



Cohabiter avec les activités d'élevage : éléments de synthèse appliqués aux élevages porcins pour comprendre les enjeux environnementaux

A.M. Pourcher, José Martinez

► To cite this version:

A.M. Pourcher, José Martinez. Cohabiter avec les activités d'élevage : éléments de synthèse appliqués aux élevages porcins pour comprendre les enjeux environnementaux. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 2009, 59-60, pp.89-103. hal-02593170

HAL Id: hal-02593170

<https://hal.inrae.fr/hal-02593170>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Cohabiter avec les activités d'élevage : éléments de synthèse appliqués aux élevages porcins pour comprendre les enjeux environnementaux

Anne-Marie Pourcher et José Martinez

À l'heure où les impacts connus de l'élevage porcin sur le milieu naturel et la santé humaine inquiètent le public et les associations environnementales, les auteurs de cet article nous proposent de faire un point sur les enjeux sanitaires et les différentes pollutions (air, eau, sol) liées aux effluents générés par la filière porcine. Ils mettent l'accent sur la nécessité de ramener ces émissions polluantes à un niveau de risque acceptable pour la santé humaine et l'environnement, par l'amélioration des pratiques d'élevage et la mise en place de nouvelles préconisations dans les exploitations.

L'impact environnemental de l'élevage

L'activité d'élevage a fait l'objet récemment (2007-2008) d'une campagne de presse internationale avec des slogans tels que « *comer carne mata al planeta* »¹. La cause n'en était pas les problèmes d'odeurs, de nuisances et de voisinage habituels ou les problèmes bien connus de pollution par les nitrates (ou de contentieux « nitrates » en Bretagne), mais un extrait d'un rapport de la FAO² qui situait la contribution des activités d'élevage aux gaz à effet de serre autour de 18 % ! (FAO, 2006 ; CGAAER³, 2008).

La production mondiale annuelle de viande, estimée entre deux cent et deux cent trente millions de tonnes, va probablement doubler selon les projections et l'analyse des tendances actuelles. Cette augmentation de la production est à la fois liée à l'accroissement démographique et au changement du mode de consommation, notamment dans les pays en développement tels que l'Asie du sud-est et l'Amérique du sud (Brésil). Les prévisions d'évolution démographique et de croissance de la consommation individuelle de produits animaux montrent que d'ici 2020, il va falloir produire plus de cent millions de tonnes de viande supplémentaires et cette croissance de la production proviendra principalement des pays en voie de développement (Faye et Alary, 2001). En effet, alors que le taux de croissance

des principaux produits de l'élevage stagne ou régresse selon les types de viande dans les pays industrialisés, il se situe entre 5 et 10 % par an, voire plus, dans les pays en développement.

En termes de viande, le porc est la principale production avec une augmentation d'un facteur 3,5 au cours des quarante dernières années, passant d'une production de vingt-cinq millions de tonnes en 1961 à quatre-vingt sept millions de tonnes en 2002. Les données de 2006 indiquent un accroissement de la consommation mondiale de viande de porc de 3,2 % qui est principalement dû à la progression chinoise. Cette accélération de la production aura et a déjà un impact, non seulement sur l'environnement local, mais également à l'échelle de la planète, notamment en ce qui concerne la qualité de l'air et les émissions de gaz à effet de serre. Cette évolution est souvent constatée dans des zones du monde où le contexte réglementaire, voire la sensibilisation environnementale qui caractérise la production animale dans les pays industrialisés, ne sont pas pris en compte. Les solutions et négociations destinées à limiter cet impact local diffèrent de celles qui seront nécessaires pour limiter l'impact global des pollutions.

L'activité de l'élevage porcin participe à trois types de pollutions (figure 1) qui sont :

– la pollution des eaux par ruissellement à la suite d'épandages de lisier, ou par lixiviation résultant d'apports excessifs notamment azotés ;

1. « Manger de la viande tue la planète » dans le journal *El Centro*, Mexique, 27 février 2008.

2. Organisation des Nations-Unies pour l'alimentation et l'agriculture : *Food and Agriculture Organization*.

3. Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux.

Les contacts

Cemagref,
UR GERE, Gestion
environnementale et
traitement biologique
des déchets, 17 avenue
de Cucillé, CS 64427,
35044 Rennes Cedex.

- la pollution de l'air liée aux composés gazeux et malodorants émis dans les bâtiments, lors du stockage ou de l'épandage ;

- la pollution du sol qui peut être causée par des apports d'éléments nutritifs supérieurs aux besoins des cultures et conduire ainsi à des déséquilibres et à l'accumulation d'éléments chimiques tels que le phosphore et les métaux lourds.

Si les enjeux liés à la pollution des eaux sont abondamment documentés, ceux relatifs à la pollution atmosphérique et à celle des sols sont devenus plus récemment des préoccupations émergentes. Par ailleurs, au cours des derniers mois, le débat public nous a également alertés sur les risques de zoonoses associés aux animaux d'élevage qui inquiètent l'opinion publique. Les crises sanitaires de la vache folle, de la grippe aviaire ou de la fièvre aphteuse et les cas de toxi-infections alimentaires liées à l'ingestion de végétaux contaminés par des déjections animales ont matérialisé un risque associé à l'épandage des effluents d'élevage. Cette problématique suscite de nouveaux enjeux dont celui de la maîtrise des risques sanitaires.

Cet article se propose de revisiter quelques notions autour des problématiques émergentes (enjeux sanitaires, pollution atmosphérique et pollution des sols) liées à l'activité d'élevage porcin, et tente de relativiser ces enjeux en regard de l'amélioration des pratiques ou pour le moins des nouvelles préconisations qui se mettent en place dans les exploitations porcines en France.

Les risques microbiologiques

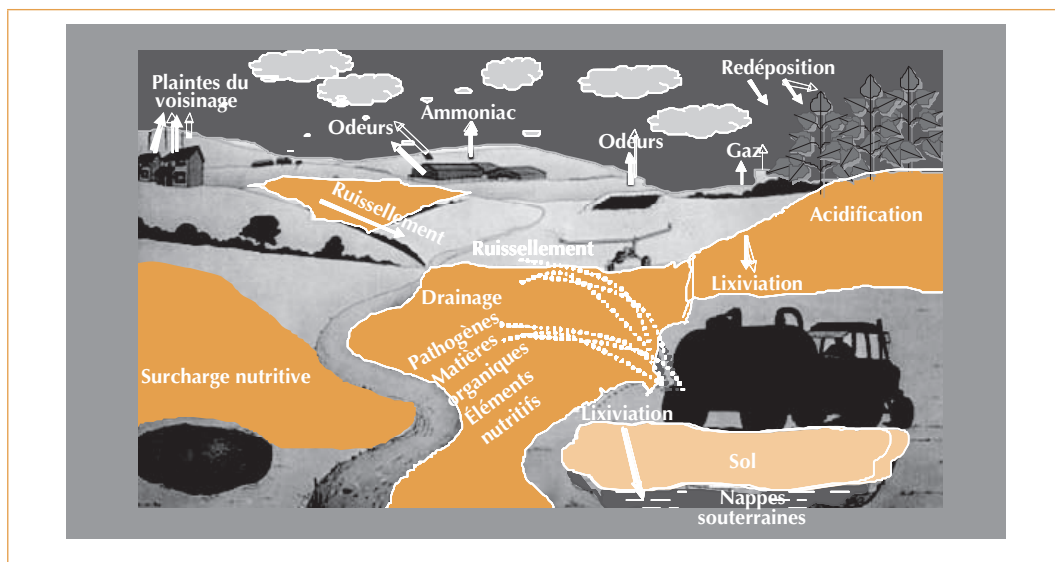
Micro-organismes pathogènes associés au lisier de porc

Le lisier de porc, mélange de déjections, d'urine et d'eau de lavage contient une flore diversifiée majoritairement constituée de bactéries d'origine fécale (Peu *et al.*, 2006). Ces dernières, dont la concentration dans les fèces est de l'ordre de 10^{10} bactéries/g (Cotta *et al.*, 2003), sont essentiellement commensales mais de nombreux agents pathogènes responsables de maladies infectieuses ou parasitaires peuvent contaminer le lisier (Venglovsky *et al.*, 2006).

