*, 2008).

Il s'agit de modèles mécanistes prenant en compte les différentes formes de l'ammoniac dans l'effluent et les différents facteurs de variation de la volatilisation.

La plupart de ces modèles concernent le porc à l'engraissement et nécessitent pour fonctionner un paramétrage assez complexe, ce qui en fait plus des modèles de recherche que des outils d'aide à la décision. Une approche plus empirique, basée en partie sur ces modèles mécanistes, est proposée par Rigolot *et al.* (2010b) avec des paramètres d'entrée associés aux pratiques d'élevage.

Les émissions gazeuses des autres composés azotés sont beaucoup moins bien connues. En effet, les conditions anaérobies du lisier limitent les phénomènes de nitrification-dénitrification, ce qui conduit souvent à les négliger.

A partir des études disponibles (Osada *et al.* 1998 ; Kermarrec et Robin, 2002 ; Hassouna *et al.*, 2005 ; Massabie *et al.*, 2006 ; Philippe *et al.*, 2007 ; Dourmad *et al.*, 2009b ; Guingand *et al.*, 2010) on peut estimer les émissions de  $N-N_2O$  à environ 0,8 g/j par porc à l'engrais soit 2,2% de l'azote excrété. Les valeurs publiées sont très variables puisqu'elles évoluent entre 0,3 et 4,0% de l'excrété. Toutes sont toutefois supérieures à la valeur de 0,2% retenue par l'IPCC (2006) pour les lisiers. Par ailleurs, il est vraisemblable que d'autres émissions de composés azotés, en particulier  $N_2$ , sont associées aux émissions de  $N_2O$ . La détermination des émissions totales de composés azotés est importante dans la mesure où elle conditionne la quantité d'azote épandable, limitée par ailleurs par la directive nitrates. Dans le cas des lisiers, les émissions d'ammoniac sont très voisines des émissions totales, bien que les autres composés peuvent représenter de l'ordre de 1 à 2% de l'excrétion. La valeur retenue par le Corpen (2003) pour les émissions en bâtiment (25% de l'excrétion) paraît donc en accord avec la valeur d'émission d'ammoniac proposée par Griffing *et al.* (2007) ou retenue par l'IPCC (2006) (22,4%).

Si l'on tient compte des émissions au cours du stockage extérieur (5% pour le Corpen, 10% pour EMEP CORINAIR) on obtient des valeurs très voisines d'émissions totales avant épandage (respectivement 28,5 et 30,5% pour le Corpen et l'EMEP/ CORINAIR). La valeur proposée par l'IPCC (2006) pour les émissions cumulées est un peu plus faible (25%) avec une plage de variation entre 15 à 30%.

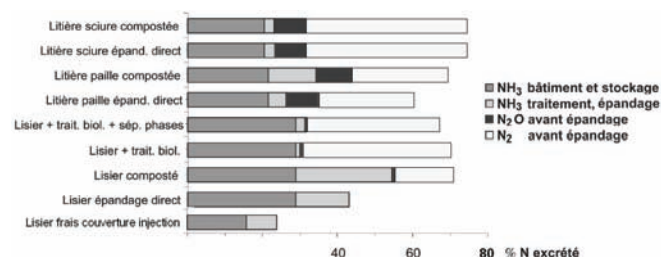
### 1.3.2. Estimation des émissions gazeuses de composés azotés des litières

Les études relatives aux émissions gazeuses des litières sont moins nombreuses que pour les lisiers. Le Corpen (2003) en a fait une synthèse afin d'évaluer le devenir de l'azote excrété dans des litières accumulées par la méthode des bilans. La quantité d'azote des fumiers en fin de période d'élevage représente respectivement pour les litières de paille et de sciure l'équivalent de 51% ( $\pm 13\%$ ) et 30% ( $\pm 8\%$ ) de l'azote.

Cependant une partie de l'azote résiduel provient du substrat. Si l'on tient compte de cette contribution on peut estimer que les pertes d'azote par volatilisation s'élèvent à respectivement 57% ( $\pm 13\%$ ) et 72% ( $\pm 7\%$ ) de l'azote excrété pour les litières de paille et de sciure. Différents auteurs (Robin *et al.*, 2004 ; Hassouna *et al.*, 2005 ; Bonneau *et al.*, 2008a) rapportent une forte variabilité des émissions d'ammoniac des litières en fonction du type de litière (paille, sciure), des modalités de gestion, de la saison et de la densité animale, les valeurs extrêmes allant de 2 à 20 g N-NH<sub>3</sub>/j par porc charcutier.

De la même manière, les émissions de N-N<sub>2</sub>O des litières sont très variables, entre 1 et 10 g N-N<sub>2</sub>O/j par porc. Avec une litière de paille, Groenestein et Van Faassen (1996) mesurent des émissions de N-NH<sub>3</sub> allant de 2,9 à 4,8 g/j par porc et des émissions de N-N<sub>2</sub>O allant de 4,8 à 7,2 g/j par porc. Des émissions plus fortes de N-NH<sub>3</sub> (12,5 g/j par porc) et plus faibles de N-N<sub>2</sub>O (0,80 g/j par porc) sont mesurées par Philippe *et al.* (2006).

La nature des gaz azotés émis semble donc plus variable que l'émission totale. Dans le cas de litières bien conduites, propices à la dénitrification, les émissions d'ammoniac sont faibles et celles de N<sub>2</sub>O et surtout de N<sub>2</sub> sont élevées, le contraire étant observé dans le cas de litières humides. Rigolot *et al.* (2010b) ont proposé sur la base de la bibliographie et de la contribution de plusieurs experts des coefficients de correction des émissions en fonction de la nature du substrat, de la surface par porc et de la quantité et de l'entretien de la litière.



**Figure 3** - Influence de différentes filières de gestion des effluents porcins sur l'importance et la nature des émissions de composés azotés avant épandage (Bonneau *et al.*, 2008a).

**Tableau 3** - Estimation des flux d'azote d'un élevage de 100 truies présentes selon le mode de gestion des effluents

	Effectif	N excrété	N-NH <sub>3</sub> <sup>(1)</sup>	N-N <sub>2</sub> O <sup>(2)</sup>	N Gaz	N épandable
Lisier						
truies présentes	100	2043	539	8	563	1480
porcelets produits	2290	1280	338	5	353	927
porc à l'engrais produits	2290	8657	2283	35	2387	6270
total		11980	3160	48	8677	8677
% excrété		100	26,4	0,4	27,6	72,4
Litière de paille <sup>(3)</sup>						
truies présentes	100	2043	448	88	959	1084
porcelets produits	2290	1280	256	61	721	559
porc à l'engrais produits	2290	8657	1731	416	4876	3781
total		11980	2435	565	6555	5425
% excrété		100	20,3	4,7	54,7	45,3

<sup>(1)</sup> le facteur d'émission d'ammoniac dans le bâtiment est fixé à 22,5% (EEA-EMEP/CORINAIR 2007 ; Griffing *et al.* 2007) pour les bâtiments sur caillebotis intégral, plus 5% pendant le stockage, et à 20% pour les bâtiments sur litière de paille.

