

LORIE HAMELIN

**DÉVELOPPEMENT DE PROFILÉS DE LATTES EN
BÉTON PERMETTANT DE RÉDUIRE LES
ÉMISSIONS D'AMMONIAC AU BÂTIMENT DE
CROISSANCE-FINITION PORCIN**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de la maîtrise en génie agroalimentaire
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

DÉPARTEMENT DES SOLS ET DE GÉNIE AGROALIMENTAIRE
FACULTÉ DES SCIENCES DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2009

Résumé

Le but de ce projet de recherche consiste à réduire les émissions d'ammoniac produites à partir des planchers de béton dans les porcheries de croissance-finition. Pour ce faire, trois principaux facteurs ont été investigués, soit le profilé des lattes, la présence d'un enduit d'époxy et la présence d'un sectionnement pratiqué le long des lattes. Ce projet est divisé en deux volets. Le premier volet consistait à développer des lattes permettant de réduire les surfaces souillées. Les prototypes développés lors de ce volet ont permis des réductions des surfaces souillées variant entre 41 et 80 %, comparativement à une latte témoin. Le second volet consistait à mesurer les émissions d'ammoniac des prototypes développés, lorsque soumis à des simulations de souillage. Seule la présence d'un sectionnement a eu un effet significatif sur la réduction des émissions d'ammoniac, lesquelles ont varié entre 22 et 42 %, par rapport à une latte témoin.

Abstract

The goal of this research project consists to reduce the ammonia emissions produced from the floor in growing-finishing pig barns. To do this, three main factors were investigated: the slats section shapes, the presence of an epoxy coating and the presence of a notch along the slats. This project is divided into two parts. The first part consisted to develop slats allowing to reduce the soiled surfaces. Prototypes developed during this part of the project resulted in soiled surfaces reduction ranging between 41 and 80 %, compared to a control slat. The second part consisted to measure ammonia emission of the developed prototypes when subjected to fouling simulations. Only the presence of a notch allowed to reduce ammonia emissions significantly. Emission reductions measured ranged between 22 and 42 %, in comparison with a control slat.

Avant-Propos

Ce mémoire est composé d'une introduction, d'une revue de littérature exhaustive, de deux articles scientifiques et d'une discussion générale.

L'un de ces deux articles s'intitule « *Development of concrete slats allowing the reduction of NH₃ emissions for growing-finishing swine barns* » et sera soumis à la revue *Canadian Biosystems Engineering*. Cet article a également fait l'objet d'une communication (aussi désigné par l'anglicisme « *paper* ») portant le même titre pour le congrès annuel de la *American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)*, édition 2007. Le second article a pour titre « *Ammonia emission from low-emitting concrete slat models for pigs* » et sera soumis à la revue *Biosystems Engineering*. Cet article a fait l'objet d'une communication (« *paper* ») présentée lors de la conférence internationale de la Commission Internationale du Génie Rural (CIGR), édition 2008.

L'étudiante, Lorie Hamelin, est l'auteure principale de ces deux articles. Dr. Stéphane Godbout, chercheur à l'institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) et Dr. Roger Thériault, professeur au département des sols et de génie agroalimentaire de l'université Laval, assumant respectivement la co-direction et la direction de cette maîtrise, ont contribué à ces articles de par leurs judicieux conseils, suggestions et révisions tout au long de la rédaction. Dr. Stéphane P. Lemay, chercheur à l'IRDA, est également co-auteur de ces articles de par sa participation à la planification de l'expérimentation et sa collaboration pour la révision des articles. Monsieur Frédéric Pelletier, professionnel de recherche à l'IRDA, a assumé un rôle similaire à celui de Dr. Lemay en ce qui concerne le premier article et en est par conséquent l'un des co-auteurs.

Dû aux exigences des comités éditoriaux des deux revues ci-haut mentionnées, il est probable que les articles qui seront publiés diffèrent quelque peu de ceux qui sont présentés dans le présent mémoire, des corrections sur ces derniers pouvant être exigées avant la publication.

Cette étude a été réalisée grâce au support financier de la Fédération des producteurs de porcs du Québec (FPPQ), du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du

Canada (CRSNG) de même que de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA).

Ce projet de recherche est le fruit d'une collaboration multidisciplinaire entre divers intervenants. Entre autres, l'aide technique apportée par messieurs Maxim Morency et Dr. Benoît Bissonnette, respectivement professionnel de recherche et professeur au Centre de Recherche sur les Infrastructures en Béton (CRIB) de même que les judicieux conseils apportés par Dre. Erin L. Cortus, chercheuse au laboratoire sur la qualité de l'air en agriculture de l'université de Purdue ne sauraient être passés sous silence. Un remerciement spécial doit également être accordé au personnel de l'IRDA : Dr. Stéphane Godbout, Dr. Stéphane Lemay et monsieur Frédéric Pelletier pour leurs conseils sur le plan scientifique et monsieur Jean-Pierre Larouche, chimiste, sur le plan technique. La contribution exceptionnelle des différents ouvriers et techniciens affectés au projet doit également être mise en lumière : messieurs Harold Dusablon et Christian Gauthier pour la fabrication des lattes de béton, messieurs Martin Gagnon, Michel Côté, Jacques Labonté, Jorge Orellana et madame Lise Potvin pour leur aide lors de la réalisation des expérimentations.

L'encouragement constant et la supervision du Dr. Stéphane Godbout et du Dr. Roger Thériault a été fort appréciée. Leur patience, leur dévouement et leur passion et surtout leur grande souplesse fut une source d'inspiration et de motivation pour l'auteure.

*Je dédie ce mémoire aux générations futures,
qui jugeront sévèrement la décadence de la
civilisation actuelle. Puisse cette contribution
à la science, aussi infime soit-elle, aider à
construire un monde meilleur,
environnementalement et humainement.*

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Avant-Propos.....	iii
Table des matières.....	vi
Liste des tableaux.....	viii
Liste des figures.....	x
CHAPITRE 1.....	1
Introduction générale.....	1
1.1 Présentation de la problématique.....	1
1.2 Présentation de l'étude réalisée.....	4
1.2.1 But et objectifs.....	4
1.2.2 Hypothèses.....	5
1.2.3 Plan de présentation du présent mémoire.....	5
CHAPITRE 2.....	7
Revue de littérature.....	7
2.1 Production porcine et bâtiment d'engraissement porcin au Québec.....	7
2.1.1 Système typique de production porcine.....	7
2.1.2 Système de ventilation.....	8
2.1.3 Gestion des déjections.....	8
2.1.4 Systèmes de plancher.....	9
2.2 L'ammoniac.....	10
2.2.1 Source des émissions d'ammoniac au bâtiment d'élevage.....	10
2.2.2 Les trois phases générant les émissions d'ammoniac.....	11
2.2.3 Réduction des émissions d'ammoniac au bâtiment d'élevage.....	14
2.2.4 Description des principales mesures de mitigation.....	15
2.2.5 Mesure des émissions d'ammoniac au bâtiment.....	24
2.2.6 Conséquences des émissions d'ammoniac.....	27
2.3 Le béton.....	30
2.3.1 Composition et principales caractéristiques du béton.....	30
2.3.2 Dégradation des planchers de béton en environnement agressif.....	32
2.4 Lattes utilisées dans les bâtiments de croissance-finition porcin.....	33
2.4.1 Latte type retrouvée au Québec.....	33
2.4.2 Normes et recommandations.....	34
2.5 Calculs structuraux et dimensionnement des lattes.....	36
2.5.1 Calcul aux états limites.....	36
2.5.2 Cisaillement.....	38
2.6 Sommaire de la revue de littérature.....	39
CHAPITRE 3.....	42
Development of concrete slats allowing the reduction of NH ₃ emissions for growing-finishing swine barns.....	42
3.1 Résumé.....	43
3.2 Abstract.....	44
3.3 Introduction.....	45
3.3.1 Ammonia emissions from animal barns.....	45

3.3.2 Design of concrete slatted floors	46
3.3.3 Goal and objectives.....	49
3.4 Material and Methods	49
3.4.1 Experimental design	49
3.4.2 Determination of prototypes dimensions.....	50
3.4.3 Evaluation of prototypes soiled surfaces with fouling simulations	55
3.4.4 Statistical analysis.....	56
3.5 Results and Discussion	57
3.5.1 Notches selected	57
3.5.2 Fouling simulations results and final selection of the optimal shapes.....	60
3.6 Conclusion	65
3.7 Acknowledgements.....	65
CHAPITRE 4.....	66
Ammonia emission from low-emitting concrete slat models for pigs.....	66
4.1 Résumé.....	67
4.2 Abstract.....	68
4.3 Introduction.....	69
4.4 Materials and methods.....	71
4.4.1 Experimental design	71
4.4.2 Design of the low-emitting concrete floors	72
4.4.3 Concrete used for the experimentation.....	72
4.4.4 Ammonia emission	73
4.4.5 Statistical analysis.....	76
4.5 Results.....	77
4.5.1 Concrete.....	77
4.5.2 Ammonia	78
4.6 Discussion.....	83
4.7 Conclusions.....	87
4.8 Acknowledgments	88
CHAPITRE 5.....	90
Discussion générale et conclusions.....	90
5.1 Introduction.....	90
5.2 Conception de planchers de béton pour les porcheries de croissance-finition	91
5.3 Analyse du protocole expérimental et suggestions de modifications	93
5.4 Travaux futurs.....	96
5.5 Conclusions générales.....	98
Bibliographie	101