Parmi les agents zoonotiques émergents ou réémergents, les salmonelles, *Listeria monocytogenes*, *Yersinia enterocolitica*, *Campylobacter jejuni*, *E. coli* O157 : H7, *Giardia* et *Cryptosporidium* sont particulièrement importants en santé publique en raison de leur portage essentiellement digestif et de leur persistance dans le milieu extérieur. Ils sont pour la plupart responsables de gastro-entérites, mais provoquent parfois des maladies graves chez l'Homme, à l'exemple des encéphalites et des septicémies dues à *L. monocytogenes*, ou des syndromes hémolytiques et urémiques causés par *E. coli* O157 : H7.

Les salmonelles, les campylobacters et *Yersinia enterocolitica*, fréquemment retrouvés chez les porcs, constituent une préoccupation majeure dans les filières de production porcine alors que *E. coli* O157 : H7 est plutôt associé aux déjec-

► Figure 1 – Les différents types de pollution (eau, air, sol) liés aux activités d'élevage porcin.



tions bovines bien que ce sérotype ait été détecté dans les fèces de porcs (Nakasawa *et al.*, 1999 ; Schouten *et al.*, 2005).

S'il existe de nombreuses données sur les niveaux de contamination de la viande et des carcasses de porcs, peu d'études sont consacrées à la prévalence et à la survie des micro-organismes pathogènes dans le lisier, et la plupart des données existantes concernent le portage fécal. Ainsi, Fablet *et al.* (2007), qui ont évalué la prévalence des salmonelles dans soixante-neuf élevages porcins bretons, ont mis en évidence l'excrétion de *Salmonella* par les porcs en fin d'engraissement dans 20,3 % des élevages. Lors d'une étude récente menée sur mille quarante échantillons de fèces issus de seize élevages porcins allemands, Wehebrink *et al.* (2008) ont retrouvé *Campylobacter* spp. dans les fèces de 33,8 % des truies, de 80,9 % des porcelets et de 64,7 % des porcs en finition. Ils ont également détecté *Yersinia enterocolitica* dans les fèces de 15,2 % des porcs à l'engraissement et de 13,3 % des porcs en finition.

La présence de ces agents pathogènes dans les fèces constitue donc une source de contamination du lisier. Mais il convient de souligner que les facteurs de risque dépendent avant tout des concentrations initiales dans les fèces des agents infectieux, de leur pathogénicité et de leurs caractéristiques de survie, propres à chaque type de micro-organisme.

Les quelques données disponibles sur les lisiers révèlent une disparité des fréquences de détection des agents pathogènes (tableau 1), rendant impossible toute extrapolation des résultats à l'ensemble des élevages porcins. À titre d'exemple, la prévalence des salmonelles dans les effluents des élevages porcins est comprise entre 1,6 et 71,4 % et celle des campylobacters fluctue de 11,9 à 84,6 %. Ces différences peuvent être attribuées à des facteurs liés à l'élevage (état de santé des animaux, respect des règles d'hygiène, localisation géographique, mode de gestion des effluents), mais aussi à la méthodologie employée (nombre d'élevages analysés, stratégie d'échantillonnage, techniques de détection des micro-organismes).

Il existe très peu de données chiffrées sur le niveau de contamination des lisiers en agents pathogènes et celles qui sont disponibles concernent surtout *Salmonella*. À l'exception de Vanotti *et al.* (2005), qui rapportent des valeurs atteignant $7,7 \cdot 10^3$ salmonelles par gramme de lisier, les teneurs en

salmonelles sont en général faibles. Ainsi, Hill et Sobsey (2003), Fablet *et al.* (2007) et Pourcher *et al.* (2008) ont observé des concentrations en salmonelles comprises entre 0,03 et 110 bactéries par gramme de lisier brut.

Voies de contamination

Les voies de contamination de l'Homme sont multiples. Elles peuvent être directes par contact cutané ou inhalation d'aérosols et concernent alors les éleveurs, les soigneurs ou toute personne ayant un contact avec les porcs ou le lisier. Lorsqu'elles sont indirectes, elles sont susceptibles de toucher une population plus large. Les agents infectieux du lisier peuvent en effet contaminer les eaux souterraines ou superficielles par des phénomènes de percolation ou de ruissellement. L'Homme peut également être contaminé par l'ingestion de végétaux ayant été en contact avec les effluents d'élevage. L'épandage du lisier peut donc être une voie d'entrée non négligeable d'agents pathogènes dans la chaîne alimentaire humaine. Il a ainsi été observé une persistance et une augmentation du nombre de germes pathogènes dans les sols après l'épandage (Mawdsley *et al.*, 1995 ; Johnston *et al.*, 1996 ; Gessel *et al.*, 2004). Le risque sanitaire est particulièrement important lorsque le lisier est épandu sur des sols destinés à recevoir des cultures de végétaux consommés crus (Guan et Holley, 2003 ; Nicholson *et al.*, 2005).

Guan et Holley (2003) rapportent qu'en Europe, au Canada et aux États-Unis, de 1983 à 2001, sur les quatorze toxi-infections alimentaires impliquant des déjections animales, le lisier de porc a été mis en cause une fois lors d'une épidémie de gastro-entérites dues à des souches de *Citobacter freundii* verotoxinogènes. Ces dernières ont été mises en évidence dans du persil cultivé sur un sol amendé avec du lisier de porc (Tschape *et al.*, 1995). Comme l'ont souligné Guan et Holley (2003), la difficulté à identifier l'origine de la contamination de l'eau ou des végétaux conduit probablement à une sous-estimation du risque sanitaire lié à l'épandage des déjections animales.

Impact du traitement du lisier de porc sur les germes d'origine intestinale

En raison de la diversité des agents pathogènes et de leur faible représentativité dans les lisiers, l'impact hygiénisant des traitements appliqués aux lisiers est en général évalué sur des micro-organis-

▼ Tableau 1 – Prévalence de micro-organismes pathogènes dans les lisiers de porcs.

Micro-organisme	Pays	Nombre d'élevages	Prévalence (%)	Auteurs
<i>Salmonella</i>	Canada (Québec)	32	37	Côté <i>et al.</i> (2006a)
	Canada (Québec)	18	39	Côté <i>et al.</i> (2006b)
	Australie	13	31	Chinivasagam <i>et al.</i> (2004)
	Royaume-Uni	126	7,9	Hutchison <i>et al.</i> (2004)
	France (Bretagne)	17	60	Pourcher <i>et al.</i> (2008)
	Irlande	14	71,4	Watabe <i>et al.</i> (2003)
	Allemagne	380	1,6	Holzel et Bauer (2008)
<i>Listeria monocytogenes</i>	Royaume-Uni	126	19,8	Hutchison <i>et al.</i> (2004)
	France (Bretagne)	17	30	Pourcher <i>et al.</i> (2008)
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Canada (Québec)	32	9	Côté <i>et al.</i> (2006a)
	États Unis	77	53*	Bhaduri <i>et al.</i> (2005)
	Irlande	14	**	Watabe <i>et al.</i> (2003)
<i>Campylobacter jejuni</i>	Australie	13	84,6	Chinivasagam <i>et al.</i> (2004)
	Royaume-Uni	126	11,9	Hutchison <i>et al.</i> (2004)
<i>E. coli</i> O157 : H7	Pays-Bas	229	0,4*	Schouten <i>et al.</i> (2005)
	Japon	35	8,6*	Nakasawa <i>et al.</i> (1999)
	Irlande	14	**	Watabe <i>et al.</i> (2003)
<i>Cryptosporidium</i>	Canada (Québec)	32	3	Coté <i>et al.</i> (2006a)
	Royaume-Uni	126	13,5	Hutchison <i>et al.</i> (2004)
	Espagne	13	53	Reinoso et Becares (2008)
<i>Giardia</i>	Espagne	13	7	Reinoso et Becares (2008)
	Royaume-Uni	126	2,4	Hutchison <i>et al.</i> (2004)
Helminthes	Espagne	13	38	Reinoso et Becares (2008)
Hépatite E	France	7	71***	Pavio <i>et al.</i> (2008)
	États-Unis (Midwestern)	22	68	Kasorndorkbua <i>et al.</i> (2005)
	Canada (Québec)	70	34	Ward <i>et al.</i> (2008)