<sup>(2)</sup> le facteur d'émission de N<sub>2</sub>O est fixé à 0,04% pour les bâtiments sur caillebotis intégral et 0,48% pour les bâtiments sur litière de paille.

<sup>(3)</sup> élevage sur litière de paille profonde pour tous les animaux sauf les truies en lactation sur caillebotis

Des valeurs par défaut de MO sont fournies par l'IPCC (2006) pour les différentes espèces animales et zones de production dans le monde.

Il est également possible de déterminer en fonction de la composition des aliments (teneur en énergie brute et

### 1.3.3. Estimation des émissions gazeuses cumulées de composés azotés au niveau de l'atelier

La prise en compte des différents facteurs d'émissions gazeuses discutés ci-dessus permet d'estimer le devenir de l'azote excrété (présenté au tableau 2), jusque l'épandage (Tableau 3), selon que les porcs sont élevés sur caillebotis intégral ou sur litière. Dans le cas d'un logement sur caillebotis, l'émission de N-NH<sub>3</sub> avant l'épandage représente 26,4% de l'azote excrété et l'émission de N-N<sub>2</sub>O 0,4%. Au final 72,4% de l'azote excrété est épandu.

Dans le cas d'un logement sur litière profonde la part des émissions de N-N<sub>2</sub>O (4,7%) et des émissions de N<sub>2</sub> (29,7%) est beaucoup plus élevée et au final seulement 45% de l'azote excrété est épandu. L'importance et la nature des émissions de composés azotés peut donc varier de façon considérable selon les modalités de gestion des effluents, et ceci d'autant plus que l'on prend également en compte l'effet de traitements éventuels des effluents comme le rapportent Bonneau *et al.* (2008a, Figure 3).

### 1.4. Estimation des émissions de méthane des effluents

Les émissions de méthane par les effluents dépendent de leurs caractéristiques et des conditions et de la durée de stockage. L'IPCC (2006) propose une méthodologie permettant d'estimer les émissions de méthane des effluents au cours du stockage. L'émission est calculée en fonction de la quantité de matière organique des déjections (MO), de leur potentiel maximal de production de méthane (B<sub>0</sub>) et d'un facteur de conversion en méthane (FCM). Les deux premiers paramètres sont des caractéristiques des effluents, alors que le troisième est lié aux conditions et à la durée de stockage.

Le paramètre FCM est aussi utilisé pour caractériser le rendement des méthaniseurs. Ce paramètre FCM est très variable selon les conditions de stockage. Selon l'IPCC (2006) il est très faible pour les déjections au pâturage (1 à 2%) ou les litières (2 à 5%) mais peut dépasser 50% (voire 80% dans les situations extrêmes) dans le cas d'effluents liquides stockés à température élevée, comme c'est souvent le cas des effluents porcins stockés en bâtiments (Jarret *et al.*, 2011c).

digestible et en minéraux) à l'aide de l'équation proposée par l'IPCC (2006). Dans le cas du modèle Mélodie (Rigolot *et al.*, 2010a) la quantité de MO excrétée est déterminée directement à partir de la digestibilité de la matière organique qui dépend des caractéristiques de la ration.

De la même manière, des valeurs par défaut de  $B_0$  sont proposées par l'IPCC (2006) pour les différentes espèces d'élevage. La valeur proposée pour le porc est  $0,48 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg MO}$ . Jarret *et al.* (2011a,b) rapportent des valeurs variant entre  $0,38$  et  $0,48 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg MO}$  selon le régime considéré.

Les émissions d'hydrogène sulfureux ( $\text{H}_2\text{S}$ ) par les effluents ont été peu étudiée, alors que ce gaz émis dans les mêmes conditions anaérobies que le méthane peut présenter des risques pour la santé (Peu *et al.*, 2012). A la différence du méthane, ce gaz, plus lourd que l'air, se concentre dans le lisier et peut être émis dans des concentrations toxiques lors du brassage ou de la reprise des effluents (Peu *et al.*, 2012).

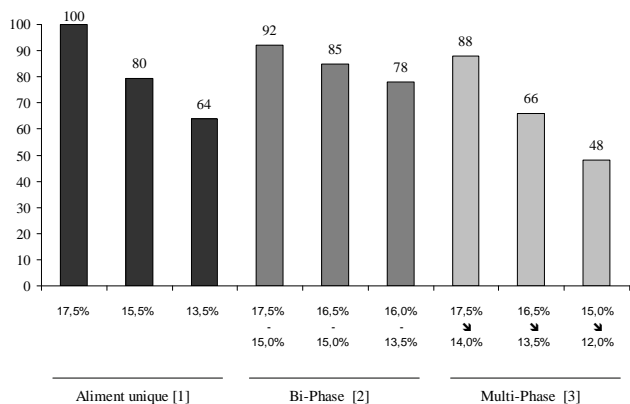
## 2. INFLUENCE DE L'ALIMENTATION SUR LES REJETS ET LE DEVENIR DES EFFLUENTS

L'alimentation est un levier d'action majeur qui permet d'agir sur les flux de nutriments de deux manières (Dourmad *et al.*, 2009c). La première voie repose sur l'amélioration des connaissances relatives aux besoins des animaux de façon à mieux ajuster les apports et ainsi réduire les excès, le besoin étant généralement défini chez le porc comme l'apport permettant de maximiser la rétention. L'amélioration de la disponibilité, ou de la valeur biologique, des nutriments de la ration constitue la seconde voie envisageable.

Nous allons voir comment la nutrition permet de réduire l'excrétion de N, P, Cu et Zn par les porcs ainsi que les émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre.

### 2.1. Influence de l'alimentation sur l'excrétion d'azote

Pour ajuster l'apport de protéines et d'acides aminés au cours du temps en fonction de l'état physiologique des truies, des aliments spécifiques sont distribués pendant la gestation et la lactation. L'excrétion est ainsi réduite de 20 à 25% par rapport à l'utilisation d'un seul aliment. Une réduction supplémentaire pourrait être envisagée dans le cas de l'utilisation de plusieurs aliments pendant la gestation, les besoins protéiques étant bien plus faibles au début qu'à la fin de la gestation. Dourmad *et al.* (2009a) ont ainsi montré qu'en comparaison à une stratégie avec un seul aliment en gestation, une stratégie multiphase permettait de réduire l'excrétion d'azote de 10 à 20% tout en réduisant le coût de l'aliment de près de 10%.