Liste des tableaux

Tableau 2. 1. Mesures de mitigation visant la réduction des émissions d’ammoniac produites au bâtiment porcin rapportées dans la littérature	15
Tableau 2. 2. Compilation des résultats relevés dans la littérature concernant la réduction des émissions d’ammoniac au bâtiment d’élevage en provenance des planchers lattés.....	23
Tableau 2. 3. Techniques de mesures de l’ammoniac et caractéristiques associées	27
Tableau 2. 4. Types de ciment portland reconnus au Canada (adapté de PCA, 2008) 31	
Tableau 2. 5. Normes et recommandations de la littérature s’appliquant aux lattes des planchers d’élevage animal (ou en contexte d’environnement sévère).....	35
Table 3. 1. Combinations of angles θ and χ tested for the determination of the notch for S1 and S3	53
Table 3. 2. Value of angle χ and types of design tested for the determination of the notch for S2.....	54
Table 3. 3. Selection process of the notches for S1 and S3	57
Table 3. 4. Selection process of the notches for S2.....	59
Table 3. 4. Fouling simulations results for S1 design	60
Table 3. 5. Fouling simulations results for S2 design	61
Table 3. 6. Fouling simulations results for S3 design (dimension Z).....	61
Table 4. 1. Description of the 12 treatments constituting the factorial treatment design	72
Table 4. 2. Description of the concrete used to construct the slats.....	73
Table 4. 3. Results of mechanical testing on concrete.....	78
Table 4. 4. Average urea-urease volume absorbed by the slats.....	78
Table 4. 5. Average ambient conditions in chambers during the 3 repetitions.....	79
Table 4. 6 Average NH₃ emissions according to the (S*N*T) interaction.....	81

Table 4. 7. Ammonia emission reduction compared to control and to un-notched slat section shape.....	83
Table 4. 8. Summary of results obtained for ammonia experiments on concrete in the literature.....	85

Liste des figures

Figure 1. 1. Flux de l'azote et génération des émissions d'ammoniac pour produire un porc de 105 kg (adapté de Aarnink, 1997)	3
Figure 2.1. Vue en coupe schématisée d'un bâtiment d'engraissement porcin	9
Figure 3. 1. Illustration of the dimensions involved for the notch determination (all dimensions are in mm)	52
Figure 3. 2. Illustration of the dimension <i>Z</i> (<i>un-scaled</i>)	55
Figure 3. 3. Soiling station used for the soiling tests	56
Figure 3. 4. Notch designs selected for S1 and S3	58
Figure 3. 5. Notch designs selected for S2	60
Figure 3. 6. Selected designs for future ammonia emission tests	63
Figure 4. 1. Temperature, relative humidity and air velocity in chamber 7 during trial 1	79
Figure 4. 2. pH measurements of urea-urease solution	80
Figure 4. 3. Effect of the notch on ammonia emissions for S1	81
Figure 4. 4. Effect of the notch on ammonia emissions for S2	82
Figure 4. 5. Effect of the notch on ammonia emissions for S3	82
Figure 5. 1. Nombre de répétitions requis en fonction de la différence à détecter entre deux traitements, pour un CV de 31 %	95

CHAPITRE 1

Introduction générale

1.1 Présentation de la problématique

L'évolution du marché dans un contexte de mondialisation de plus en plus compétitif a marqué les dernières années d'un accroissement de la spécialisation au plan de la production animale, et ce, sur l'ensemble de la scène internationale. Cela a entre autres eu comme conséquence que le nombre de producteurs de viande a drastiquement chuté au profit d'une plus grande concentration animale par exploitation. À ce contexte s'ajoute le fait que les exploitations animales ont généralement tendance à se concentrer dans certaines régions propices à l'agriculture.

Cette nouvelle réalité a été porteuse de plusieurs problématiques de nature environnementale et sociale, et ce, particulièrement en production porcine. En effet, parmi l'ensemble des secteurs de la production animale, la production porcine est souvent perçue publiquement comme étant l'une des activités agricoles les plus polluantes, dû entre autres à son expansion dans de nombreuses régions rurales et parfois même périurbaines (Santé Canada, 2004). Considérant que la viande de porc est actuellement la plus produite sur le marché mondial, et considérant que la production devrait augmenter entre autres à cause de l'augmentation de la demande du marché chinois pour cette viande (OECD-FAO, 2006), il y a lieu de bien comprendre les problématiques associées à cette production afin de mieux en planifier le développement à long terme.

Parmi les principales problématiques environnementales associées à la production porcine, la quantité supplémentaire de nutriments à gérer via l'augmentation de la quantité de déjections de même que les pertes gazeuses et odorantes vers l'environnement peuvent être soulignées. Les principaux nutriments affectés sont l'azote (N), le phosphore (P) et les métaux lourds (Aarnink et Verstegen, 2007). Les principaux gaz émis en production porcine et ayant un impact potentiel sur l'environnement et la santé humaine sont l'ammoniac (NH₃), le gaz carbonique (CO₂),

le méthane (CH_4), le protoxyde d'azote (N_2O), le sulfure d'hydrogène (H_2S) et les odeurs (USDA, 1999; Pain, 1998; Heederik et al., 2007).

Parmi ces gaz, l'ammoniac apparaît particulièrement préoccupant étant donné qu'il fait partie des gaz d'origine agricole rapportés comme ayant le plus d'effets sur la santé et sur l'agroécosystème (Schiffman et al., 2001b; Copeland, 2006; Aarnink et al., 1996; Ni et al., 2000). Sur le plan mondial, les émissions d'ammoniac provenant de l'activité humaine estimées pour l'année 1990 varient entre 43 à 52 millions de tonnes (Galloway et al., 2004). Environ 94 % de ces émissions sont attribuées au secteur agricole (Galloway et al., 2004). De ce pourcentage, les auteurs rapportent qu'environ 52 % proviendrait des déjections animales. Similairement, Steinfeld et al. (2006) rapportent que parmi les émissions mondiales d'ammoniac provenant de l'activité humaine, 64 % proviendraient de l'élevage animal. Au Canada, l'agriculture représente la plus importante source d'augmentation des émissions d'ammoniac (Kurvits et Marta, 1998). En 2006, ce secteur d'activité représentait à lui seul 90 % du total des émissions d'ammoniac au pays, dont 61 % étaient dues à l'élevage animal, et 29 % à l'application de fertilisants (Environment Canada, 2008). Pour le Québec, 91 % des émissions d'ammoniac totales en 2006 étaient dues à l'agriculture, réparties entre l'élevage animal (80 %) et l'application de fertilisants (11 %) (Environment Canada, 2008). Des chiffres similaires sont généralement retrouvés dans les publications européennes.

Les animaux ont besoin de protéines pour le fonctionnement de leur organisme et les diètes qui leurs sont données sont spécialement formulées afin d'assurer la satisfaction de ces besoins selon le niveau de performance désiré. Or, dans une optique de performance, les quantités d'azote données aux animaux excèdent souvent les besoins, l'azote excédentaire étant alors excrété. Whitmore (2000) explique que les pertes directes d'azote à partir des déjections prennent quatre formes principales : l'ammoniac, le diazote (N_2), le protoxyde d'azote et les nitrates (NO_3^-).

Les pertes d'ammoniac sont présentes à travers plusieurs maillons des activités réalisées lors de l'élevage animal (séjour des animaux dans le bâtiment, entreposage des excréments, épandage au champ, etc.). La figure 1.1, adaptée de Aarnink (1997), présente par ailleurs le cheminement de l'azote pour produire un porc de 105 kg.

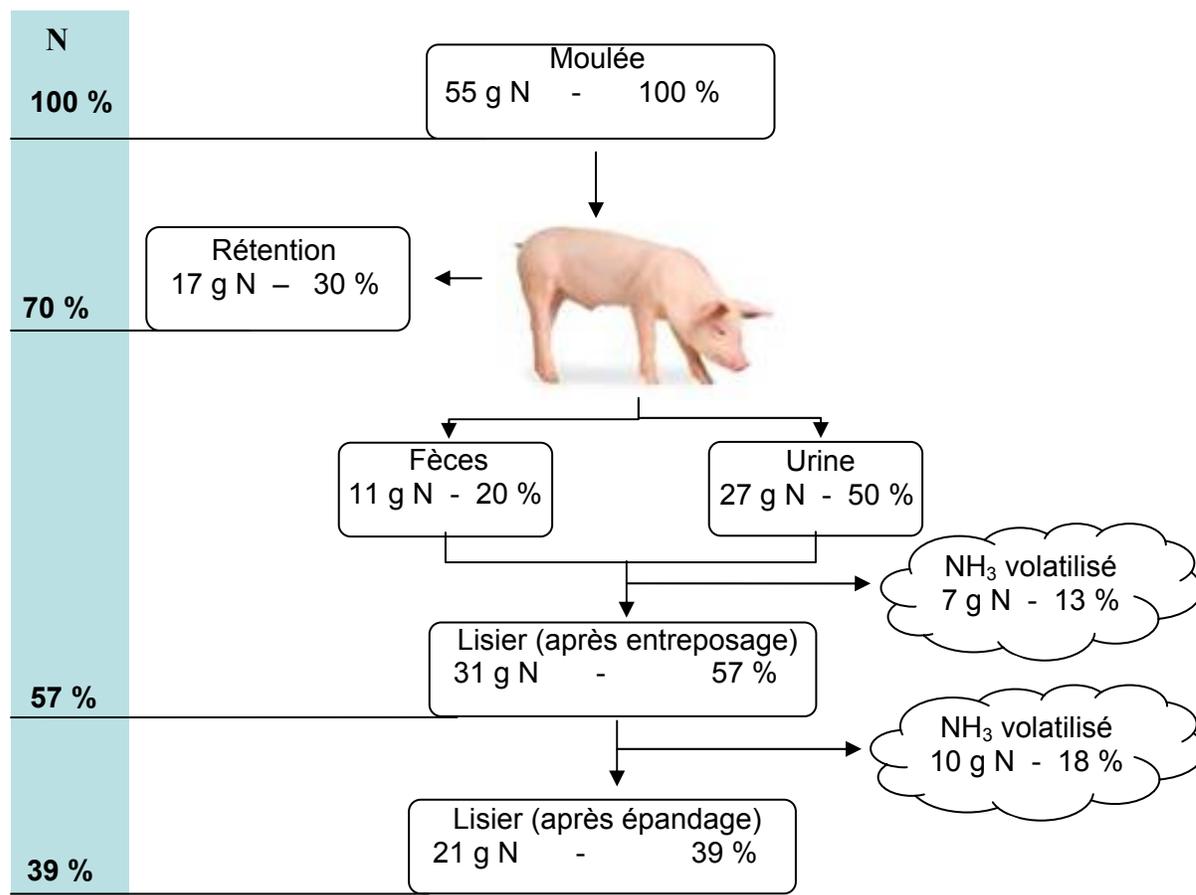


Figure 1. 1. Flux de l'azote et génération des émissions d'ammoniac pour produire un porc de 105 kg (adapté de Aarnink, 1997).