* prélèvement de fèces ; ** non détecté ; *** prélèvements de lisiers ou de fèces.

mes d'origine intestinale, appelés germes « indicateurs de traitement » représentés par *E. coli*, les coliformes fécaux, les entérocoques intestinaux et les spores de *Clostridium perfringens*.

Alors que les teneurs en bactéries intestinales sont relativement stables dans les fèces, les concentrations en coliformes fécaux et en *E. coli* dans les lisiers bruts stockés en fosse présentent de fortes variations. Elles sont ainsi comprises entre 10 et 10⁶ bactéries par gramme de lisier (Hill et Sobsey, 1998 ; Hill et Sobsey, 2003 ; Chinivasagam *et al.*,

2004 ; Vanotti *et al.*, 2005 ; Côté *et al.*, 2006a Pourcher *et al.*, 2008). D'importantes fluctuations ont également été observées au sein d'une même localisation géographique. Côté *et al.* (2006a) ont observé des écarts de cinq unités logarithmiques des concentrations en *E. coli* dans les lisiers issus de trente-deux élevages québécois. Hill et Sobsey (2003) et Pourcher *et al.* (2008) rapportent des différences de trois unités logarithmiques sur des valeurs de *E. coli* mesurées respectivement dans les lisiers bruts de quatre élevages de Caroline du Nord et de dix-sept élevages bretons. Il est possi-

ble que ces fluctuations soient une conséquence de la durée de stockage du lisier, mais Pourcher *et al.* (2008) ont observé des concentrations en germes indicateurs similaires entre des périodes de stockage courtes (de moins de un mois) et longues (de six à neuf mois).

Pourtant, l'allongement de la durée de stockage entraîne une diminution significative des teneurs en germes entériques. Côté *et al.* (2006a) ont en effet observé que les concentrations en *E. coli*, initialement comprises entre 10^3 et 10^4 germes par gramme dans les lisiers, diminuaient de $4 \log_{10}$ en cinquante-quatre à cent quatorze jours de stockage. Hutchison *et al.* (2005) qui ontensemencé artificiellement des germes d'origine entérique dans du lisier, ont aussi observé une disparition progressive des bactéries avec un abattement de $3 \log_{10}$ après deux mois de stockage. La persistance des germes indicateurs dans les lisiers, même après neuf mois de stockage, n'est cependant pas surprenante dans la mesure où les fosses sont remplies séquentiellement, ce qui induit obligatoirement une surestimation de la survie des germes comme l'ont souligné Hutchison *et al.* (2005).

La température joue également un rôle primordial sur la persistance des germes. Ainsi, les études menées sur le comportement de salmonelles artificiellementensemencées dans du lisier de porc, indiquent que la survie de ces bactéries dépasse en général trente jours lorsque la température est inférieure à 26 °C et que leur persistance est d'autant plus importante que la température est basse (Arrus *et al.*, 2006 ; Placha *et al.*, 2001 ; Nicholson *et al.*, 2005 ; Mannion *et al.*, 2007).

Il est difficile d'énoncer des règles générales d'efficacité des traitements même si toutes les études montrent une diminution des concentrations en germes au cours des traitements (tableau 2).

Indépendamment du niveau initial en germes indicateurs, la digestion aérobie du lisier et son stockage successif conduisent à une diminution d'un facteur 10 à 100 des concentrations en *E. coli* et en entérocoques et n'affectent pas les teneurs en spores de *C. perfringens* (Hill et Sobsey, 1998 ; Pourcher *et al.*, 2008). Ces résultats révèlent un faible impact du traitement biologique du lisier et confirment l'existence d'un risque

▼ Tableau 2 – Exemples d'impact de différents traitements du lisier sur l'abattement des germes indicateurs.

Nombre d'élevages ou de pilotes étudiés	Traitement appliqué	Matrices analysées pour le calcul de l'abattement	Temps de séjour	Germe dénombré	Abattement en unité Log	Auteurs
1 pilote	Nitrification, dénitrification	Effluent entrée, effluent sortie	nd*	CF**	4,4	Vanotti <i>et al.</i> (2005)
18 pilotes	Digestion anaérobie psychrophile	Effluent entrée, effluent sortie	20 jours	<i>E. coli</i>	1,6 à 4,2	Côté <i>et al.</i> (2006b)
10 élevages	Stockage après un traitement biologique de nitrification/dénitrification	Lisier brut sortie de bâtiment, lisier stocké après traitement biologique	6 à 9 mois	<i>E. coli</i> Entérocoques <i>C. perfringens</i>	1,6 à 2,6 0,3 à 1,9 < 0,1	Pourcher <i>et al.</i> (2008)
13 élevages	Stockage en lagune	Lisier brut sortie de bâtiment, lagune	nd *	<i>E. coli</i>	0,7 à 3,9	Chinivasagam <i>et al.</i> (2004)
32 élevages	Lisier stocké en fosse	Lisier brut, lisier stocké	15 à 26 jours 54 à 114 jours	<i>E. coli</i> <i>E. coli</i>	1 4	Côté <i>et al.</i> (2006a)
2 élevages	Lisier stocké en lagune	Lisier brut sortie de bâtiment, lagune	270 jours	<i>E. coli</i> Entérocoques <i>C. perfringens</i>	2,1 1,9 0,2	Hill et Sobsey (1998)
1 élevage	Refus de séparation stocké en tas en période hivernale et estivale	Refus en début de stockage, refus en fin de stockage	76 jours 72 jours 76 jours 72 jours	CF CF Entérocoques Entérocoques	1,5 (hiver) 0,04 (été) 1 (hiver) 1,9 (été)	Placha <i>et al.</i> (2001)

* non précisé dans l'article ; ** coliformes fécaux.

microbiologique associé aux formes de résistance telles que les spores bactériennes ou les kystes de parasites.

Les risques chimiques

Les gaz à effet de serre (encadré 1)

Les principaux gaz à effet de serre provenant des élevages sont le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane et le protoxyde d'azote (N_2O). On estime globalement que près de 7,1 milliards de tonnes d'équivalent CO_2 ($\text{CO}_2 \times 1 + \text{CH}_4 \times 25 + \text{N}_2\text{O} \times 298$) sont émis par la filière élevage (deux tiers par les systèmes extensifs, un tiers par les systèmes intensifs), soit 18 % des émissions anthropogéniques totales de gaz à effet de serre (GES). Cette contribution étant d'ailleurs équirépartie entre les trois gaz incriminés (CO_2 : 2,7 milliards de tonnes ; CH_4 et N_2O : 2,2 milliards de tonnes équivalent CO_2).

Les principales émissions sont dues aux élevages bovins mais les élevages porcins contribuent à une part non négligeable des émissions notamment aux États-Unis et en Asie (figure 2).