**Figure 4** - Influence de la teneur en protéines et de la stratégie d'alimentation sur l'excrétion de N des porcs à l'engrais.

[1] Dourmad *et al.* (1993), [2] Latimier et Dourmad (1993),

[3] Bourdon *et al.* (1997)

Chez le porc à l'engrais, comparativement à l'utilisation d'un aliment unique sur toute la période de croissance, l'excrétion azotée est réduite d'environ 10% lorsque l'on utilise en phase

de finition un régime à teneur réduite en protéines (régime bi-phase), mieux en accord avec les besoins des animaux. La réduction est encore plus importante avec un régime multi-phase (Figure 4).

La seconde approche consiste à améliorer l'équilibre en acides aminés de la ration, ce qui permet de réduire sa teneur en protéines tout en apportant chacun des acides aminés indispensables en quantité suffisante. Chez le porc à l'engrais, Dourmad *et al.* (1993) ont ainsi mesuré une réduction de 35% de l'excrétion d'azote à la suite d'une amélioration de l'équilibre en acides aminés du régime (valeur biologique). La réduction la plus importante des rejets est obtenue avec une alimentation multi-phase combinée avec des régimes parfaitement équilibrés en acides aminés (d'une composition proche de celle de la protéine idéale) et à teneur réduite en acides aminés non indispensables (Figure 4). Toutefois la réduction très poussée de la teneur en protéines des aliments entraîne une augmentation du coût, du fait de la nécessaire supplémentation du régime en différents acides aminés. Un compromis entre ce qui est techniquement et économiquement possible doit donc être trouvé (Dourmad *et al.*, 1995).

### 2.2. Influence de l'alimentation sur les émissions de $\text{NH}_3$

La diminution de la teneur en protéines de la ration entraîne proportionnellement une réduction plus importante de l'excrétion urinaire que de l'excrétion fécale d'azote. En effet, la teneur en azote ammoniacal de l'effluent et son pH, deux paramètres modifiés par l'alimentation, influencent la volatilisation de l'ammoniac. La distribution de régimes à teneur réduite en protéines diminue la concentration en urée de l'urine et son pH (Portejoie *et al.*, 2004). Lorsque l'abreuvement est à volonté, la diminution de la teneur en protéines entraîne également une réduction de la consommation d'eau et par conséquent de la production d'effluents (Portejoie *et al.*, 2004). Ces modifications des caractéristiques des déjections s'accompagnent d'une réduction marquée des émissions d'ammoniac dans le bâtiment et au cours du stockage et de l'épandage des effluents.

Ainsi, dans l'étude de Portejoie *et al.* (2004) l'émission d'ammoniac depuis l'excrétion jusque l'épandage, était réduite de 63% lorsque la teneur en protéines du régime passait de 20 à 12%, soit de près de 8% par point de protéines.

La volatilisation d'ammoniac peut également être réduite par l'ajout dans l'aliment de certains acides, comme l'acide benzoïque (Daumer *et al.*, 2007) qui diminue le pH de l'urine, ou par l'augmentation de la teneur en fibres qui favorise l'excrétion fécale de l'azote au détriment de l'excrétion urinaire et abaisse le pH des fèces et des effluents en favorisant la production d'acides gras volatils (Jarret *et al.*, 2011a).

### 2.3. Influence de l'alimentation sur les émissions de gaz à effet de serre

La production d'origine entérique de méthane dépendant principalement de la quantité de fibres digestibles (Vermorel *et al.*, 2008), la quantité de méthane produite sera donc directement influencée à la fois par la composition du régime et la quantité d'aliment consommée. L'amélioration de l'efficacité alimentaire et la réduction de la teneur en fibres digestibles du régime constituent donc les principales voies à explorer pour réduire la production entérique de méthane.

La production de méthane se poursuivant pendant le stockage des effluents, elle est également influencée par la composition des excréta et en particulier leur teneur en MO et sa composition. Les travaux récents de Jarret *et al.* (2011a,b) indiquent ainsi clairement que l'accroissement de la teneur en fibres des rations se traduit par un accroissement du potentiel de production de méthane des effluents, principalement en raison de l'excrétion accrue de MO (Tableau 4). Un potentiel de méthanisation élevé des effluents peut constituer un atout dans le cas de la mise en place d'un traitement anaérobie pour la production d'énergie, alors qu'il sera plutôt néfaste si les effluents ne sont pas traités, puisque dans ce cas la production non contrôlée de méthane sera accrue.

**Tableau 4** - Influence de la nature du régime sur les émissions potentielles de méthane des effluents (Jarret *et al.*, 2011b)

Aliment <sup>(1)</sup>	T	HF	T	HF
Effluent	Lisier		Fèces	
Cellulose brute, g/kg	29,4	49,0	29,4	49,0
B <sub>0</sub> , L CH <sub>4</sub> / kg MO <sup>(2)</sup>	377	376	350	339
CH <sub>4</sub> , L/porc/j				
potentiel maximal	76	126	67	107
stockage simulé (100 j)	55	97	68	92
méthaniseur (30j)	44	74	61	110

<sup>(1)</sup> T : aliment témoin à base de céréales et de tourteau de soja, HF : aliment enrichi en fibres (drèches de blé et tourteau de colza) sans soja.

<sup>(2)</sup> B<sub>0</sub> : potentiel maximal de production de CH<sub>4</sub>

A notre connaissance, il n'existe pas d'étude relative à l'influence de la composition de l'aliment sur l'importance des émissions de N<sub>2</sub>O.

Toutefois, dans les évaluations environnementales, les émissions de N<sub>2</sub>O sont généralement calculées proportionnellement au flux d'azote excrété (utilisation de facteurs d'émissions, IPCC 2006). On considère donc que toute réduction de l'azote excrété entraîne une réduction proportionnelle du flux de N<sub>2</sub>O.

#### 2.4. Influence de l'alimentation sur l'excrétion de phosphore

Une première approche pour améliorer la digestibilité du P de la ration consiste à utiliser des sources de P minéral plus digestibles (INRA-AFZ, 2004).

Toutefois, la démarche la plus efficace pour réduire l'excrétion consiste à améliorer la digestibilité du P phytique (phytates) de la ration (Jondreville et Dourmad, 2005). L'incorporation dans l'aliment de phytases d'origine microbienne, qui constitue aujourd'hui une pratique courante dans de nombreux pays, permet de diminuer ainsi l'excrétion de P jusqu'à 40 à 50% (Latimier *et al.*, 1994).