D'après Aarnink (1997), 19 % des pertes d'ammoniac sont réalisées au bâtiment (soit 13 % de NH_3 volatilisé sur 70 % de pertes d'azote), et 26 % de pertes seraient réalisées durant l'entreposage. Toutefois, selon l'*Environmental Protection Agency* (EPA) (EPA, 2005), la majorité des pertes s'effectuent au bâtiment. Demmers et al. (2003) abondent également en ce sens en spécifiant que, pour la production porcine, 59 % des pertes d'ammoniac proviennent du bâtiment. Parallèlement, Pouliot et Lemay (2004) ont démontré que pour un site naisseur-finisserie de 125 truies comportant 336 places en pouponnière et 840 places en engraissement, c'est la section d'engraissement qui constitue la principale source d'émissions d'ammoniac. Les auteurs obtiennent également cette conclusion en ce qui concerne les émissions d'odeurs.

Au bâtiment, les deux principales sources causant les émissions d'ammoniac sont les flaques d'urines retrouvées à la surface du plancher latté et le lisier entreposé sous les lattes (caniveau) (Braam et Swierstra, 1999 ; Swierstra et al., 2001; Cortus, 2006). La proportion d'ammoniac émis qui est due spécifiquement au plancher varie de 23 à 60 %, selon la littérature (Aarnink et al., 1996; Ogink et Kroodsma, 1996). Toutefois, lors de simulations réalisées à partir d'un modèle dynamique permettant de prédire la production d'ammoniac dans les bâtiments de croissance-finition porcins, Cortus (2006) a obtenu que le taux d'émission moyen en provenance du plancher représentait plus de 97 % des émissions totales d'ammoniac en condition hivernale, et 83 % en condition estivale. Ces résultats sont toutefois très intimement liés au type de porcherie en question, ce qui pourrait expliquer les importantes différences observées entre les résultats pour une porcherie nord-américaine typique versus une porcherie européenne (Cortus, 2006).

La littérature révèle que plusieurs auteurs se sont penchés sur le problème des émissions provenant du caniveau. À cet effet, différents systèmes ont été développés, parmi lesquels figurent entre autres ceux permettant une évacuation rapide des déjections, ou permettant de séparer les phases liquides et solides sous les lattes. Peu de travaux semblent toutefois avoir été entrepris afin de réduire les émissions d'ammoniac au niveau spécifique du plancher latté du bâtiment d'engraissement porcin. Or, il y a lieu de croire, à la lumière des éléments précédemment soulevés, que cette stratégie pourrait constituer une avenue intéressante à explorer afin de réduire les émissions d'ammoniac en provenance du bâtiment d'engraissement porcin.

1.2 Présentation de l'étude réalisée

1.2.1 But et objectifs

À la lumière de la problématique décrite, ce projet de recherche vise à satisfaire un but principal (B) et un objectif spécifique (O.S) :

B : Diminuer les émissions d'ammoniac au niveau du plancher du bâtiment d'engraissement porcin.

O.S. : Développer un nouveau concept de lattes permettant de réduire les émissions d'ammoniac des planchers lattés au bâtiment porcin de croissance-finition.

1.2.2 Hypothèses

Ce projet de recherche permettra de vérifier trois principales hypothèses :

H₁ : Il est possible de diminuer les émissions d'ammoniac des planchers lattés en modifiant la forme des lattes de façon à minimiser le contact entre l'urée et le béton;

H₂ : La présence d'un enduit d'époxy sur les faces latérales et inférieures des lattes contribuera à diminuer les émissions d'ammoniac de ces dernières;

H₃ : La présence d'un sectionnement (encoche) pratiqué le long de la section supérieure des lattes permettra de dévier l'écoulement du liquide sur le pourtour des lattes et ainsi de diminuer les émissions d'ammoniac.

Les fondements théoriques à la base desquels ces hypothèses ont été formulées seront présentés au chapitre 2.

1.2.3 Plan de présentation du présent mémoire

Le présent chapitre a présenté une introduction générale de la problématique à laquelle ce projet veut répondre. Le chapitre 2 présente une revue de littérature rassemblant tous les éléments théoriques à la base du projet : explications sur la production porcine québécoise, sur la formation de l'ammoniac et la façon de la mesurer, sur les façons de diminuer l'ammoniac en provenance du plancher porcin, sur le béton et les paramètres à considérer dans la conception d'un plancher de béton destiné à être utilisé dans une porcherie. Cette revue a été effectuée en recensant la littérature mondiale publiée sur ces sujets. Le chapitre 3, rédigé dans la langue anglaise, consiste en une étude visant à cibler et à mettre au point les profilés de lattes les plus performants afin de minimiser le contact entre l'urine et le béton lors de l'écoulement de l'urine sur le pourtour des lattes. Il sera soumis à la revue *Canadian Biosystems Engineering*. Au chapitre 4, les profilés mis en lumière dans le chapitre 3 ont été testés en chambre d'émission afin de vérifier et

de comparer leur efficacité réelle à diminuer les émissions d'ammoniac. Ce chapitre, également rédigé en anglais, sera soumis à la revue *Biosystems Engineering*. Une discussion générale basée sur les résultats obtenus aux chapitres 3 et 4 et soutenue par les éléments théoriques présentés au chapitre 2 de même que par la problématique décrite au chapitre 1 est présentée au chapitre 5. Ce chapitre présente également une conclusion résumant les principaux éléments à retenir de ce projet et effectue un retour sur les hypothèses initiales.

CHAPITRE 2

Revue de littérature

2.1 Production porcine et bâtiment d'engraisement porcin au Québec

2.1.1 Système typique de production porcine

La production porcine telle que pratiquée aujourd'hui au Québec, est de type spécialisé, puisqu'elle sépare, sur les lieux d'élevage, les différents stades de production. Les animaux sont donc gardés en tout temps dans des bâtiments spécialisés pour la naissance, la croissance, et l'engraisement. L'unité d'exploitation la plus retrouvée au Québec est de type naisseur-finisser (FPPQ, 2008). L'exploitation type retrouvée au Québec est de taille familiale, comptant en moyenne 230 truies et 1400 porcs (CAAAQ, 2008).

En général, le type de conception des bâtiments est associé au stade de production. Toutefois, pour tous les types, les bâtiments comprennent une structure pour abriter les animaux, un système de ventilation, un système de plancher ou de cage adapté au stade de production et un système de gestion des déjections.

Les bâtiments destinés à l'engraisement des porcs accueillent les porcs âgés entre 9 et 10 semaines pesant entre 20 et 25 kg. Les porcs y logeront jusqu'à ce qu'ils atteignent le poids d'abattage de 105 kg, toutefois, depuis 2006, les porcs sont vendus à un poids final d'environ 117 kg. Les porcs sont en période dite de « croissance » jusqu'à l'âge de 15 semaines, où ils pèsent en moyenne 60 kg. À partir de ce moment jusqu'à la fin de l'élevage, les porcs sont dits en période de « finition », ce pourquoi les bâtiments d'engraisements sont aussi appelés bâtiments de croissance-finition.

Le BAPE (2003) rapporte que le séjour des porcs en engraisement est de 16 à 18 semaines, et que les animaux y disposent chacun de 0,68 à 0,7 m². Cela signifie que les bâtiments accueillent environ trois rotations de croissance-finition par année. Pouliot

(2002) mentionne que dans les bâtiments d'engraissement québécois récemment construits, la surface de plancher varie habituellement entre 0,65 et 0,74 m² par porc (7 à 8 pi² par porc). Les animaux dans le bâtiment d'engraissement sont généralement regroupés dans des aires communes désignées sous le nom de parc d'engraissement, le nombre de porc par parc pouvant varier entre 10 et 30 porcs (Pouliot, 2002). Les animaux sont séparés dans des aires d'engraissement différentes en fonction de leur groupe de poids.

2.1.2 Système de ventilation

Le système de ventilation le plus retrouvé dans les établissements porcins québécois est la ventilation mécanique avec sorties latérales (extraction haute avec ventilateur dans les murs) (BAPE, 2003). Gilbert et al. (1998) ont, dans leur portrait agroenvironnemental des entreprises du Québec, mis en lumière que 88 % des unités animales porcines du Québec étaient ventilées par un système de ventilation mécanique conventionnelle, en 1996. La définition d'unité animale adoptée par ces auteurs est qu'une unité animale correspond à cinq porcs à l'engraissement (en engraissement), à quatre truies (en maternité) et à 16,4 porcelets de 7 à 30 kg (en pouponnière).

2.1.3 Gestion des déjections

Depuis 1976, les porcheries s'orientent vers une gestion liquide des effluents, laquelle est plus avantageuse aux producteurs sur le plan économique (BAPE, 2003). Hamel et al. (2004) rapportent qu'au Québec, ce sont 97,5 % des établissements porcins qui effectuent la gestion des excréments sous forme liquide. Des caniveaux installés sous le plancher à claire-voie permettent donc de recueillir les fèces, l'urine, de même que l'eau de lavage et de consommation, pour une durée allant d'une journée à quelques semaines. Ces effluents peuvent ensuite être évacués vers une fosse extérieure grâce à des systèmes de vidange mécanique ou passifs. La figure 2.1 schématise une vue en coupe d'un bâtiment traditionnel d'engraissement porcin.