Les bâtiments d'élevage et les épandages de lisiers de porc sont des sources d'émissions d'un grand nombre de composés gazeux (plus de cent). Parmi ces gaz, certains sont particulièrement préoccupants, tels l'ammoniac (NH_3), le méthane (CH_4), le dioxyde de carbone (CO_2) – gaz à effet de serre, l'hydrogène sulfuré, le monoxyde de carbone (dangereux pour la santé humaine), et le protoxyde d'azote (N_2O) qui détériore la couche d'ozone et est produit lors des processus de nitrification-dénitrification. La plupart des autres composés gazeux sont présents essentiellement à l'état de trace, mais collectivement, ils participent aux mauvaises odeurs.

Les composés gazeux produits par les activités d'élevage porcins proviennent essentiellement des déjections (Hartung et Phillips, 1994). Dans les bâtiments d'élevage, les gaz sont émis par les déjections fraîches et au cours du stockage du mélange fèces et urines. Des gaz sont également produits dans les zones de stockage à l'extérieur des bâtiments, suite à l'activité microbienne qui s'y développe et dont l'intensité dépend de la température, ainsi que de l'état de dilution des déjections. Les autres sources d'émissions comprennent l'aliment, l'animal lui-même et les machines de l'exploitation.

Le dioxyde de carbone (CO_2) provient essentiellement de l'air expiré par les animaux et dans une moindre mesure du stockage dans les bâtiments. L'hydrogène sulfuré (H_2S) est issu de la décomposition microbienne d'acides aminés contenant du soufre. Le méthane (CH_4) est produit lors de fermentations anaérobies des acides gras volatils dans le lisier. L'ammoniac (NH_3) est issu de l'hydrolyse de l'urée qui se produit naturellement.

Contrairement au gaz ammoniac, pour lequel il existe un large consensus sur le plan scientifique et sur les méthodes susceptibles de limiter ses émissions, les voies de réduction possible des gaz à effet de serre sont beaucoup moins évidentes. L'une des raisons principales réside dans la nature des processus mis en cause. Les émissions d'ammoniac résultent principalement de processus physico-chimiques, et toute action sur ces caractéristiques physiques ou chimiques aura un impact sur le processus d'émission : qu'il s'agisse d'une barrière physique qui limitera le transfert de l'ammoniac de la phase liquide vers l'atmosphère, de la diminution du pH⁺ qui maintiendra l'azote ammoniacal sous la forme NH_4^+ , ou de l'enfouissement lors de l'épandage qui limitera également les transferts liquide/gaz.

Encadré 1

Les GES et l'effet de serre

Les gaz dits à effet de serre ont la particularité d'être transparents à la lumière visible, mais opaques pour une majeure partie du rayonnement infrarouge émis par la terre. Lorsqu'elle reçoit un flux solaire, la surface terrestre réémet un rayonnement infrarouge vers l'atmosphère. Or plusieurs composants chimiques de celle-ci absorbent les infrarouges, puis les réémettent dans toutes les directions. Une partie retourne vers la surface terrestre, laquelle s'échauffe un peu plus : c'est l'effet de serre. L'effet de serre est essentiel à la vie sur terre. Il assure actuellement à la surface de la Terre une température moyenne de 15 °C. Sans lui, elle plongerait à environ - 18 °C. L'effet de serre joue donc un rôle essentiel dans le climat, et le changement climatique annoncé pourrait convertir des sols actuellement fertiles en zones arides à semi-arides, alors que la toundra de l'hémisphère nord deviendrait une terre de culture possible du blé.

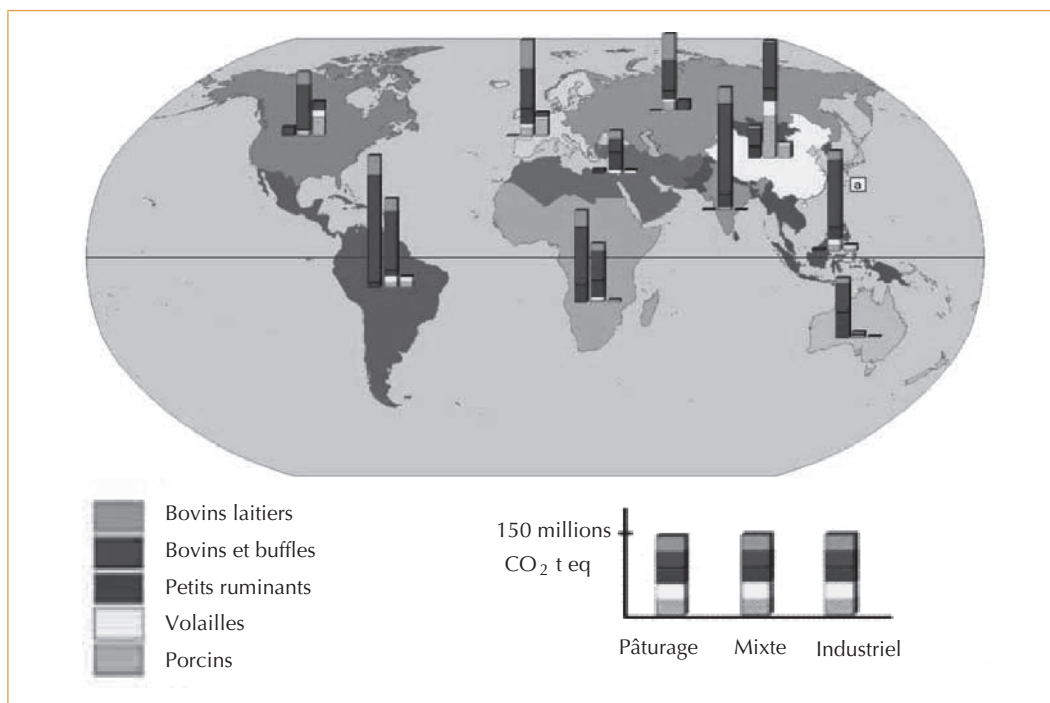


Figure 2 – Émissions totales de gaz à effet de serre issus de la fermentation entérique et des déjections par espèce animale et par système de production (d'après FAO, 2006).

Les émissions de gaz à effet de serre résultent de phénomènes biologiques, qu'il s'agisse des fermentations anaérobies qui se déroulent en fosse de stockage ou sous les caillebotis, ou des émissions de protoxyde d'azote liées aux processus de nitrification-dénitrification qui se produisent notamment dans les sols agricoles après épandage. Or, ces processus biologiques sont beaucoup plus difficiles à maîtriser.

Une approche intégrée de la maîtrise des émissions des élevages porcins suppose bien entendu que les méthodes mises en œuvre, par exemple pour limiter les émissions d'ammoniac, soient cohérentes et n'aggravent pas les émissions de GES (méthane et protoxyde d'azote). Un travail en ce sens a été conduit par Brink *et al.* (2001a, 2001b). Ces auteurs ont ainsi évalué l'impact des techniques de réduction des émissions d'ammoniac sur les émissions de CH_4 et N_2O . Ils en déduisent que les techniques d'enfouissement du lisier et les techniques d'adaptation de bâtiment (traitement de l'air) induisent une augmentation des émissions de N_2O . Par contre, la réduction de la teneur en azote dans l'aliment limite conjointement les émissions d'ammoniac et de N_2O . Par ailleurs, la couverture des fosses n'induit qu'une légère augmentation des émissions de CH_4 (moins de 1 %).

Concernant le traitement biologique des lisiers, certains auteurs soulignent son impact « aggravant » sur les émissions, notamment de protoxyde d'azote (via la nitrification- dénitrification) (Melse et Verdoes, 2005). Ainsi, ces collègues hollandais, comparant un système biologique (nitrification-dénitrification) et trois systèmes physico-chimiques de séparation, obtiennent des valeurs en termes de gaz à effet de serre (et exprimés en CO_2 -équivalent) s'établissant à 48 kg [CO_2 -équivalent] par tonne de lisier pour le système biologique et entre 12-17 kg [CO_2 -équivalent] par tonne de lisier pour les trois autres systèmes.