La seconde approche pour réduire l'excrétion de P consiste à mieux ajuster les apports au cours du temps en fonction du potentiel de croissance ou du stade physiologique des animaux. Ceci nécessite d'évaluer précisément les besoins des animaux et la disponibilité du P des aliments.

C'est maintenant possible grâce d'une part au développement d'un système d'évaluation de la valeur du phosphore basé sur sa digestibilité apparente (INRA-AFZ, 2004) et d'autre part du calcul factoriel des besoins (Jondreville et Dourmad, 2005). Les perspectives de réduction sont plus importantes que pour l'azote puisque dans le cas du phosphore on peut jouer sur la dynamique de minéralisation (Létourneau-Montminy *et al.*, 2011).

#### 2.5. Influence de l'alimentation sur l'excrétion de Cu et Zn

Le cuivre et le zinc sont souvent incorporés dans les aliments en quantités bien supérieures aux stricts besoins des animaux, compte tenu de leurs effets comme facteurs de croissance ou encore en raison de l'utilisation de marges de sécurité importantes. En conséquence, ils se retrouvent en forte concentration dans les effluents ce qui peut à terme entraîner une toxicité pour les plantes ou les micro-organismes du sol (Jondreville *et al.*, 2003). De plus, lorsque les effluents sont traités, ces éléments se retrouvent dans la fraction solide à des concentrations qui rendent difficile la commercialisation de ces produits comme amendements organiques. La seule façon de réduire la teneur des effluents en éléments traces métalliques est d'en réduire l'incorporation dans les aliments. Suite aux travaux récents (Jondreville *et al.*, 2003), les normes maximales de teneur en Cu et Zn des aliments pour les porcs ont été largement réduites. La nouvelle réglementation a entraîné une réduction de près de 60% des rejets de Cu et de 53% de ceux de Zn (Dourmad *et al.*, 2009c).

Avec les recommandations actuelles, les teneurs en Cu et en Zn des effluents (respectivement environ 350 et 1250 mg/kg MS) sont inférieures aux teneurs autorisées en France pour l'épandage des boues (respectivement 1000 et 3000 mg/kg MS), mais elles dépassent les teneurs autorisées pour les fertilisants organiques (respectivement 300 et 600 mg/kg MS). Toutefois, bien que la situation ait été significativement améliorée par la nouvelle réglementation, les épandages de Cu et de Zn restent encore très supérieurs aux capacités d'exportation des cultures (Dourmad et Jondreville, 2008). Des réductions plus poussées des apports de Cu et de Zn devront donc être envisagées pour l'avenir, conduisant à un meilleur équilibre entre les épandages et l'exportation par les plantes.

### 3. RECHERCHE DE STRATEGIES OPTIMALES DE GESTION DES EFFLUENTS

La recherche de solutions pertinentes de gestion des effluents au niveau des exploitations porcines nécessite de prendre en compte de nombreux paramètres, les solutions techniques et les impacts potentiels étant très nombreux (Bonneau *et al.*, 2008b). La modélisation constitue une approche intéressante pour aborder ce type de questionnement (Chardon *et al.*, 2008; Rigolot, 2009). Les premiers résultats de telles approches confirment l'intérêt de raisonner à l'échelle du système, en intégrant les liens entre l'alimentation, la gestion des effluents, les productions végétales (assolement) et la fertilisation. Les stratégies optimales à court terme sont aussi très dépendantes du contexte réglementaire. Les premières réglementations issues de la directive nitrates ont ainsi conduit à des stratégies favorisant l'élimination de l'azote des effluents, parfois au détriment d'une vision à plus long terme de la problématique environnementale. Aujourd'hui, la prise en compte du phosphore et des émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre devrait conduire à de nouveaux optimums.

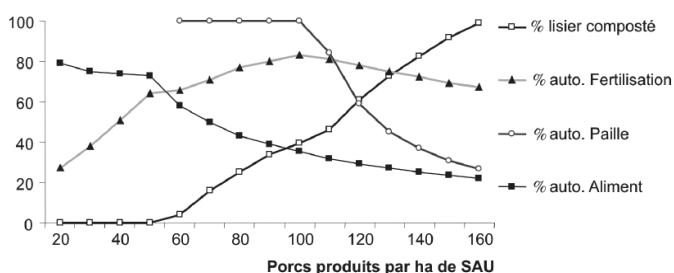
#### 3.1. Modélisation de la gestion des effluents

Baudon *et al.* (2005) ont modélisé une exploitation agricole produisant à la fois des porcs à l'engrais et des cultures de vente afin d'optimiser la configuration du système de production sous contraintes environnementales. Pour chaque simulation, ce modèle détermine les formules d'aliment, l'assolement, le système de gestion des effluents et la fertilisation qui maximisent la marge brute de l'exploitation.



Différentes filières de gestion des effluents (lisier ; fumier ; lisier + fumier ; compost de fumier ; compost de lisier ; traitement biologique avec ou sans séparation de phase) ont été testées avec ce modèle. Jusqu'à 50 porcs engraisés/ha/an, la filière lisier offre la marge brute la plus élevée.

Entre 60 et 80 porcs/ha la filière mixte lisier/fumier apparaît la plus intéressante. Au-delà de 90 porcs/ha, les stratégies avec compostage de lisier ou traitement anaérobie offrent les meilleurs résultats. Dans l'ensemble, la marge brute est plus élevée pour les filières lisier que pour les filières fumier, principalement en raison du coût de l'approvisionnement en paille. Le bilan environnemental révèle des bilans d'azote et de phosphore plus excédentaires pour les filières fumier alors que la volatilisation d'ammoniac est plus importante pour les filières lisier.



**Figure 5** - Influence du nombre porcs produits/ha/an sur différents critères d'autonomie dans le cas d'une filière associant lisier et compostage de lisier sur paille (d'après Baudon *et al.*, 2005 et Bonneau *et al.*, 2008b).

Cette étude révèle les relations étroites qui existent dans une exploitation entre productions végétale et animale et confirme, comme l'avaient déjà suggéré Teffène *et al.* (1999), l'intérêt qu'il y a à optimiser simultanément l'ensemble du système. Pour certains systèmes de traitement, le nombre de porcs que l'on peut élever est presque illimité, dans la mesure où tous les effluents sont exportés. Néanmoins, les systèmes les plus durables sur les plans environnemental et économique présentent des chargements plus faibles, l'optimum se situant

autour de 50 à 80 porcs produits/ha/an, soit pour un élevage naisseur-engraisseur l'équivalent d'un chargement d'environ 2 à 3 truies et leur suite par ha. Dans cette situation, environ 25 à 30 % des effluents sont gérés sous forme solide (fumier ou lisier composté), le reste étant géré sous forme liquide, et ces effluents couvrent 80% des besoins totaux en fertilisation. L'autonomie d'approvisionnement est respectivement de 100% et 50% pour la paille et les aliments (Figure 5).