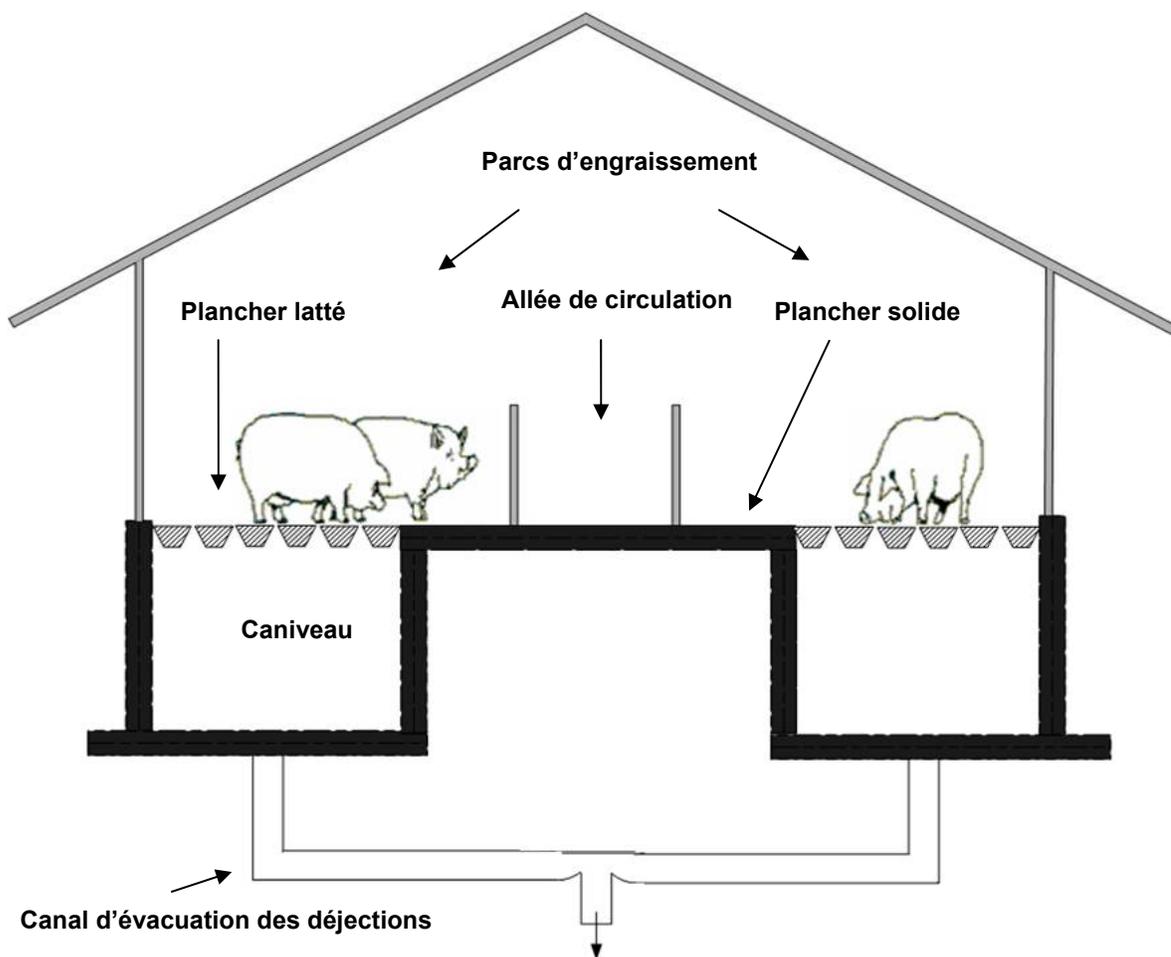


Figure 2.1. Vue en coupe schématisée d'un bâtiment d'engraissement porcin

2.1.4 Systèmes de plancher

Les planchers sont conçus pour respecter le bien-être animal et pour s'harmoniser avec le type de gestion des déjections. Les planchers peuvent être pleins (avec ou sans présence de litière), entièrement lattés ou partiellement lattés. Au Québec, la grande majorité des planchers des bâtiments porcins en croissance-finition sont partiellement lattés. Ainsi Pigeon et Gilbert (2003) rapportent que, pour les porcs en engraissement, 74,6 % du cheptel recensé était élevé sur des planchers partiellement lattés. La proportion de surface lattée dans un bâtiment est fonction de plusieurs facteurs dont la régie de l'élevage et le système de manipulation des déjections sélectionné.

Les fonctions du plancher latté consistent à fournir aux animaux une surface stable sur laquelle ils peuvent se déplacer et à faciliter la gestion des déjections sous forme liquide

en permettant aux déjections de s'écouler à travers les lattes. Ces planchers permettent une gestion plus aisée des déjections puisque ces dernières s'écoulent directement sans qu'il y ait de manipulation. De plus, le plancher latté permet un meilleur niveau sanitaire puisqu'il évite que les animaux soient en contact direct avec leurs déjections. Combiné à une bonne gestion de la ventilation, il offre aux animaux des aires distinctes pour satisfaire leurs besoins de défécations et leurs besoins de repos. De plus, le BAPE (2003) rapporte que ces planchers génèrent en moyenne moins d'odeurs et d'ammoniac. Les travaux de recherche effectués par Philippe et al. (2007) abondent dans ce sens, les auteurs ayant mesuré une augmentation moyenne des émissions d'ammoniac de 110 % lorsque les porcs à l'engraissement sont logés sur litière comparativement à des porcs logés sur plancher entièrement latté en béton.

Les matériaux composant le plancher latté diffèrent d'un stade de production à un autre. Dans les engraisements, les planchers lattés sont en béton. Les lattes de béton présentent plusieurs avantages dont une meilleure traction pour les pattes des animaux, moins de dommages aux onglons, une durée de vie plus longue et des coûts d'investissement inférieurs à plusieurs autres matériaux (Timmerman et al., 2003).

2.2 L'ammoniac

2.2.1 Source des émissions d'ammoniac au bâtiment d'élevage

L'ammoniac est un gaz incolore, plus léger que l'air et dégageant une odeur âcre. Il est retrouvé sous forme gazeuse à température et pression normale. Ce gaz, constitué d'un atome d'azote et de trois atomes d'hydrogène, est très soluble dans l'eau (89,9 g / 100 mL, à 0 °C) (Janzen et al., 1998).

L'ammoniac est fréquemment considéré comme un indicateur de la qualité de l'air dans les établissements de production animale dû à la facilité de ce gaz à s'accumuler sous une mauvaise gestion (Gay et Knowlton, 2005 ; Aarnink et Elzing, 1998). Dans certaines parties d'Europe, comme les Pays-Bas et la Finlande, les émissions associées à l'élevage animal sont si importantes qu'elles ont justifié la mise en place de règlements stricts (Swierstra et al., 2001; Aarnink et al., 1997; Timmerman et al., 2003;

Hendriks et Sonck, 2002). Certains pays européens ont même adopté, en 1999, le Protocole de Göteborg, lequel contraint les pays signataires à réduire, d'ici 2010, leurs émissions d'ammoniac de 15 % par rapport au niveau de 1990 (UN, 2002).

Les émissions d'ammoniac en provenance du bâtiment d'élevage sur gestion liquide des déjections se produisent principalement à deux niveaux : au niveau du plancher latté de même qu'au niveau du caniveau. Ogink et Kroodsmas (1996) rapportent que 60 % de l'ammoniac volatilisé est dû au plancher latté alors que 40 % serait dû aux émissions en provenance du caniveau. Ces chiffres sont toutefois basés sur les résultats obtenus dans un bâtiment expérimental pour vaches laitières. Aarnink et al. (1996) ont quant à eux évalué, pour des porcs en engraissement, que 40 % des émissions totales d'ammoniac provenaient du plancher et 60 % du caniveau, pour un plancher dont la surface lattée représente 25 % de la surface totale. Toutefois, pour un plancher dont la surface lattée représente 50 % de la surface totale, les auteurs ont évalué que 23 % de l'ammoniac volatilisé provenait du plancher latté et 77 % du caniveau. Aarnink et al. (1996) expliquent que le ratio d'émission entre ces deux sources dépend du degré de souillure sur le plancher solide (portion non-lattée), du ratio entre l'aire lattée et l'aire non-lattée et du type de plancher latté. Aarnink et al. (1997) de même que Arogo et al. (2002) soulignent que l'ammoniac peut également être émis à partir des différentes surfaces susceptibles d'être souillées par l'urine et les fèces, comme par exemple le bas des murs et les animaux.

Les émissions d'ammoniac générées à l'intérieur du bâtiment se produisent selon trois phases : production, volatilisation et émission. Malgré ces trois phases, Aarnink et al. (1996) rapportent qu'il n'y a presque pas de décalage entre le moment de l'urination et de l'émission.

2.2.2 Les trois phases générant les émissions d'ammoniac

2.2.2.1 Phase de production

La phase de production débute lorsque les surplus d'azote ingérés par les animaux sont excrétés, sous forme d'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), dans l'urine de ces derniers. Pond et Houpt

(1978) rapportent que la concentration typique d'urée dans l'urine des porcs varie entre 0,16 à 0,60 mol L⁻¹. Les réactions produisant l'ammoniac débutent lorsque l'urée de l'urine entre en contact avec les fèces. Ainsi, les réactions s'activent sous l'effet catalytique de l'enzyme uréase, laquelle est présente dans les fèces (Braam et Swierstra, 1999). Ces réactions, présentées aux équations 2.1 et 2.2, conduisent aussi à la formation d'acide carbonique (H₂CO₃) (Mobley et Hausinger, 1989).



Les réactions présentées aux équations 2.1 et 2.2 mettent en évidence qu'une mole d'urée dégage deux moles d'ammoniac. Or, le taux de conversion de l'urée en ammoniac n'est pas toujours de 100 %. Le taux de conversion maximal de l'urée en ammoniac est par ailleurs désigné sous le terme activité de l'uréase.

Comme l'ammoniac est une base faible, elle ne s'associera que partiellement avec l'eau pour former de l'ammonium (NH₄⁺), tel que présenté à l'équation 2.3. Quant à l'acide carbonique, il va se dissocier avec l'eau (équations 2.4 et 2.5) (Mobley et Hausinger, 1989).



L'ammoniac en solution sera donc divisé entre deux principales phases : une phase liquide (ion ammonium) de même qu'une interface liquide-gazeuse (NH₃ + H₂O). L'ammoniac et l'ammonium vont donc coexister dans la solution en fonction du respect d'un équilibre qui peut être exprimé par la constante d'équilibre de l'ammoniac. Tel qu'illustré par l'équation 2.3, cet équilibre dépend fortement du pH.

Au niveau du bâtiment porcin de croissance-finition, ces réactions de la phase de production ont d'abord lieu sur le plancher latté sur lequel repose les animaux, puis dans le caniveau lorsque le mélange fèces-urine tombe.