Dans une étude basée sur une campagne de mesures de terrain complète, Loyon *et al.* (2007) comparent un système classique (stockage) avec trois systèmes de traitement biologique (mais avec prétraitement ou post-traitement par séparation de phase) et obtiennent des valeurs proches de celles de Melse et Verdoes (2005) concernant le traitement biologique, soit autour de 48 kg [CO_2 -équivalent] par tonne de lisier traité, contre plus de 100 kg [CO_2 -équivalent] par tonne de lisier pour le système conventionnel sans traitement. La différence est liée principalement aux émissions de méthane qui sont quasi nulles dans les systèmes avec traitement aérobie qui sont, par contre, émetteurs de protoxyde d'azote.

D'autres auteurs (Vanotti *et al.*, 2008) établissent une estimation (basée sur des calculs et des facteurs d'émission) et aboutissent pour une même exploitation de 4 360 places d'engraissement à un total de 4 972 tonnes de CO₂-équivalent pour le scénario « témoin » (c'est-à-dire bâtiment-lagune-épandage) et de 153 tonnes de CO₂-équivalent pour le système avec traitement aérobie du lisier. Dans le système témoin, près de 90 % des pertes de GES sont dus au méthane produit durant la digestion anaérobie en lagunes ouvertes, et 10 % aux émissions de protoxyde d'azote.

Le traitement des lisiers de porc apparaît donc comme une alternative susceptible de réduire les émissions, notamment de méthane, liées aux activités d'élevage et à la gestion des effluents, même si davantage d'évidences expérimentales seraient nécessaires pour aboutir à des préconisations et recommandations plus solides.

Toujours à l'échelle globale, on estime à vingt millions de tonnes les émissions de méthane issues de la gestion des effluents d'élevage dans le monde, soit une part de l'ordre de 6 à 10 % des émissions totales de méthane anthropogénique (Safley *et al.*, 1992). La production porcine représente la majeure partie de ces émissions de méthane issues de la décomposition anaérobie, avec une contribution de l'ordre de 50 % (soit 8,4 millions de tonnes de méthane). En France, l'étude menée par Bioteau *et al.* (2007) a abouti à une estimation de l'ordre de 10,2 millions de tonnes équivalent CO₂ pour le méthane et 14 millions de tonnes équivalent CO₂ pour le protoxyde d'azote. Exprimée en contribution relative des différentes espèces animales, la contribution de la production porcine est de 13 %, le principal poste étant les bovins (80 %) et enfin les volailles (7 %) – figure 3.

Le sol

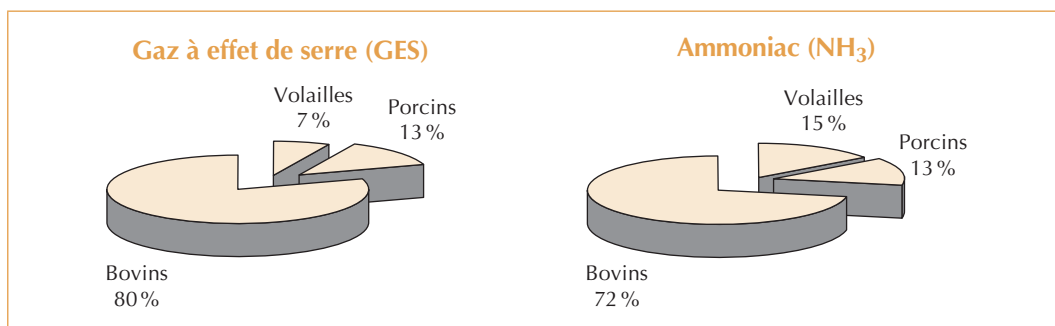
L'agriculture considère depuis longtemps le sol comme une ressource inépuisable de production toujours croissante, alors que, vu son processus très lent de formation, il doit au contraire être perçu comme une ressource non renouvelable (Robert et Stengel, 1999). Les sols sont influencés par la dégradation physique, chimique et biologique. Ils sont le siège de transferts d'eau et de solutés. Ils conditionnent le volume, les directions et le sens de ces flux vers les eaux souterraines et de surface. C'est dans les sols et sur les sols que les flux d'eau acquièrent l'essentiel de leur composition chimique, concernant aussi bien le fond géochimique que les paramètres consécutifs à l'action de l'homme : formes de l'azote, métaux lourds, pesticides...

Dans les activités d'élevage porcin, le recyclage des déjections animales a été reconnu comme une pratique permettant de maintenir et d'améliorer les propriétés physiques et chimiques des sols. Cependant, les apports répétés de quantités excessives de lisiers de porc peuvent conduire à une accumulation de composés stables comme le phosphore et les métaux lourds.

LE PHOSPHORE

Le phosphore du lisier de porc dont plus de 50 % est sous forme minérale, provient principalement des fèces et se trouve essentiellement lié à la fraction solide. Sa concentration est en moyenne de 1,1 kg P/m³ de lisier, mais elle présente des fluctuations comprises entre 0,4 et 2 kg P/m³ qui dépendent de la conduite de l'élevage et des stades physiologiques des animaux (Daumer *et al.*, 2005). Il est estimé que les quantités de phosphore appliquées sur les sols via l'épandage des lisiers varient de 24 à 104 kg/ha/an pour les différents pays de l'Union européenne (Oenema,

► Figure 3 – Répartition des émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'ammoniac dans les déjections par espèce animale en France (d'après Bioteau *et al.*, 2007).



2004). Or, le prélèvement de phosphore par une culture se situe souvent aux alentours de 30 kg/ha. Dans de nombreuses régions d'élevages industrialisés, les apports dépassent donc largement les besoins des cultures et il s'ensuit une accumulation de cet élément dans le sol. Les conséquences en termes de migration du phosphore vers les eaux souterraines, mais aussi de surface, sont inévitables. En général, les sols possèdent un pouvoir fixateur élevé pour le phosphore qui, apporté par des épandages intensifs et répétés de lisier, s'accumule majoritairement en surface du sol, le plus souvent sous des formes biodisponibles. Le risque d'une saturation de la capacité de rétention des sols existe, comme dans les régions à sols sableux tels que les Pays-Bas (De Haan et Van der Zee, 1994).

LES MÉTAUX LOURDS

Il est reconnu que l'apport répété d'éléments au sol peut conduire à des phénomènes d'accumulation, puis de toxicité irréversible. Une étude récente de l'Ademe⁵ (2007) confirmait le rôle prédominant des déjections animales sur les entrées d'ETM⁶ avec des contributions allant de 25 % (cadmium) à 78 % (zinc). La présence des ETM, et notamment du cuivre et du zinc, s'explique par le fait que l'alimentation des porcins, mais aussi des bovins et des volailles, est très couramment complétée en ces éléments qui ne sont pas assimilables facilement et dont le rejet est important, même si en élevage porcin, de récents progrès ont permis de diminuer les quantités de cuivre et de zinc apportées dans l'alimentation (Ademe, 2007). De même que pour le phosphore, les concentrations en cuivre et zinc dépendent du stade physiologique du porc et de la teneur en ces deux éléments dans l'alimentation. Ainsi Levasseur et Texier (2001) ont observé dans les lisiers des valeurs de 98 à 742 mg/kg MS pour le cuivre et de 1 185 à 1 886 mg/kg MS⁷ pour le zinc. Ces écarts importants sont liés au type d'animal considéré dans l'étude (porcelets, porcs en engraissement, truies en gestation ou en lactation).

Il convient de souligner que le lisier de porc n'a été mis en cause dans ces phénomènes d'accumulation que pour des doses d'épandage excessives (Levasseur et Texier, 2001).