### 3.2. Évaluation des filières de gestion des effluents par analyse de cycle de vie

Rigolot *et al.* (2009) ont utilisé la méthode d'analyse de cycle de vie (voir ci-dessous) pour comparer les impacts associés à cinq différentes filières de gestion des effluents, en la couplant au modèle "Mélodie" de représentation des flux dans une exploitation d'élevage (Chardon *et al.*, 2008).

Les cinq filières considérées sont : (1) la production de lisier, (2) la production de lisier avec l'engraissement des porcs sur paille, (3) la production de lisier avec compostage sur paille du lisier de l'engraissement, (4) le traitement aérobie avec séparation de phases et (5) la collecte de lisier frais avec méthanisation. Les résultats de cette étude (Tableau 5) montrent que le classement des différentes filières dépend des impacts considérés. L'écart entre les systèmes est plus marqué pour le réchauffement climatique, l'impact de la filière "lisier composté" s'élevant à plus du double de celui de la filière "méthanisation". Cette dernière filière semble particulièrement intéressante puisqu'elle présente les valeurs les plus faibles pour toutes les catégories d'impacts considérées. L'élimination de l'azote est particulièrement pénalisante lorsqu'elle se fait sous la forme d'ammoniac (acidification) ou de protoxyde d'azote (réchauffement climatique). Ce gaspillage d'azote peut aussi entraîner une consommation supérieure d'énergie pour la production d'engrais. Au contraire, la filière "méthanisation" associée à une collecte de lisier frais permet de réduire les émissions non contrôlées de méthane et de produire de l'énergie, tout en préservant l'azote de l'effluent.

**Tableau 5.** Évaluation par analyse de cycle de vie de l'impact environnemental de cinq filières de gestion des effluents<sup>(1)</sup> (Rigolot *et al.*, 2009)

	Acidification	Eutrophisation	Réchauffement climatique	Énergie non renouvelable
Lisier	100 (4)	100 (4)	100 (2)	100 (3)
Méthanisation	74 (1)	88 (1)	74 (1)	91 (1)
Lisier et fumier	88 (2)	95 (2)	152 (4)	92 (2)
Lisier et lisier composté	105 (5)	102 (5)	170 (5)	102 (4)
Traitement aérobie	91 (3)	96 (3)	109 (3)	110 (5)

<sup>1</sup> Les valeurs sont exprimées en pourcentage du système lisier. Les valeurs entre parenthèses correspondent au classement des 5 systèmes par catégorie d'impact, du moins polluant au plus polluant.

## 4. L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DU PORC : UNE METHODE POUR EVALUER LA DURABILITE

L'analyse de Cycle de Vie (ACV) est une méthode d'évaluation environnementale reconnue internationalement, qui présente l'avantage de considérer simultanément différents impacts environnementaux, comme le réchauffement climatique, l'eutrophisation, l'acidification ou la consommation d'énergie non renouvelable, et de prendre en compte à la fois les impacts directs générés par l'atelier porcin et les impacts indirects associés à la production d'intrants et au devenir des effluents (Bonneau *et al.*, 2008b). Cette méthode a été utilisée pour comparer différents systèmes de production :

conventionnel, label rouge et biologique (Tableau 6 ; Basset-Mens *et van der Werf*, 2005). Les résultats montrent des différences parfois marquées entre systèmes de production. Lorsque les impacts sont exprimés par kg de porc produit, le système conventionnel présente souvent les impacts les plus faibles, mis à part l'eutrophisation et l'acidification en raison d'émissions importantes d'ammoniac dans ce système. Les systèmes label rouge et biologique qui utilisent des litières présentent un impact changement climatique accru du fait des émissions de N<sub>2</sub>O des litières.

Lorsque les impacts sont exprimés par hectare les systèmes plus extensifs présentent par contre des impacts moindres en raison d'une utilisation plus importante de surface.

**Tableau 6** - Évaluation par ACV de l'impact environnemental de trois systèmes d'élevages (Basset-Mens et van der Werf, 2005)

	par kg de porc produit			par ha de surface utilisée		
	Conventionnel	Label Rouge	Biologique	Conventionnel	Label Rouge	Biologique
Eutrophisation (kg PO <sub>4</sub> eq)	0,021	0,017	0,022	38,3	26,4	21,9
Chang. climatique (kg CO <sub>2</sub> eq)	2,30	3,46	3,97	4236	5510	4022
Acidification (kg SO <sub>2</sub> eq)	0,044	0,023	0,037	80,1	36,0	37,7
Utilisation d'énergie (MJ)	15,9	17,9	22,2	29282	28503	22492
Surface utilisée (m <sup>2</sup> )	5,43	6,28	9,87	-	-	-
Porc produit (kg)	-	-	-	1842	1592	1013

Des résultats similaires sont obtenus par Dourmad *et al.* (2011) en comparant au niveau européen différents systèmes de production porcine (conventionnel, biologique et traditionnel). Ces différents résultats indiquent que le système optimal dépend des impacts considérés, locaux (eutrophisation) ou globaux (changement climatique) et de l'importance accordée aux ressources (surface, énergie). Il existe également une variabilité intra-système, principalement en relation avec les performances des animaux, l'origine des aliments et la gestion des effluents. Il peut également exister des différences méthodologiques comme l'indiquent Dourmad *et al.* (2008b) dans le cas des émissions de gaz à effet de serre. En comparant plusieurs systèmes conventionnels de production se différenciant principalement par la taille de l'élevage, la gestion des effluents et la formulation des aliments, Espagnol *et al.* (2012) obtiennent des écarts entre systèmes extrêmes de 9 et 12% respectivement pour l'émission de gaz à effet de serre et l'utilisation d'énergie et de 25% pour l'eutrophisation et l'acidification. Toutefois, ces valeurs qui se réfèrent à des systèmes moyens sous-estiment la variabilité entre élevages qui est certainement bien plus importante, ne serait-ce qu'en raison des écarts de performances.

## CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les caractéristiques des effluents issus des élevages porcins ont largement évolué ces dernières années, en réponse à la mise en place progressive des réglementations environnementales. L'alimentation a été un levier d'action important qui a permis de réduire de façon très significative l'excrétion d'azote, de phosphore, de Cu et de Zn par les animaux. Ces pratiques sont maintenant largement appliquées dans les élevages. Des perspectives de réduction plus poussées de l'excrétion par la voie alimentaire sont encore envisageables, en particulier grâce à l'alimentation de précision (Pomar *et al.*, 2007). La recherche de solutions aux excédents d'azote a également conduit, surtout dans l'Ouest de la France, à un important développement du traitement des effluents, principalement par la digestion aérobie et le compostage de lisier. Ces installations produisent une grande diversité de coproduits dont les caractéristiques sont variables selon les procédés retenus. La plupart de ces filières de traitement éliminant une part importante de l'azote de l'effluent, les produits qui en sont issus présentent souvent un déséquilibre marqué par rapport aux besoins des cultures.

Ces co-produits présentent cependant l'avantage, pour certains d'entre eux comme les résidus de séparation de phases, les composts ou les boues séchées, de pouvoir être exportés en dehors des zones d'élevage. L'obligation de viser l'équilibre de la fertilisation pour l'ensemble des éléments, en particulier le phosphore, pourrait remettre en cause certaines des filières de traitement. En effet, une fertilisation équilibrée calculée sur la quantité de phosphore épandu conduira à des apports très faibles en azote pour toutes les filières de gestion des effluents qui impliquent un abattement important de la teneur en cet élément et donc un ratio N/P plus faible que celui du besoin des cultures. Tout ceci nous conduit à penser que, dans l'avenir, les filières de gestion des effluents porcins devront limiter autant que possible les émissions de gaz nocifs pour l'environnement (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>...) et préserver et valoriser au mieux les éléments fertilisants.

Dans un contexte d'accroissement du prix des fertilisants, cette démarche est aussi intéressante au plan économique. C'est ce qui ressort clairement d'une étude prospective sur l'optimisation environnementale des élevages porcins de demain (Espagnol et Loussouarn, 2011). En quelque sorte, il convient de rechercher des filières de gestion permettant de reconstruire le cycle des nutriments présenté à la figure 2, tout en minimisant les fuites vers l'environnement. La question est de savoir à quelle échelle géographique on souhaite construire ces cycles. Ceci n'est envisageable au niveau d'une exploitation que si l'on dispose de surfaces d'épandage suffisantes pour valoriser les effluents, ce qui n'est pas souvent le cas dans les exploitations porcines. On peut aussi envisager d'associer plusieurs exploitations voisines d'une même petite région agricole. L'intérêt de cette approche sur le plan économique et environnemental a été confirmé (Paillat *et al.*, 2009), mais sa mise en place peut se heurter à des questions d'acceptabilité locale. La complémentarité entre exploitations porcines et exploitations céréalières peut aussi être recherchée à une échelle géographique plus large. Mais ceci nécessite de développer et mettre en œuvre des technologies permettant de réduire le volume d'effluents afin de pouvoir les transporter sur de longues distances. La désodorisation et l'hygiénisation de ces effluents sont également des aspects importants à considérer dans cette démarche.

La limitation des pertes gazeuses et la bonne valorisation des effluents constituent donc des approches très efficaces pour réduire l'impact environnemental des produits du porc tels que l'on peut les évaluer par analyse de cycle de vie.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aarnink A.J.A., Elzing A., 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livest. Prod. Sci.*, 53, 153-169.
- 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. *J. Agr. Eng. Res.*, 64, 299-310.
- Aarnink A.J.A., Swierstra D., van den Berg A.J., Speelman L., 1997. Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *J. Agr. Eng. Res.*, 66, 93-102.
- Aarnink A.J.A., Schrama J.W., Heetkamp M.J.W., Stefanowska J., Huynh T.T.T., 2006. Temperature and body weight affect fouling of pig pens. *J. Anim. Sci.*, 84, 2224-2231.