2.2.2.2 Phase de volatilisation

La phase de volatilisation consiste en la libération de l'ammoniac de la frontière liquide à la frontière gazeuse. Elle se réalise selon un gradient de concentration : de la plus forte vers la plus faible (Portejoie et al., 2002). L'ammoniac de la couche liquide est donc volatilisé en ammoniac gazeux dans l'air du bâtiment (Braam et Swierstra, 1999). Le taux de volatilisation de l'ammoniac dépend ainsi des concentrations d'ammoniac déjà présentes dans l'air et dans les surfaces liquides, mais il dépend également du coefficient de transfert de masse convectif (Cortus, 2006). Ce dernier est fonction de la température et de la vitesse de l'air dans les bâtiments et la littérature rapporte que sa valeur se situe généralement entre $1,30 \times 10^{-6}$ à $11,7 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ (Ni, 1999). Aarnink et al. (1997) soulignent que la vitesse de volatilisation de l'ammoniac des surfaces d'émission dépend de facteurs tels l'activité de l'uréase, la concentration d'ammoniac, le pH, la température et le débit d'air au niveau des surfaces d'émission.

Elzing et Monteny (1997) indiquent que la conversion de l'urée en ammoniac et en acide carbonique débute immédiatement après le contact avec l'uréase. Initialement, la production d'ammoniac excède la volatilisation, jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. Après ce pic, la volatilisation surpasse la formation. Lors d'une expérimentation avec un mélange de 2 kg d'urine et de 3 kg de fèces provenant de bovins, Elzing et Monteny (1997) ont mesuré des émissions d'ammoniac presque nulles après 24 heures suivant le début de l'expérimentation. Dans une expérimentation visant à évaluer les émissions d'ammoniac de flaques d'urines simulées à partir d'urée et d'uréase, Cortus et al. (2006) ont mesuré la concentration en azote ammoniacal total (AAT) (NH_3 et NH_4^+) dégagée en chambre d'émission, pour une période de 44 heures. Durant les 20 premières heures suivant le début de l'expérimentation, ils ont observé un profil de concentration qui augmentait rapidement, pour atteindre un sommet de $0,35 \text{ mol L}^{-1}$ vers la 20^{ième} heure. Les concentrations diminuaient ensuite, et elles étaient à environ $0,10 \text{ mol L}^{-1}$ vers la 44^{ième} heure.

2.2.2.3 Phase d'émission

L'émission de l'ammoniac débute lorsque l'air intérieur, et donc l'ammoniac volatilisé qu'il contient, est échangé par le système de ventilation et remplacée par de l'air frais (Braam et Swierstra, 1999).

2.2.3 Réduction des émissions d'ammoniac au bâtiment d'élevage

Les facteurs les plus déterminants sur les émissions d'ammoniac au bâtiment sont la concentration d'urée dans l'urine et d'ammoniac dans les fèces, l'acidité (pH), la température, la surface d'émission des déjections de même que le mouvement d'air près des déjections (van der Peet-Schwering et al, 1999; Weiske et al., 2006; Aarnink et al., 1996). Par conséquent, van der Peet-Schwering et al (1999) rapportent que les émissions d'ammoniac peuvent être réduites en s'attaquant aux objectifs suivants :

- Diminuer la concentration d'urée dans l'urine, et d'ammoniac dans les fèces (O1);
- Réduire la surface d'émission (surfaces mouillées) (O2);
- Réduire le pH des déjections (O3);
- Réduire la température des déjections et la vitesse de l'air près des surfaces (O4);
- Évacuer rapidement les déjections du bâtiment (O5).

La littérature révèle que plusieurs moyens ont été étudiés et que certains se sont avérés efficaces. Le tableau 2.1 fait état de ces différentes solutions, en lien avec les objectifs O1 à O5. Différents auteurs insistent toutefois sur le fait que les mesures de mitigation prises afin de réduire l'ammoniac doivent être soigneusement réfléchies afin de ne pas contribuer à générer d'autres émissions non souhaitées. Cela est par exemple le cas de la réduction du pH des déjections qui est susceptible de favoriser les émissions de H₂S (Marquis, 1998). D'autres auteurs craignent qu'une diminution des émissions d'ammoniac entraîne une augmentation des émissions de protoxyde d'azote (N₂O) (Thorman et al., 2007; Perälä et

al., 2006), ce gaz étant un gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement climatique équivaut à 298 fois celui du gaz carbonique (CO₂), sur une base de 100 ans (IPCC, 2007).

Tableau 2. 1. Mesures de mitigation visant la réduction des émissions d'ammoniac produites au bâtiment porcin rapportées dans la littérature

Élément visé par la mesure de réduction	Objectif(s) visé(s)	Mesure proposée	Source^[1]
Alimentation	O1 et O3	<ul style="list-style-type: none"> • Réduire et optimiser le contenu en protéine des diètes alimentaires, avec balancement des acides aminés; • Favoriser l'excrétion de l'azote vers les fèces plutôt que vers l'urine; • Réduire le pH des diètes (ajout d'acidifiant). 	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 11; 30
Plancher	O2	<ul style="list-style-type: none"> • Réduire l'aire de plancher disponible pouvant être contaminé par les excréments; • Utiliser un profilé de lattes permettant de diminuer l'accumulation de fèces entre les lattes du plancher latté; • Utiliser des matériaux qui permettent de diminuer le temps de contact avec les déjections. 	6; 12; 13; 14; 15.
Caniveau	O4 et O5	<ul style="list-style-type: none"> • Augmenter la fréquence d'évacuation des déjections du bâtiment; • Séparer les déjections liquides et solides directement sous les lattes; • Minimiser les échanges d'air entre le caniveau et le bâtiment; • Refroidir le lisier sous les lattes; 	16; 17; 18; 19; 20; 21; 22; 23; 24; 25; 26; 27; 28; 29.

^[1] 1. Tamminga, 1992; 2. Kay et Lee, 1997; 3. Canh et al., 1997; 4. Canh et al., 1998; 5. Sutton et al., 1999; 6. Webb et al., 2005; 7. Aarnink et Verstegen, 2007; 8. Dourmand et Jondreville, 2007; 9. Hayes et al., 2004; 10. Le et al., 2007; 11. Otto et al., 2003 ; 12. Svennerstedt, 1999; 13. Aarnink et al., 1997; 14. Pelletier et al., 2005; 15. Pedersen et Ravn, 2008; 16. Lim et al., 2002 ; 17. Lachance, 2005; 18. Osada et al., 1998; 19. Hoeksma et al., 1992; 20. Groenestein, 1994; 21. Kaspers et al., 2002; 22. van Kempen et al., 2003; 23. Koger et al., 2002; 24. Kurvits et Marta, 1998; 25. Godbout et al., 2006; 26. Braam et al., 1997; 27. Mol et Ogink, 2003; 28. Predicala et al., 2007; 29. Guimont et al., 2007; 30. Lyngbye et al., 2006.

2.2.4 Description des principales mesures de mitigation

2.2.4.1 Réduire les émissions d'ammoniac via l'alimentation

La principale source d'entrée de l'azote au bâtiment porcin est via l'alimentation (Cortus, 2006). Ainsi, l'azote non assimilé par les porcs est surtout excrété sous forme d'urée dans l'urine, mais peut aussi être excrété dans les fèces sous la forme de protéine bactérienne et de moulée non digérée. Or, les diètes commerciales standard sont habituellement formulées afin de répondre aux exigences minimales quant aux besoins en acides aminés devant être comblés pour obtenir des niveaux de performance visés.

Par conséquent, ces diètes sont souvent trop riches en protéines et contiennent des teneurs excessives en certains acides aminés, contribuant ainsi à augmenter de façon significative la teneur en azote des déjections. L'une des stratégies investiguées dans la littérature afin de réduire les émissions d'ammoniac consiste donc à diminuer la quantité d'azote ingérée par les porcs. Pour ce faire, différents groupes de recherche ont étudié l'effet des diètes faibles en protéines, ce qui permet de réduire l'apport d'azote ingéré. Une autre stratégie investiguée consiste à augmenter la fraction d'azote qui sera excrétée sous forme solide plutôt que liquide, puisque l'azote de l'urée peut facilement être converti en ammoniac, contrairement à l'azote des fèces. Pour ce faire, la teneur en certaines fibres diététiques autres que l'amidon, telles la cellulose, les pectines, les glucanes et l'inuline est augmentée dans la formulation des diètes. Certains auteurs ont également étudié l'effet de l'accroissement de l'acidité des rations comme mesure de réduction des émissions d'ammoniac au bâtiment. En effet, tel que présenté à l'équation 2.3, un pH faible favorise le maintien de l'azote sous la forme de NH_4^+ dans la phase liquide (au lieu que celui-ci se volatilise en NH_3 dans la phase gazeuse).

2.2.4.2 Réduire les émissions d'ammoniac via les planchers

2.2.4.2.1 Principes

Le plancher latté est régulièrement souillé par les fèces et l'urine des animaux. Comme le processus d'émissions débute lors du contact entre ces deux types de déjections, il convient de diminuer la surface souillée ou simplement en contact avec les déjections afin de réduire les émissions d'ammoniac (van der Peet-Schwering et al, 1999; Cortus, 2006; Weiske et al., 2006; Aarnink et al., 1996). Cortus (2006) explique que le taux d'émission d'ammoniac en provenance de la surface des planchers est fonction du nombre de flaques d'urine s'y trouvant en un temps donné, de même que de l'état de chacune de ces flaques (épaisseur, aire, etc..). L'ammoniac étant très soluble dans l'eau, son émission à partir de l'urine dépend donc principalement des surfaces d'émission plutôt que du volume de solution d'ammoniac (Aarnink et al., 1997). Ainsi, entre deux urinations données, plus l'aire de contact entre l'urine et le plancher est petite, moins il y aura d'urée présente sur le plancher et par conséquent le potentiel de génération d'émissions sera plus faible. Dans le cas de la section lattée, ceci inclut toutes les faces

des lattes (Aarnink et al., 1997). Aarnink et al. (1997) mentionnent par ailleurs que l'aire souillée sur le pourtour des lattes est surtout influencée par le profilé des lattes. Plusieurs paramètres sont donc à considérer afin de minimiser cette surface d'échange, entre autres les types de matériaux à favoriser pour la construction des planchers lattés, la forme du profilé de latte, la texture de surface de même que le confort animal.