Sur la toxicité « avérée » de l'accumulation des métaux lourds, notamment sur les animaux d'élevage, on ne trouve que peu de travaux scientifiques publiés. On peut citer l'importante étude conduite en Galice par López Alonso *et al.* (2000) qui établit une relation entre l'élévation des teneurs en cuivre dans le sol et l'accumulation de cet élément dans le foie de bovins jusqu'à des niveaux pathologiques (tableau 3). Contrairement aux porcs, les bovins retiennent les éléments traces et peuvent donc potentiellement accumuler des quantités toxiques de cuivre dans le foie. Quand les capacités de stockage dans le foie sont saturées, celui-ci se libère rapidement dans le sang et peut provoquer une crise hémolytique.

Pratiques mises en œuvre pour réduire les pollutions

L'intensification de la production porcine conduit inéluctablement à une augmentation de la charge polluante émise par les élevages. La prise de conscience des problèmes environnementaux par les éleveurs et les pouvoirs publics a conduit à la mise en œuvre de mesures visant à limiter les rejets de polluants atmosphériques et chimiques dans l'environnement. Ces mesures concernent l'ensemble de l'élevage (animaux, bâtiments et effluents).

La composition des aliments peut être modifiée de façon à diminuer les pollutions émises *via* les fèces (notamment l'azote le phosphore, le cuivre et le zinc). En limitant la quantité de protéines dans l'aliment, il est possible de réduire la production d'ammoniac dans l'air. Portejoie *et al.* (2004) ont ainsi observé que dans le lisier brut, le rapport [azote ammoniacal]/[azote total] qui était de 0,79 avec 20 % de protéines dans l'alimentation diminuait à 0,63 avec 12 % de protéines, ce qui a conduit à une réduction des émissions

5. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie.

6. Éléments-traces métalliques.

7. Matières sèches.

▼ Tableau 3 – Concentration en cuivre (mg/kg poids frais) dans le foie de bovins, en Galice, en relation avec la teneur en cuivre du sol (d'après López Alonso *et al.*, 2000).

	Teneur en cuivre dans le sol (mg/kg)					
	< 5	5-10	10-25	25-100	100-50	> 150
Concentration moyenne en cuivre dans le foie des bovins	24,6	39,3	64,0	82,1	110	112

d'ammoniac de 63 % sur la période allant de l'excrétion à l'épandage. Dourmad et Jondreville (2007) rapportent que l'excrétion d'urée peut être diminuée en incluant dans l'alimentation des aliments riches en fibres. Une étude menée par Canh *et al.* (1998) a en effet montré que l'addition de polysaccharides non amylacés était corrélée au pH du lisier et au taux de volatilisation de l'ammoniac. Pour chaque addition de 100 g de ces composés dans l'alimentation, le pH baissait de 0,12 unités et les émissions d'ammoniac diminuaient de 5,4 %.

De même, l'adoption d'une alimentation en phases avec des teneurs en azote et en phosphore inférieures à celles de l'aliment unique, permet de minimiser les rejets azotés et phosphorés tout en maintenant ou en améliorant les performances techniques et économiques des élevages porcins. Il est estimé que 70 % du phosphore ingéré par les porcs sont excrétés dans les fèces et l'urine. Afin d'améliorer la digestibilité du phosphore, il a été proposé d'ajouter du phosphate monocalcique plutôt que du phosphate bicalcique. L'introduction de phytase dans les aliments améliore également la digestibilité du phosphore (Dourmad et Jondreville, 2007).

Une réflexion européenne sur la protection des sols, initiée en 2002, a notamment conduit la Commission européenne à réduire les concentrations maximales admissibles en cuivre et en zinc dans les aliments pour porcs. Selon Levasseur (2005), une réduction des concentrations en cuivre et en zinc dans les aliments de 130 ppm à 20 ppm conduit respectivement à un niveau de fixation de 6 % et 1,8 % de l'élément ingéré. Toutefois, même si les deux éléments sont moins bien fixés à faible dose, une diminution de leur quantité dans l'aliment permet de réduire leurs concentrations dans les effluents.

Les techniques développées dans les bâtiments visent à réduire l'ensemble des émissions gazeuses en diminuant la surface de contact entre le lisier et l'air et en réduisant la vitesse de l'air au dessus du lisier.

Les émissions gazeuses émises lors du stockage du lisier peuvent aussi être limitées par l'installation sur les fosses de couvertures flottantes ou fixes. Enfin, l'azote et le phosphore sont considérablement réduits par la mise en place de traitements physiques et biologiques du lisier. Le traitement biologique par nitrification/dénitrification permet d'atteindre les objectifs d'abattement d'azote

imposés par la réglementation. Lorsqu'il est couplé à des pratiques séparatives, le traitement biologique permet de réduire les concentrations en phosphore dans le lisier destiné à l'épandage. Les systèmes de traitement faisant intervenir une nitrification/dénitrification permettent un abattement de l'azote contenu dans le lisier de 70 à 75 %. Il est également possible d'utiliser des traitements chimiques tels que la volatilisation de l'ammoniac avec combustion, qui permet un abattement de l'azote compris entre 15 à 65 % (Degré *et al.*, 2001). Les traitements mécaniques appliqués aux lisiers tels que les vis compacteuses ou des décanteurs centrifuges conduisent un taux de capture du phosphore de 20-25 % à 80 %, respectivement (Daumer *et al.*, 2005).

La réduction de l'azote et du phosphore, la stabilisation physico-chimique du produit organique et la limitation des émissions gazeuses ont fait l'objet de nombreuses études, alors que l'hygiénisation ne constituait que rarement un axe de recherche prioritaire compte tenu, jusqu'à présent, de la faible pression réglementaire et sociale. Avec les crises subies par les secteurs agricoles et agro-alimentaires il est devenu primordial de garantir l'innocuité du lisier et des sous-produits issus de son traitement. Le risque sanitaire lié à la présence d'agents infectieux dans les fèces de porc et dans les effluents paraît plus difficile à maîtriser que les pollutions chimiques, en raison des multiples facteurs qui interviennent sur la persistance des micro-organismes pathogènes (facteurs liés à la physiologie du micro-organisme, au mode de gestion de l'élevage, au type de traitement appliqué au lisier...). Parmi ces facteurs, les deux plus importants correspondent à la température et à la durée de stockage du lisier. Le premier facteur est difficilement contrôlable lors du stockage, mais il est possible d'augmenter le temps de séjour du lisier dans les fosses en limitant les apports réguliers d'effluent brut.

Conclusion

La production porcine contribue de façon substantielle à une dégradation de l'environnement, via l'apport de micro-organismes pathogènes et de composés chimiques (phosphore, ammoniac, métaux lourds, antibiotiques, GES...) dans le milieu naturel. Cette pollution qui peut rester locale, dépasse souvent les limites de l'exploitation pour s'étendre au territoire (citons à titre d'exemple l'eutrophisation de certaines zones

côtières en Bretagne). Elle peut également avoir des retombées à l'échelle mondiale, comme l'ont montré les études menées sur les émissions de GES. Si le rapport de la FAO (FAO, 2006) souligne le rôle important de l'élevage dans la production des gaz à effet de serre, ce même rapport ajoute que le secteur peut aussi contribuer à résoudre ces problèmes en apportant des améliorations à un coût raisonnable.