- Baudon E., Cottais L., Leterme P., Espagnol S., Dourmad J.Y., 2005. Optimisation environnementale des systèmes de production porcine. Journées Rech. Porcine, 37, 325-332.
- Basset-Mens C., van der Werf H 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production. Agr. Ecosys. Env., 105, 127-144.
- Belzile M., Godbout S., Lemay S.P., Lavoie J., Lachance I., Pouliot F., 2006. Impact de la séparation fèces-urine sous caillebotis sur la qualité de l'air ambiant en porcherie. Journées Rech. Porcine, 38, 21-26.
- Berthiaume P., Bigras-Poulin M., Rousseau A.N., 2005. Dynamic simulation model of nitrogen fluxes in pig housing and outdoor storage facilities. Biosys. Eng., 92, 453-467.
- Bonneau M., 2008. Le programme porcherie verte. INRA Prod. Anim., 21 (4), 305-306.
- Bonneau M., Dourmad J.-Y., Germon J.-C., Hassouna M., Lebret B., Loyon L., Paillat J.-M., Ramonet Y., Robin P., 2008a. Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins. INRA Prod. Anim., 21(4), 345-360.
- Bonneau M., Dourmad J.-Y., Lebret B., Meunier-Salaün M.-C., Espagnol S., Salaün Y., Leterme P., van der Werf H., 2008b. Évaluation globale des systèmes de production porcine et leur optimisation au niveau de l'exploitation. INRA Prod. Anim., 21 (4), 367-386.
- Bourdon D., Dourmad J.Y., Henry Y., 1997. Reduction of nitrogen output in growing pigs by multiphase feeding with decreased protein level. 48th Annual Meeting of the EAAP, 25th – 28th August 1997, Vienne.
- Brundtland G.H., 1987. Our common future, report of the world commission on environment and development. World commission on environment and development.
- Chardon X., Rigolot C., Baratte C., Le Gall A., Espagnol S., Martin-Clouaire R., Rellier J.-P., Raison C., Poupa J.-C., Faverdin P., 2008. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in integrated dairy and pig farms. In: Oxley, L. & Kulasiri, D. (eds) MODSIM 2007 International Congress on Modeling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, Décembre 2007, pp. 1638-1645.
- Corpen, 2003. Estimation des rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de cuivre et de zinc des porcs - Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. Corpen, Paris, 41 pp.
- Daumer M.L., Guizoui F., Dourmad J.Y., 2007. Influence de la teneur en protéines de l'aliment et de l'addition d'acide benzoïque et de phytase microbienne sur les caractéristiques des effluents chez le porc à l'engraissement. Journées Rech. Porcine, 39, 13-22.
- Dourmad J.Y., Jondreville C., 2008. Improvement of balance of trace elements in pig farming systems. in Trace elements in animal production systems. P Schlegel, S Durosoy, A Jongbloed (Eds). Wageningen Academic Publishers, 139-142.
- Dourmad J.Y., Henry Y., Bourdon D., Quiniou N., Guillou D., 1993. Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs. In : M.W.A. Verstegen, L.A.den Hartog, G.J.M. van Kempen , J.H.M. Metz (eds), Nitrogen flow in pig production and environmental consequences. EAAP Publication n°69, 206-211. Pudoc Scientific Publishers, Wageningen, The Netherlands.
- Dourmad J.Y., Le Mouél C., Rainelli P., 1995. Réduction des rejets azotés des porcs par la voie alimentaire: évaluation économique et influence des changements de la Politique Agricole Commune. INRA Prod. Anim., 8 (2), 135-144.
- Dourmad J.Y., Guingand N., Latimier P., Sève B., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. Livest. Prod. Sci., 58, 199-211.
- Dourmad J.Y., Moset-Hernandez V., Espagnol S., Hassouna M., Rigolot C., 2008a. Modélisation dynamique de l'émission et de la concentration d'ammoniac dans un bâtiment d'engraissement de porcs. Journées Rech. Porcine, 40, 267-268.
- Dourmad J.Y., Rigolot C., van der Werf H., 2008b. Emission of greenhouse gas, developing management and animal farming systems to assist mitigation. In : P. Rowlinson, M. Steel, A. Nefzaoui (eds). Livestock and global climate change, 36-39. Cambridge Univ. Press, UK.
- Dourmad J.Y., Brossard L., van Milgen J., 2009a. Nutrition-Environment interaction in the sow: interest of modelling approach. In: Proceeding of the 30th Western nutrition Conference, Winnipeg, Manitoba, 182-192.
- Dourmad J.Y., Hassouna M., Robin R., Guingand N., Meunier-Salaün M.C., Lebret B., 2009b. Influence of pig rearing system on animal performance and manure composition. Animal, 3, 606-616.
- Dourmad J.Y., Rigolot C., Jondreville C., 2009c. Influence de la nutrition sur l'excrétion d'azote, de phosphore, de cuivre et de zinc des porcs, et sur les émissions d'ammoniac, de gaz à effet de serre et d'odeurs. INRA Prod. Anim., 22 (1), 41-48.
- Espagnol S., Loussouarn A., 2011. Optimisation environnementale des élevages porcins de demain, vision d'expert. Techniporc, 34 (2), 3-11.
- Espagnol S., Rugani A., Baratte C., Roguet C., Marcon M., Tailleur A., Rigolot C., Dourmad J.Y., 2012. Référentiel environnemental et socio-économique des systèmes d'élevage porcin conventionnels français, Base pour le pilotage d'une amélioration environnementale. Journées Rech. Porcine, 44, 109-114.
- Fernandez J.A., Poulsen H.D., Boisen S., Rom H.B., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: Denmark. Livest. Prod. Sci., 58, 225-242.
- Gac A., Beline F., Bioteau T., Maguet K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>) from livestock manure management using a mass-flow approach. Livest. Sci., 112, 252-260.
- Griffing E.M., Overcash M., Westerman P., 2007. A review of gaseous ammonia emissions from slurry pits in pig production systems. Biosys. Eng., 97, 295-312.
- Groenestein C.M., Van Faassen H.G., 1996. Volatilization of Ammonia, Nitrous Oxide and Nitric Oxide in Deep-litter Systems for Fattening Pigs. J. Agr. Eng. Res., 65, 269-274.
- Guingand N., 2000. Influence de la vidange des préfosse sur l'émission d'ammoniac et d'odeurs par les porcheries d'engraissement. Journées Rech. Porcine, 32, 83-88.
- Guingand N., Granier R., 2001. Comparaison caillebotis partiel et caillebotis intégral en engraissement. Effets sur les performances zootechniques et sur l'émission d'ammoniac. Journées Rech. Porcine, 33, 31-36.
- Guingand N., Quiniou N., Courboulay V., 2010. Émissions comparées d'ammoniac et de gaz à effet de serre par des porcs charcutiers élevés au froid sur caillebotis partiel ou à la thermoneutralité sur caillebotis intégral. Journées Rech. Porcine, 42, 277-300.
- Hassouna M., Robin P., Texier C., Ramonet Y., 2005. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission factors from pig-on-litter systems. In: M. Bonneau & M. Bourgoin (eds) Proceedings of the International Workshop on Green Pork Production, 121–122. INRA, Paris, France.
- Hoeksma P., Verdoes N., Oosthoek J., Voermans J.A.M., 1992. Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculated liquid. Livest. Prod. Sci., 31, 121-132.
- INRA-AFZ, 2004. Tables de composition et de valeur nutritive des matières premières destinées aux animaux d'élevage : porcs, volailles, bovins, ovins, caprins, lapins, chevaux, poissons. 2ème Edition revue et corrigée. Sauvart D., Perez J.M., Tran G. Eds INRA Editions, Paris, France, 301 p.
- IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use. <http://www.GIEC-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.