2.2.4.2.2 Matériaux

Pelletier et al. (2005) ont étudié l'effet de différents matériaux dans la construction des planchers lattés sur les émissions de gaz à effet de serre, d'ammoniac et d'odeurs. Quatre classes de matériaux ont été immergées dans le lisier puis comparées par les auteurs, soit des bétons, des plastiques, des aciers et du bois. L'évaluation olfactométrique effectuée par les auteurs a démontré que les matériaux les plus odorants étaient des plastiques (sauf le PVC) et le contre-plaqué, suivi du béton et des aciers. Le fer de fonte a par exemple permis une réduction des émissions d'odeurs de 61 % comparativement au béton de résistance en compression de 30 MPa conventionnel. Les plus importantes émissions d'ammoniac ont été obtenues par les bétons. Aarnink et al. (1997) ont également obtenu ce résultat, en comparant des planchers de béton, de fer forgé et de métal. Parallèlement, Pedersen et Ravn (2008) ont comparé les émissions d'ammoniac pour des lattes commerciales de plastique, de béton (éléments longs) et de fer de fonte qui ont été aspergées d'une solution d'ammoniac. Les auteurs ont obtenu une réduction des émissions de 42 % et 40 % pour les lattes de plastique et de fer de fonte, respectivement, en comparaison avec les lattes de béton.

Pelletier et al. (2005) soulignent que les résultats qu'ils ont obtenus démontrent qu'il n'existe probablement pas de corrélation entre la concentration d'odeurs et les émissions d'ammoniac.

De Foy et al. (2002) ont étudié différents matériaux pouvant être utilisés dans la fabrication des planchers porcins en fonction de la rétention en microorganismes. Ils ont observé que le béton retient davantage les microorganismes que les aciers ou les plastiques, dû à l'inter connectivité de ses pores. Toutefois, après le lavage, il s'agissait du matériel où le moins de microorganismes étaient présents.

Dans leurs travaux, De Foy et al. (2002) ont observé que les matériaux ayant une plus grande sorption à l'eau renaient davantage les microorganismes. Ainsi, un béton ayant une grande porosité, ou une importante inter-connectivité entre ses pores retiendra une partie des urinations et des défécations. Or, cela permet un environnement favorable pour que les réactions conduisant à la formation d'ammoniac aient lieu, puisque davantage de surfaces de contact sont fournies à l'urée et à l'uréase. Parallèlement, Braam et Swierstra (1999) ont observé avec un seuil de signification statistique très satisfaisant ($P < 0,001$) que la résistance en compression du béton a une influence sur la profondeur de pénétration de l'eau.

Ainsi, ils ont obtenu que plus la résistance en compression du béton est importante, moins la profondeur de pénétration est considérable. L'urée et l'uréase bénéficieraient donc de moins de surfaces de contact pour un béton de plus grande résistance en compression, ce qui conduirait à des émissions d'ammoniac plus faibles. Braam et Swierstra (1999) ont également obtenu, à la suite d'analyses statistiques, que l'activité de l'uréase augmente avec l'augmentation de la profondeur de pénétration de l'eau dans le béton. Aarnink et al. (1997) soulignent également que la porosité du matériel constituant le plancher a un effet sur l'épaisseur de la flaque d'urine et donc sur la volatilisation d'ammoniac, une flaque moins épaisse se volatilisant plus rapidement.

2.2.4.2.3 Profilé

Svennerstedt (1999) a simulé différents arrangements de planchers lattés en laboratoire afin d'en mesurer les émissions d'ammoniac et de caractériser le drainage des excréments. Afin de diminuer les émissions d'ammoniac, l'auteur soutient que les lattes doivent avoir une section trapézoïdale. Svennerstedt (1999) rapporte aussi que la face inférieure doit être plus petite que la face supérieure afin de diminuer le risque que des fèces se logent dans les espaces présents entre les lattes du plancher, ce qui contribuerait à augmenter l'uréase disponible pour former de l'ammoniac. L'auteur a donc testé des planchers avec des ouvertures entre les lattes qui variaient entre 2 et 45 mm. Les plus importantes émissions d'ammoniac ont été enregistrées avec la plus petite ouverture testée (2 mm), et les meilleurs drainages ont été obtenus pour les ouvertures comprises entre 35 et 45 mm.

Aarnink et al. (1997) rapportent que les émissions d'ammoniac augmentent lorsque la largeur des lattes augmente, puisque cela permet à l'urine de se répandre sur une plus grande surface. Ces auteurs mentionnent également que les surfaces latérales des lattes influencent les émissions d'ammoniac, et que la diminution de l'aire latérale mouillée est surtout fonction du profilé. Toujours selon ces mêmes auteurs, le profilé des lattes aura une influence sur l'épaisseur de la flaque d'urine retenue sur les lattes.

2.2.4.2.4 Texture de surface

Braam et Swierstra (1999) rapportent que la texture de surface des lattes peut influencer les émissions d'ammoniac. Ainsi, la texture peut influencer sur la quantité totale d'urine, donc d'urée, présente sur la surface des lattes, et par conséquent, cela peut affecter le taux de dégradation de l'urée qui sera convertie en ammoniac (c'est-à-dire l'activité de l'uréase).

Le revêtement de surface ou la présence d'un enduit sur les lattes pourraient donc permettre de ralentir le taux d'activité de l'uréase, puisqu'une surface plus lisse retiendrait moins les fèces (Braam et Swierstra, 1999). De plus, l'application d'un enduit sur le béton constitue une méthode utilisée afin d'augmenter la durée de vie du béton dans un environnement agressif (De Belie et al., 2000). L'effet de protection est apporté du fait que l'enduit constitue une barrière aux agents agressifs en bloquant l'accès aux pores du béton.

Braam et Swierstra (1999) ont étudié, pour des fermes laitières, l'effet des caractéristiques de la surface supérieure des lattes sur la rugosité des lattes, la profondeur de pénétration de l'eau et l'activité de l'uréase. Ils ont ainsi étudié l'effet de différents facteurs modifiant la surface des lattes, à savoir la résistance en compression du béton, le traitement de finition, le temps de curage de même que la présence d'un enduit. Les résultats obtenus par les auteurs indiquent qu'une augmentation de la rugosité des lattes conduit à une augmentation de l'activité de l'uréase, donc du taux de conversion de l'urée en ammoniac. Cette conclusion a aussi été obtenue par Aarnink et al. (1997).

De plus, Braam et Swierstra (1999) ont observé que la rugosité des lattes diminue si un enduit lisse est appliqué. Les analyses statistiques ont toutefois démontré que le type d'enduit utilisé n'avait pas d'effet significatif sur l'activité de l'uréase.

Les résultats des travaux de Braam et Swierstra (1999) ont également permis de confirmer que les émissions d'ammoniac mesurées du plancher latté augmentent bel et bien à mesure que l'activité de l'uréase augmente. Le modèle développé par les auteurs permet de prédire le développement de l'activité de l'uréase en fonction de la rugosité de surface des lattes et de la profondeur de pénétration de l'eau dans le béton.

Swierstra et al. (1995) ont étudié l'effet de l'application d'un enduit sur les lattes d'un plancher pour bovins par rapport aux émissions d'ammoniac encourues durant l'élevage. Un mortier d'époxy a donc été appliqué sur la surface des lattes alors que les faces latérales et la face inférieure ont été imprégnées dans une résine à base de polyuréthane. Toutefois, les auteurs ne sont pas parvenus à mesurer des différences significatives quant aux émissions d'ammoniac des lattes enduites par rapport aux lattes témoin. Similairement, Pelletier et al. (2005) ont mesuré les émissions d'ammoniac pour des planchers de béton de 30 MPa avec et sans application d'époxy, suite à l'immersion des planchers dans du lisier. Deux types d'époxy ont été testés. Dans les deux cas, les auteurs ont mesuré des émissions d'ammoniac plus faibles pour les planchers sur lesquels de l'époxy avait été appliqué.

Le fini de surface des planchers lattés peut toutefois avoir une influence sur la santé des sabots des animaux, sur leur comportement de même que sur leur locomotion (Albutt et Cermak, 1985; Swierstra et al., 1995). En effet, ce ne sont pas tous les matériels de revêtement qui semblent être appropriés pour un usage impliquant des animaux. De Belie et al. (2000) rapportent que l'époxy et le polyuréthane sont d'excellents matériels afin de protéger le béton de la corrosion, mais qu'ils risquent de s'avérer trop glissants pour le confort des animaux. Ces auteurs mentionnent que lorsqu'ils sont utilisés, la technique de recouvrement doit être choisie avec soin afin d'assurer que la surface ne soit pas trop glissante pour les animaux. Les vernis au caoutchouc chloré permettent aux surfaces enduites d'être résistantes à l'acide, mais leur adhésion au béton est faible (De Belie et al., 2000). De Belie (1997), lors d'un essai en bâtiment d'engraissement

porcin commercial, a comparé la profondeur d'attaque pour des planchers de différentes compositions, dont certains étaient recouverts d'enduit. Les plus résistants, soit ceux dont la profondeur d'attaque est la moins importante, ont été les bétons recouverts d'un enduit de surface. Parmi les trois types d'enduits testés (époxy, fluosilicate et siloxane) ils ont observé que le béton enduit d'époxy était significativement plus résistant que les autres.

Braam et Swierstra (1999) évoquent également une réserve quant à l'utilisation d'enduits trop lisses sur les lattes puisque cela rendrait le plancher plus glissant, ce qui pourrait contribuer à affecter la locomotion naturelle des animaux. Parallèlement, De Belie et al. (2000) rapportent qu'une surface trop glissante peut causer plusieurs troubles aux sabots et affecter sérieusement le bien-être des animaux. Toutefois, ces mêmes auteurs précisent également qu'une surface trop rugueuse cause des éraflures et une rapide usure des sabots. Pedersen et Ravn (2008) mentionnent également qu'il est préférable que le plancher ne soit pas trop rigide (c'est-à-dire qu'il ait suffisamment d'élasticité) en ce qui concerne la santé des pattes des porcs.