Les moyens à mettre en œuvre pour réduire les pollutions diffèrent selon les enjeux cibles : eau, air, sol. La réduction de la pollution à la source est

en tout état de cause la voie à privilégier. Cependant, elle ne peut suffire, à elle seule, à maîtriser les impacts environnementaux de la production porcine. Le maintien des filières et le dynamisme économique de ces zones de production passent par une prise en compte de la question environnementale à l'échelle de l'ensemble de l'exploitation. Dans ce cadre, l'adoption de nouvelles pratiques, au sens très large du terme : conception des bâtiments, maîtrise des émissions, fertilisation raisonnée, traitement, exportation des sous-produits..., sera à l'évidence très largement influencée par les politiques européennes et nationales. □

Résumé

L'activité d'élevage porcin produit des effluents qui participent à la dégradation de la qualité des eaux, du sol et de l'air. Les conséquences environnementales des pollutions émises par le secteur de l'élevage porcin sont en général connues. Ainsi, l'apport répété de phosphore conduit à des phénomènes d'eutrophisation. Les émissions de gaz carbonique, de méthane et de protoxyde d'azote contribuent à l'effet de serre. En revanche, l'impact des métaux lourds sur l'environnement et la santé, et l'estimation du risque sanitaire lié aux effluents d'élevage porcin sont moins documentés. Quel que soit le type de pollution engendrée, la réduction de la pollution à la source reste la voie à privilégier pour limiter les retombées environnementales de la production porcine. Des voies de réduction des émissions de polluants ont donc été proposées ou sont en cours de développement. Les mesures, qui concernent l'ensemble de l'élevage, peuvent conduire à une modification de l'alimentation des animaux (réduction de l'azote, du phosphore, des métaux lourds), au recouvrement des fosses de stockage des effluents (gaz à effet de serre, ammoniac) ou bien au traitement biologique, chimique ou physique des effluents (azote, phosphore).

Abstract

Piggeries produce effluents which contribute to the degradation of water, soil and air quality. The environmental impacts of emissions from piggeries are generally known: phosphorous build-up in the soil from repeated manure applications leading to eutrophication, and emissions of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide contributing to the greenhouse effect. However, the impact of heavy metals on the environment and health risks associated with pig manure (and their estimation) are less documented. Regardless the environmental impact, reducing pollution at its source should be considered the best approach to limit the environmental impact from pig production. Solutions to reduce emissions of pollutants are proposed : existing or under development. These measures which concern the whole livestock system can require a change in animal nutrition (reduction of nitrogen, phosphorus, heavy metals), the use of covers for slurry stores (GHG, ammonia) or biological chemical or physical treatment of effluent (nitrogen, phosphorus).

Bibliographie

Références concernant les pollutions chimiques

ADEME, 2007, *Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine*, Synthèse de l'étude Sogreah n° 1340243, 15 p.

BIOTEAU, T., GAC, A., BÉLINE, F., 2007, Évaluation et spatialisation des émissions gazeuses liées à la gestion des déjections d'élevage (ESEGA) : de l'inventaire au test de technologies de réduction des émissions gazeuses, *Ingénieries-EAT*, n° 51, p. 19-31.

BRINK, C., KROEZE, C., KLIMONT, Z., 2001a, Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane in Europe, Part 1 : method, *Atmospheric Environment*, n° 35, p. 6299-6312.

BRINK, C., KROEZE, C., KLIMONT, Z., 2001b, Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane, Part 2 : application for Europe, *Atmospheric Environment*, n° 35, p. 6313-6325.

CANH, T.T., AARNINK, A.J.A., MROZ, Z., JONGBLOED, A.W., SCHRAMA, J.W., VERSTEGEN, M.W.A., 1998, Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry, *Livestock Production Science*, n° 56, p. 1-13.

CGAAER (Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux), 2008, *Rapport annuel*.

DAUMER, M., BÉLINE, F., GIZZIOU, F., 2005, *Traitement biologique des lisiers de porcs en boues activées. Guide technique à l'usage des concepteurs, exploitants et organismes de contrôle des stations*, Cemagref Éditions, 70 p.

DEGRÉ, A., VERHÈVE, D., DEBOUCHE, C., 2001, Émissions gazeuses en élevage porcin et modes de réduction : revue bibliographique, *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 2001 5 (3), p. 135-143.

De HAAN, F.A.M., Van der ZEE E.A.T.M., 1994, Soil protection and intensive animal husbandry, *Marine Pollution Bulletin*, n° 29, p. 439-443.

DOURMAD, J.-Y., JONDREVILLE, C., 2007, Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pigmanure, and on emissions of ammonia and odours, *Livestock Science*, n° 112, p. 192-198.

FAO, 2006, *Livestock's long shadow, Environmental issues and options*, Rome : Food and Agriculture Organisation, 2006, 414 p.

FAYE, B., ALARY, V., 2001, Les enjeux des productions animales dans les pays du Sud, *INRA Productions animales*, 14 (1), p. 3-13.

HARTUNG, J., PHILLIPS, V.R., 1994, Control of gaseous emissions from livestock buildings and manure stores, *Journal of Agricultural Engineering Research*, n° 57, p. 173-189.

LÓPEZ ALONSO, M., BENEDITO, J.L., MIRANDA, M., CASTILLO, C., HERNÁNDEZ, J., SHORE, R.F., 2000, The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia (North-Western Spain), *The Veterinary Journal*, n° 160, p. 259-266.

LEVASSEUR, P., 2005, Teneur en cuivre et zinc des lisiers et des fumiers de porcs charcutiers après réduction de leur concentration dans les aliments, *Techniporc*, 28(5), p. 21-24.

LEVASSEUR, P., TEXIER C., 2001, Teneurs en éléments-trace métalliques des aliments et des lisiers de porcs à l'engrais, de truies et de porcelets, *Journées de la Recherche Porcine*, n° 33, p. 57-62.

LOYON, L., GUIZIOU, F., BELINE, F., PEU, P., 2007, Gaseous emissions (NH₃, N₂O, CH₄ and CO₂) from the aerobic treatment of piggery slurry – Comparison with a conventional storage system, *Biosystems Engineering*, n° 97, p. 472-480.

MELSE, R., VERDOES, N., 2005, Evaluation of four farm-scale systems for the treatment of liquid manure, *Biosystems Engineering*, n° 92, p. 47-57.

OENEMA, O., 2004, Governmental policies and measures regulating nitrogen and phosphorus from animal manure in European agriculture, *Journal of Animal Science*, n° 82, p. 196-206.

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, *Livestock Production Science*, n° 91, p. 45-55.

ROBERT, M., STENGEL, P., 1999, Sols et agriculture : ressource en sol, qualité et processus de dégradation. Une prospective mondiale, européenne et française, *Cahiers Agricultures*, n° 8, p. 301-308.

SAFLEY, L.M., CASADA H.E., WOODBURY, J.W., ROOS, K.F., 1992, *Global methane emissions from livestock and poultry manure*, United States Environmental Protection Agency, Report N400/1-91/048.

VANOTTI, M.B., SZOGI, A.A., VIVES, C.A., 2008, Greenhouse gas emission reduction and environmental quality improvement from implementation of aerobic waste treatment systems in swine farms, *Waste management*, n° 28, p. 759-766.

Références concernant la contamination microbiologique

ARRUS, K.M., HOLLEY, R.A., OMINSKI, K.H., TENUTA, M., BLANK, G., 2006, Influence of temperature on Salmonella survival in hog manure slurry and seasonal temperature profiles in farm manure storage reservoirs, *Livestock Science*, 102 (3), p. 226-236.

BHADURI, S., WESLEY, I.V., BUSH, E., 2005, Prevalence of pathogenic *Yersinia enterocolitica* strains in pigs in the United States, *Applied and Environmental Microbiology*, 71(11), p. 7117-7121.

CHINIVASAGAM, H.N., THOMAS, R.J., CASEY, MCGAHAN, K.E., GARDNER, E.A., RAFIEE, M., BLACKALL, P.J., 2004, Microbiological status of piggery effluent from 13 piggeries in the south east Queensland region of Australia, *Journal of Applied Microbiology*, n° 97, p. 883-891.

CÔTÉ, C., VILLENEUVE, A., LESSARD, L., QUESSY, S., 2006a, Fate of pathogenic and non pathogenic microorganisms during storage of liquid hog manure in Quebec, *Livestock Science*, 102 (3), p. 204-21.