- Jarret G., Cerisuelo A., Peu P., Martinez J., Dourmad J.Y., 2011a. Impact of pig diets with different fibre contents on the composition of excreta and their gaseous emissions and anaerobic digestion. *Agri. Ecosys.Env.*, 45, 6204-6209.
- Jarret G., Martinez J., Dourmad J.Y., 2011b. Effect of biofuel co-products in pig diets on the excretory patterns of N and C and on the subsequent ammonia and methane emissions from pig effluent. *Animal*, 5, 622-631.
- Jarret G., Martinez J., Dourmad J.Y., 2011c. Pig feeding strategy coupled with effluent management - fresh or stored slurry, solid phase separation - on methane potential and methane conversion factors during storage. *Atmospheric Environment*, 45, 6204-6209.
- Jongbloed A.W., Poulsen H.D., Dourmad J.Y., van der Peet-Schwering C.M.C., 1999. Environmental and legislative aspects of pig production in The Netherlands, France and Denmark. *Livest. Prod. Sci.*, 58, 243-249.
- Jondreville C., Dourmad J.Y., 2005. Le phosphore dans la nutrition des porcs. *INRA Prod. Anim.*, 18 (3), 183-192.
- Jondreville C., Revy P.S., Dourmad J.Y., 2003. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. *Livest. Prod. Science*, 84, 147-156.
- Kermarrec C., Robin P., 2002. Emissions de gaz azotés en élevage de porcs sur litière de sciure. *Journ. Rech. Porcine*, 34, 155-166.
- Landrain B., Ramonet Y., Quillien J.P., Robin P., 2009. Incidence de la mise en place d'un système de raclage en « V » en préfosse dans une porcherie d'engraissement sur caillebotis intégral sur les performances zootechniques et les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote. *Journée Rech. Porcine*, 41, 259-264.
- Latimier P., Dourmad J.Y., 1993. Effect of three protein feeding strategies, for growing-finishing pigs, on growth performance and nitrogen output in the slurry and in the air. In : M.W.A. Verstegen, L.A.den Hartog, G.J.M. van Kempen, J.H.M. Metz (eds), *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences*. EAAP Publication n°69, 242-245. Pudoc Scientific Publishers, Wageningen, The Netherlands.
- Latimier P., Pointillard A., Corlouër A., Lacroix C., 1994. Influence de l'incorporation de phytase microbienne dans les aliments, sur les performances, la résistance osseuse et les rejets phosphorés chez le porc charcutier. *Journées Rech. Porcine*, 26, 107-116.
- Le Goff G., 2001. Études des mécanismes impliqués dans l'évolution de la digestion et de l'utilisation métabolique des fibres alimentaires au cours de la vie du porc ; conséquences sur l'estimation de la valeur énergétique des aliments. Thèse de Doctorat de l'École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 221 p.
- Létourneau-Montminy M.P., Lovatto P.A., Pomar C., 2011. Effets d'un protocole de déplétion-réplétion en phosphore et calcium sur l'utilisation digestive et métabolique de phosphore et de calcium chez le porc en croissance. *Journées Rech. Porcine*, 43, 87-94.
- Marquer P., 2010. Pig farming in the EU, a changing sector. Eurostat 2010. © European Union, 2010.
- Massabie P., Granier R., Larrère V., 2006. Densité et température ambiante : incidence sur les performances du porc à l'engrais. *Journées Rech. Porcine*, 38, 407-414.
- Noblet J., Bontems V., Tran, G. 2003. Estimation de la valeur énergétique des aliments pour le porc. *INRA Prod. Anim.*, 16 (3), 197-210.
- Olesen J.E., Sommer S.G., 1993. Modelling effect of wind-speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. *Atm. Envir.*, 27, 2567-2574.
- Oosting S.J., Boogaard B.K., Boekhorst L.J.S., Sørensen J.T., 2011. Socio-cultural sustainability of pig production: farm visits with citizen panels in the Netherlands and Denmark. EAAP 62th Annual Meeting, Stavanger, 27-30 Août, 377.
- Osada T., Rom H.B., Dahl P., 1998. Continuous measurement of nitrous oxide and methane emission in pig units by infrared photoacoustic detection. *Transactions of the ASAE*, 41, 1109-1114.
- Paillat J.M., Lopez-Ridaura S., Guerrin F., van der Werf H., Morvan T., Leterme P. 2009. Simulation de la faisabilité d'un plan d'épandage de lisier de porc et conséquences sur les émissions gazeuses au stockage et à l'épandage. *Journées Rech. Porcine*, 41, 271-276.
- Petersen S.O., Sommer S.G., Béline F., Burton C., Dach J., Dourmad J.Y., Leip A., Misselbrook T., Nicholson F., Poulsen H.D., Provolo G., Sorensen P., Vinnerås B., Weiske A., Bernal M. P., Böhm R., Juhász C., Mihelic R. 2007. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livest. Sci.*, 112, 180-191.
- Petit J., van der Werf H., 2003. Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. *J. Env. Manag.*, 68, 377-386.
- Peu P., Dourmad J.Y., Picard S., Dabert P., 2012. Contrôler les formes soufrées présentes dans les lisiers de porcs en utilisant l'approche alimentaire. *Journées Rech. Porcine*, 44, 127-132.
- Philippe F.X., Laitat M., Canart B., Farnir F., Massart L., Vandenheede M., Nicks B., 2006. Effects of a reduction of diet crude protein content on gaseous emissions from deep-litter pens for fattening pigs. *Anim. Res.*, 55, 397-407.
- Philippe F.X., Laitat M., Canart B., Vandenheede M., Nicks B., 2007. Gaseous emissions during the fattening of pigs kept either on fully slatted floors or on straw flow. *Animal*, 1, 1515-1523.
- Pomar C., Pomar J., Babot D., Dubeau F., 2007. Effet d'une alimentation multiphase quotidienne sur les performances zootechniques, la composition corporelle et les rejets d'azote et de phosphore du porc charcutier. *Journées Rech. Porcine*, 39, 23-30.
- Portejoie S., Dourmad J.Y., Martinez J., Lebreton Y., 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livest. Prod. Sci.* 91, 45-55.
- Rigolot C., 2009. Modélisation de l'impact environnemental des pratiques en élevage porcin à l'échelle sectorielle (animal et effluent), de l'exploitation et du cycle de vie (ACV). Incidence du niveau d'approche sur les perceptions des pratiques. Thèse de Doctorat. Agrocampus Ouest, UEB, 182 p.
- Rigolot C., Espagnol S., Pomar C., Dourmad J.Y., 2010a. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part I: animal excretion and enteric CH<sub>4</sub>, effect of feeding and performance. *Animal*, 4, 1401-1412.
- Rigolot C., Espagnol S., Robin P., Hassouna M., Béline F., Paillat J.M., Dourmad J.Y., 2010b. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part II: Effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, 4, 1413-1424.
- Robin P., Hassouna M., Texier C., 2004. Émission d'ammoniac et de protoxyde d'azote des porcs engraisés sur litière de paille. *Journ. Rech. Porcine*, 36, 63-70.
- Teffène O., Plouchard B., Longchamp J.Y., Castaing J., Baudet J.J., Hemidy L., Landais E., Salaün Y., 1999. Optimisation de l'alimentation, de l'assolement et de la fertilisation dans des exploitations céréalières avec porcs. *Méthodologie et résultats. Journées Rech. Porcine*, 31, 77-84.
- van der Peet-Schwering C.M.C., Jongbloed A.W., Aarnink A.J.A., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: The Netherlands. *Livest. Prod. Sci.*, 58, 213-224.
- Vermorel M., Jouany J.P., Sauvany D., Eugène M., Noblet J., Dourmad J.Y., 2008. Évaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Prod. Anim.*, 21(5), 403-418.
- Voermans J.A.M., van Poppel F., 1993. Scraper systems in pig houses. *International Livestock Environmental Symposium*, 651-656.
- Zhang Y., Wu S.Y., Krishnan S., Wang K., Queen A., Aneja V.P., Arya S.P., 2008. Modeling agricultural air quality: current status, major challenges, and outlook. *Atmospheric Environment*, 42, 3218-3237.