2.2.4.2.5 Confort animal

Aarnink et al. (1996) expliquent également que le bien-être des animaux a un impact direct sur le degré de souillure des planchers. Les auteurs expliquent que les porcs préféreront s'étendre sur un plancher chaud et sec et excréter sur un plancher froid. Or, si la température intérieure devient trop importante, il est possible que les porcs utilisent les lattes comme aire de repos, puisque plus fraîches et excrètent sur le plancher solide, ce qui augmente la surface totale d'émissions d'ammoniac (Aarnink et al., 1995). Dans une expérience subséquente, ces auteurs (Aarnink et al., 1997) ont étudié l'effet d'un plancher latté parsemé de goujons, provoquant ainsi une situation d'inconfort qui oblige les porcs à utiliser l'aire lattée comme aire de défécation. Cette mesure s'est avérée concluante puisque les porcs ont utilisé le plancher latté comme aire de défécation seulement, ce qui a permis d'améliorer la propreté et diminuer les émissions d'ammoniac.

2.2.4.2.6 Synthèse des résultats obtenus dans la littérature pour la réduction des émissions d'ammoniac via les planchers

Le tableau 2.2 présente une compilation des principaux résultats relevés dans la littérature en ce qui a trait à la réduction des émissions d'ammoniac en provenance des planchers lattés.

Tableau 2. 2. Compilation des résultats relevés dans la littérature concernant la réduction des émissions d'ammoniac au bâtiment d'élevage en provenance des planchers lattés

Référence	NH ₃		Remarques	
	Valeur originale ⁽¹⁾	mg h ⁻¹		mg m ⁻² h ⁻¹
Svennerstedt, 1999			200	Valeur moyenne maximale obtenue pour des lattes de béton trapézoïdales, lorsque l'espacement entre les lattes est de 30 mm. Les lattes ont été souillées avec des déjections bovines (5 kg de fèces et 3 kg d'urine). Les mesures ont été effectuées avec un dispositif maison consistant en une boîte d'acier à l'intérieur de laquelle les planchers étaient insérés.
Elzing et Monteny, 1997	15,65 à 44,82 mg min ⁻¹	1677		Des planchers de béton lattés préalablement souillés par des fèces de bovin ont été arrosés par 2 kg d'urine (de bovin). Les émissions d'ammoniac ont été mesurées durant 24 h avec une boîte Lindvall (Lindvall et al., 1974). Le souillage a été répété chaque jour, une fois par jour, durant 10 j. Cette valeur est la valeur moyenne maximale obtenue pour 6 répétitions, pour les jours 8, 9 et 10.
Kroodsma et al., 1993			400	Moyenne de 4 mesures. Les émissions d'ammoniac en provenance d'une latte prélevée d'une étable avec génisses en stabulation ont été mesurées avec une boîte Lindvall (Lindvall et al., 1974).
Misselbrook et al., 1998	0,1 g NH ₃ -N m ⁻² (76 h ⁻¹)	1,6	1,6	Émissions mesurées à partir de 1m ² de surface de béton à laquelle des bovins de boucherie ont auparavant eu accès. 1 L d'urine a été appliqué. Pas de fèces appliquées.
Misselbrook et al., 1998	1,5 g NH ₃ -N m ⁻² (29 h ⁻¹) à 4,3 g NH ₃ -N m ⁻² (76 h ⁻¹)	62,8 à 68,7	62,8 à 68,7	Émissions mesurées à partir de 1m ² de surface de béton à laquelle des bovins de boucherie ont auparavant eu accès. 1 L d'urine a été appliqué. Avant l'application d'urine, le béton a été souillé avec 1 kg de fumier de bovins.
Misselbrook et al., 1998	2,2 g NH ₃ -N m ⁻² (75 h ⁻¹) à 2,4 g NH ₃ -N m ⁻² (78 h ⁻¹)	35,6 à 37,4	35,6 à 37,4	Émissions mesurées à partir de 1m ² de surface de béton neuve (béton qui n'avait jamais été utilisé auparavant). 1 L d'urine a été appliqué. Avant l'application d'urine, le béton a été souillé avec 1 kg de fumier de bovins.
Pedersen et Ravn, 2008	300 mg (0,24 m ⁻²)	200	833	Lattes de béton longues. Le plancher a été souillé par une solution d'ammoniac. Les auteurs mentionnent que la période de mesure a duré entre 1 à 2 h, une période de 1,5 h a donc été assumée pour effectuer les conversions.
Pelletier et al., 2005		0 à 21; 0 à 49	0 à 75; 0 à 175	Intervalle d'émissions obtenu durant la période de mesure de 24h, pour deux répétitions différentes. Ces émissions ont été mesurées pour du béton 30 MPa qui, avant le test, a été submergé dans du lisier de porcs pour une période de 72h.
Groenestein et al., 2006		17,5		Il s'agit du taux de volatilisation maximal obtenu d'une tuile de béton détachable laissé dans une maternité porcine pour 30 j et analysée en laboratoire durant 7 j après que de l'urine fraîche ait été versée sur cette dernière.
Groenestein et al., 2007	1,1 g j ⁻¹ (a); 2,5 g j ⁻¹ (ab)	46 (a); 104 (ab)		Porcherie commerciale de 150 truies. Il s'agit des émissions mesurées à partir des planchers de l'aire d'attente (a) et d'abreuvement (ab), respectivement, où le plancher est fabriqué à partir de lattes de béton.

⁽¹⁾ Émission de NH₃, sauf si autrement spécifié. La valeur originale est présentée lorsqu'une conversion était nécessaire afin d'exprimer les résultats en mg h⁻¹ ou mg m⁻² h⁻¹.

2.2.4.3 Réduire les émissions d'ammoniac via le caniveau

La formation de l'ammoniac en provenance du caniveau est due à la dégradation de l'urine fraîche au niveau des couches supérieures de lisier de même qu'à la digestion anaérobie au niveau des couches inférieures (Cortus, 2006). Afin de diminuer les émissions d'ammoniac provenant du caniveau, Braam et al. (1997) recommandent entre autres de diminuer les échanges d'air entre ce dernier et le bâtiment. Kurvits et Marta (1998) suggèrent d'évacuer le lisier du bâtiment aussi fréquemment que possible. De plus, Godbout et al. (2006) sont parvenus à réduire les émissions d'ammoniac de 49 % avec des systèmes de séparation des déjections liquides et solides localisés directement sous les lattes, par rapport au système de gestion conventionnel par vidange gravitaire.

2.2.4.4 Effet des conditions d'ambiance sur les émissions d'ammoniac

Des paramètres d'ambiance du bâtiment tels la température et la vitesse de l'air ont également une influence sur les émissions d'ammoniac. En effet, les différents modèles développés dans la littérature permettant de prédire les émissions d'ammoniac au niveau du bâtiment d'engraissement porcin incluent tous ces deux paramètres (Aarnink et Elzing, 1998; Cortus et al., 2006; Ni et al., 2000). Aarnink et Elzing (1998) rapportent que la vitesse de l'air au-dessus des planchers a un effet négligeable sur les émissions d'ammoniac, mais que la vitesse de l'air au-dessus du caniveau a cependant un effet important sur les émissions. Pour la température, ils ont obtenu des conclusions similaires, à savoir que la température des déjections dans le caniveau aurait un impact significatif sur les émissions d'ammoniac, alors que la température à la surface du plancher aurait un apport négligeable. Parallèlement, Mol et Ogink (2003) identifient le refroidissement de la couche supérieure de lisier accumulée sous les lattes comme technique de réduction des émissions d'ammoniac au bâtiment.

2.2.5 Mesure des émissions d'ammoniac au bâtiment

Les émissions d'ammoniac émises à partir du bâtiment d'élevage sont calculées (et non mesurées). Afin d'effectuer ce calcul, les paramètres mesurés sont la concentration d'ammoniac émise dans le bâtiment, la concentration d'ammoniac présente dans l'air d'entrée, de même que le taux de ventilation, tel que présenté à l'équation 2.6 :

$$E = (C_{\text{int}} - C_{\text{ext}}) \times Q \quad (\text{Équation 2. 6})$$

Où :

E : Émissions d'ammoniac (unité de masse par unité de temps);

C_{int} : Concentration en ammoniac à l'intérieur du bâtiment échantillonné (unité de masse par unité de volume);

C_{ext} : Concentration en ammoniac de l'air frais qui entre dans le bâtiment (unité de masse par unité de volume);

Q : Taux de ventilation (unité de volume par unité de temps)

L'équation 2.6 peut être adaptée afin de rapporter les émissions selon une unité fonctionnelle désirée (par exemple, par porc produit). Ni et Heber (2001) rapportent toutefois que la concentration mesurée doit être massique puisque cela est plus constant que sous une base volumétrique, le volume de gaz variant en fonction de la température et de la pression. La concentration volumétrique peut être convertie en concentration massique à l'aide de la loi sur les gaz parfaits, tel que présenté à l'équation 2.7. Pour ce faire, la température et la pression doivent être connues. L'équation 2.7 est adaptée de Wight (1994).

$$v = \frac{n \times R \times T}{P} \quad (\text{Équation 2. 7})$$

Où :

v : volume occupé par le gaz (m^3);

n : quantité de matière (mole);

R : Constante universelle des gaz parfaits ($R = 8,314\ 472\ \text{J} \cdot \text{°K}^{-1} \cdot \text{mole}^{-1}$);

T : Température (°K);

P : Pression (Pa).

Afin de mesurer les concentrations d'ammoniac dans les bâtiments d'élevage animal, différents dispositifs d'échantillonnage de l'air du bâtiment de même que différents instruments de mesure sont disponibles. L'échantillonnage de l'air peut être soit actif (en forçant l'air vers l'instrument de mesure de la concentration, à l'aide d'une pompe par exemple) ou soit passif (sans l'intervention d'une pompe). Ni et Heber (2001) présentent une synthèse des différents dispositifs d'échantillonnage de l'ammoniac existants. Parmi ces derniers figurent entre autres l'échantillonnage en chambre d'émission (échantillonnage fermé), l'échantillonnage en un point spécifique, l'échantillonnage à trajectoire ouverte (avec instruments optiques) de même que l'échantillonnage d'un volume de contrôle.