CÔTÉ, C., MASSÉ, D.I., QUESSY, S., 2006b, Reduction of indicator and pathogenic microorganisms by psychrophilic anaerobic digestion in swine slurries, *Bioresource Technology*, 97 (4), p. 686-691.

COTTA, M.A., WHITEHEAD, T.R., ZELTWANGER, R.L., 2003, Isolation, characterization and comparison of bacteria from swine faeces and manure storage pits, *Environmental Microbiology*, n° 5, p. 737-754.

FABLET, C., ROBINAULT, C., JOLLY, J.-P., DORENFOR, V., EONO, F., LABBÉ, A., FRAVALO, P.-A., MADEC, F., 2007, Étude de la contamination du lisier de porcs par *Salmonella enterica* dans 69 élevages bretons, *Journées de la Recherche Porcine*, n° 39, p. 431-432

GESSEL, P.D., HANSTEN, N.C., GOYAL, S.M., JOHNSTON, L.J., WEBB, J., 2004, Persistence of zoonotic pathogens in surface soil treated with different rates of liquid pig manure, *Applied soil Ecology*, 25 (3), p. 181-276

GUAN, T.Y., HOLLEY, R.A., 2003, Pathogen Survival in Swine Manure Environments and Transmission of Human Enteric Illness-A review, *Journal of Environmental Quality*, n° 32, p. 383-392.

HILL, V.R., SOBSEY, M.D., 2003, Performance of swine waste lagoons for removing *Salmonella* and enteric microbial indicators, *Transactions of the ASAE*, n° 46, p. 781-788.

HILL, V.R., SOBSEY, M.D., 1998, Microbial indicator reductions in alternative treatment systems for swine wastewater, *Water Science and Technology*, n° 38, p. 119-122.

HÖLZEL, C., BAUER, J., 2008, *Salmonella* spp. in Bavarian Liquid Pig Manure : Occurrence and Relevance for the Distribution of Antibiotic Resistance, *Zoonoses and Public Health*, 55 (3), p. 133-138.

HUTCHISON, M.L., WALTERS, L.D., AVERY, S.M., SYNGE, B.A., MOORE, A., 2004, Levels of zoonotic agents in British livestock manures, *Letters in Applied Microbiology*, 39 (2), p. 207-214.

HUTCHISON, M.L., WALTERS, L.D., MOORE, A., AVERY, S.M., 2005, Declines of zoonotic agents in liquid livestock wastes stored in batches on-farm, *Journal of Applied Microbiology*, 99 (1), p. 58-65.

JOHNSTON, L.J., AJARIYAKHAJORN, C., GOYAL, S.M., ROBINSON, R.A., CLANTON, C.J., EVANS, S.D., WARNES, D.D., 1996, Survival of bacteria and viruses in ground pig carcasses applied to cropland for disposal, *Swine Health Production*, n° 4, p. 189-194.

KASORNDORKBUA, C., OPRIESSING, T., HUANG, F.F., GUENETTE D.K., THOMAS, P. J., MENG, X.J., HALBUR, P.G., 2005, Infectious swine hepatitis E virus is present in pig manure storage facilities on United States farms, but evidence of water contamination is lacking, *Applied Environmental Microbiology*, n° 71, p. 7831-7837.

MANNION, C., LYNCH, P.B., EGAN, J., LEONARD, F.C., 2007, Seasonal effects on the survival characteristics of *Salmonella* Typhimurium and *Salmonella* Derby in pig slurry during storage, *Journal of Applied Microbiology*, 103 (5), p. 1386-1392.

MAWDSLEY, J.L., BARDGETT, R.D., MERRY, R.J., PAIN, B.F., THEODOROU, M.K., 1995, Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution, *Applied Soil Ecology*, n° 2, p. 1-15.

NAKAZAWA, M., AKIBA, M., SAMESHIMA, T., 1999, Swine as a potential reservoir of Shiga toxin-producing *Escherichia coli* O157 :H7 in Japan, *Emerging, Infectious Diseases*, n° 5, p. 833-834.

NICHOLSON, F.A., GROVES S.J., CHAMBERS, B.J., 2005, Pathogen survival during livestock manure storage and following land application, *Bioresource Technology*, n° 96, p. 135-143.

PAVIO, N., BOUTROUILLE, A., ROSE, N., MADEC, F., ELOIT, M., 2008, Épidémiologie du virus de l'hépatite E dans le réservoir porcin français et lien avec les cas humains, *Journées de la Recherche Porcine*, n° 40, p. 25-32.

PEU, P., BRUGÈRE, H., POURCHER, A.-M., BRU, V., KÉROURÉDAN, M., GODON, J.-J., DELGENES, J.-P., DABERT, P., 2006, Impact of storage and management conditions on pig slurry microbial community dynamics, *Applied and Environmental Microbiology*, 72 (5), p. 3578-3585.

PLACHA, I., VENGLOVSKY, J., SASAKOVA, N., SVOBODA, I.F., 2001, The effect of summer and winter seasons on the survival of *Salmonella* Typhimurium and indicator micro-organisms during the storage of solid fraction of pig slurry, *Journal of Applied Microbiology*, 91 (6), p. 1036-1043.

POURCHER, A.-M., FRAVALO, P., DABERT, P., 2008, Impact du traitement biologique du lisier de porcs sur les germes d'intérêt sanitaire : exemple de 17 élevages bretons, *Journées de la Recherche Porcine*, n° 40, p. 19-24.

REINOSO, R., BECARES, E., 2008, The occurrence of intestinal parasites in swine slurry and their removal in activated sludge plants, *Bioresource Technology*, 99(14), p. 6661-5.

SCHOUTEN, J.M., Van de GIESSEN, A.W., FRANKENA, K., de JONG, M.C., GRAAT, E.A., 2005, *Escherichia coli* O157 prevalence in Dutch poultry, pig finishing and veal herds and risk factors in Dutch veal herds, *Preventive Veterinary Medicine*, 70 (1-2), p. 1-15.

TSCHAPE, H., PRAGER, R., STRECKEL, W., FRUTH, A., TIETZE, E., BÖHME, G., 1995, Verotoxinogenic *Citrobacter freundii* associated with severe gastroenteritis and cases of haemolytic uraemic syndrome in a nursery school : Green butter as the infection source, *Epidemiology and Infection*, n° 114, p. 4410-4450.

VANOTTI, M.B., MILLNER, P., HUNT, P., ELLISON, A., 2005, Removal of pathogen and indicator microorganisms from liquid swine manure in multi-step biological and chemical treatment, *Bio-resource Technology*, n° 96, p. 209-214.

VENGLOVSKY, J., MARTINEZ, J., PLACHA, I., 2006, Hygienic and ecological risks connected with utilization of animal manures and biosolids in agriculture, *Livestock Science*, n° 102, p. 197- 203

WARD, P., MÜLLER, P., LETELLIER, A., QUESSY, S., SIMARD, C., TROTTIER, Y.-L., HOUDE, A., BRASSARD J., 2008, Molecular characterization of Hepatitis E virus detected in swine farms in the province of Quebec, *Canadian Journal of Veterinary Research*, 72 (1), p. 27-31.

WATABE, M., RAO, J. R., STEWART, T.A., XU, J., MILLAR, B.C., XIAO, L., LOWERY, C.J., DOOLEY, J.S.G., MOORE, J.E., 2003, Prevalence of bacterial faecal pathogens in separated and unseparated stored pig slurry, *Letters in Applied Microbiology*, n° 36, p. 208-212.

WEHEBRINK, T., KEMPER N., GROSSE BEILAGE, E., KRIETER, J., 2008, Prevalence of *Campylobacter* spp. and *Yersinia* spp. in the pig production, *Berliner und Münchener tierärztliche Wochenschrift*, 121(1-2), p. 27-32.