Les instruments de mesure peuvent être dynamiques (temps de réponse court) ou semi-dynamiques (temps de réponse long à très long). Ni et Heber (2001) rapportent que le choix d'une technique de mesure doit être basé sur les objectifs de recherche, de l'équipement et du budget disponibles. Le tableau 2.3, adapté de Ni et Heber (2001), présente différentes techniques de mesure de même que certaines de leurs caractéristiques.

Tableau 2. 3. Techniques de mesures de l'ammoniac et caractéristiques associées

Technique	Instrument et/ou méthode	Humide (H) ou sec (S) ^[1]	Sensibilité	Lecture	Usage ^[2]	Actif (A) ou passif (P)	Temps de réponse	Coût ^[3]
Chimie par voie humide	<ul style="list-style-type: none"> • Titrimétrie • Photométrie & colorimétrie • Conductimétrie 	H	0,01 – 1 mg L ⁻¹	Indirecte	U	A	h	++
Tubes de détection	<ul style="list-style-type: none"> • Dräger • Kitagawa • Gastec • Sensidyne • MSA 	S	ppm	Directe	U	A et P	min (actif) h (passif)	++
Spectroscopie FTIR ^[4]	<ul style="list-style-type: none"> • K300 • M 2401 • Bomen-100 	S	ppb	Directe	M	P		+++++
Analyseur à infrarouge non dispersif	<ul style="list-style-type: none"> • PAS type 1302 • Rosemount ; Beckam 	S	ppm	Directe	M	A	s	++++ / +++++
UV-DOAS ^[5]	<ul style="list-style-type: none"> • Opsis • WSU 	S	ppb	Directe	M	P		++++
Chimioluminescence avec analyseur de NO _x	<ul style="list-style-type: none"> • Monitor-Labs • THIS • TEI • API 	S	ppb	Directe	M	A	2 min	+++++
Capteur électrochimique	<ul style="list-style-type: none"> • Dräger • Quadscan • Twistik 	S	ppm	Directe	M	A et P		++++
Fluorescence	<ul style="list-style-type: none"> • Chemcassette 	S	ppm	Directe	U	A	s	++++

^[1] Les méthodes humides sont celles impliquant l'usage d'un milieu aqueux alors que les méthodes sèches sont celles où le NH₃ est analysé directement via la phase gazeuse.

^[2] U : Usage unique ; M : Usage multiple.

^[3] Avec : + : coût très faible (<1 US\$/échantillon) ; ++ : coût faible (1-10 US\$/échantillon) ; +++ : coût modéré (<5000 US\$/appareil) ; ++++ : coût important (5000 – 10000 US\$/appareil) ; +++++ : coût très important (>10000 US\$/appareil).

^[4] FTIR : Fourier Transform Infrared Spectroscopy.

^[5] UV-DOAS : Ultra Violet Differential Optical Absorption Spectrometer.

2.2.6 Conséquences des émissions d'ammoniac

2.2.6.1 Santé

Au Danemark, une étude épidémiologique a démontré que les éleveurs de porcs sont les plus touchés par l'asthme et les bronchites chroniques (Iversen et al., 1988). Parmi les facteurs responsables de ces problèmes de santé, figure entre autre l'ammoniac (Gustin

et al., 1991). De plus, Moore Jr. et al. (2006) rapportent que l'exposition à des hauts niveaux d'ammoniac cause de sévères problèmes sur le plan de la santé. Charavarymath et al. (2005) ont examiné les poumons de rats exposés à l'air d'une porcherie commerciale comptant 60 truies en inventaire. Les auteurs croient que l'augmentation des inflammations aux poumons observée chez les rats exposés est due à l'effet combiné des endotoxines et de gaz toxiques, ciblant spécifiquement l'ammoniac.

Pour les élevages porcins, le niveau d'ammoniac recommandé est de 11 ppm à 120 cm au-dessus du plancher ou de 25 ppm à 20 cm au-dessus du plancher (Donham, 1989). Hamilton et al. (1996) mentionnent toutefois que l'exposition à des concentrations d'ammoniac supérieures ou égales à 5 ppm peut contribuer à la sévérité des lésions cliniques liées à la rhinite atrophique. Walsh et Bouchard (2002) considèrent quant à eux que la concentration maximale pouvant être respirée sans effets nocifs à l'inhalation est de $100 \mu\text{g m}^{-3}$ (0,14 ppm; conversion en considérant que $1 \text{ ppm NH}_3 = 0,7 \text{ mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$). Or, les travailleurs porcins sont généralement exposés à des concentrations d'ammoniac qui excèdent ces limites, ce qui les rend vulnérables à certains troubles de santé (Pickrell, 1991). Par exemple, Santé Canada (2004) rapporte que la concentration d'ammoniac retrouvée à l'intérieur d'une porcherie peut varier de 1,5 à plus de 30 mg m^{-3} (2,1 à 43 ppm; conversion en considérant que $1 \text{ ppm NH}_3 = 0,7 \text{ mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$).

2.2.6.2 Agroécosystèmes

L'ammoniac des agroécosystèmes peut suivre une variété de parcours ayant pour conséquence une série d'impacts distincts (NRC, 2003). La volatilisation de l'ammoniac contribue à un transfert de l'azote contenu dans les effluents d'élevage vers l'atmosphère, ce qui fait en sorte de réduire la valeur fertilisante de ces derniers. La durée de vie de l'ammoniac dans l'atmosphère est d'environ une semaine (ATSDR, 2004). Dans l'atmosphère, l'ammoniac peut réagir avec du dioxyde de soufre ou avec l'ozone pour produire des aérosols, incluant les sulfates et les nitrates d'ammonium (Schiffman et al., 2001b). Toutefois, l'ammoniac émis vers l'atmosphère retombe en partie à proximité du lieu d'émission (Portejoie et al., 2002). L'autre partie peut

parcourir de longues distances, dépendamment des conditions climatiques, avant de retourner à la biosphère sous forme de précipitations, causant ainsi des pluies acides. Moal (1995) révèle que les retombées de l'ammoniac sont soit sous forme de NH_3 (dépôt sec), soit sous forme d'aérosols de NH_4^+ ou de gouttelettes de NH_4^+ . Ces retombées azotées contribuent à accentuer le déséquilibre du cycle de l'azote dans les écosystèmes naturels, ce qui se traduit par l'acidification des sols et des cours d'eaux, la diminution de la biodiversité et l'eutrophisation (en raison de l'enrichissement du milieu en azote) (Portejoie et al., 2002 ; Kurvits et Marta, 1998 ; Gay et Knowlton, 2005). De plus, l'ammoniac (volatilisé ou déposé) a un effet indirect sur les changements climatiques puisqu'il peut être transformé en protoxyde d'azote (IPCC, 2006), un gaz à effet de serre dont le potentiel de réchauffement climatique équivaut à 298 fois celui du CO_2 , sur une base de 100 ans (IPCC, 2007).

2.2.6.3 Odeurs

Selon une étude rapportée dans Rappert et Müller (2005), approximativement 30 % de toutes les plaintes associées aux odeurs en agriculture sont dues aux bâtiments de production. La première cause d'odeurs en agriculture est la décomposition anaérobie des sous-produits des animaux (Douglas Kreis, 1978). Ce procédé génère une importante variété de composants chimiques. Schiffman et al. (2001a) ont par ailleurs identifié 331 composés générant les odeurs dans une ferme porcine de la Caroline du Nord.

Steinfeld et al. (2006) rapportent que l'odeur désagréable qui peut être perçue à proximité des bâtiments d'élevage animal est en partie due aux émissions d'ammoniac. Toombs (2003) mentionne que les composés les plus souvent en cause dans la génération d'odeurs à partir des déjections animales sont l'ammoniac et le sulfure d'hydrogène. L'EPA (2001) abonde en ce sens, mais ajoute les composés organiques volatils, dont font partie certains acides volatils (acétique, propionique, formique, butyrique et valérique) de même que l'indole, les phénols, les amines volatiles, le mercaptan méthylique et le scatole. Chastain (2004) spécifie toutefois que l'intensité de l'odeur résultant de ces composés n'est pas additive, en ce sens que l'odeur résultante ne sera pas la somme des odeurs attribuables à chacun des composés.

Bien que la présence d'ammoniac aille de pair avec la présence d'odeurs, il n'y a pas consensus dans la littérature à savoir si ce seul composé peut constituer un indicateur juste du niveau d'odeurs. En effet, l'ammoniac est souvent représenté comme le composé odorant par excellence, ce dernier représentant le composé présent au niveau de concentration le plus élevé, et étant le plus facile à mesurer (Guinand, 2007). Toutefois, étant donné que, pour un composé donné, le poids odorant dans la production d'odeurs n'est pas proportionnel à sa concentration (Guinand, 2007), plusieurs études suggèrent de ne pas établir de lien cause à effet direct entre l'émission d'ammoniac et l'émission d'odeurs.

2.3 Le béton

2.3.1 Composition et principales caractéristiques du béton

Le béton est un matériel utilisé sur presque toutes les fermes en raison de son ouvrabilité, de son excellente résistance à la compression, de sa faible conductivité thermique et électrique, de son coût abordable et du fait qu'il est peu combustible et peu toxique (Jonhson, 2004; Beaudoin, 1982). Il est entre autres fréquemment utilisé pour les planchers porcins (De Belie et al., 1998). Pedersen et Ravn (2008), qui ont évalué le coefficient de friction pour des lattes constituées de différents matériaux, concluent que les lattes de béton sont idéales en ce qui a trait à la friction qu'elles offrent aux porcs (ni trop rugueux, ni trop glissants).

Le béton est en fait un mélange de ciment portland, d'eau, d'agrégats fins (sable) et d'agrégats grossiers (pierre) (Jonhson, 2004). Les caractéristiques des bétons sont donc fonction de la proportion de chacun de ces quatre éléments utilisée dans le mélange. Cette proportion sera déterminée par le type de structure qui sera érigé de même que par les techniques de construction qui seront utilisées. Les caractéristiques des bétons peuvent également être modifiées par l'ajout d'adjuvants comme les entraîneurs d'air, ce qui, entre autres, confère au béton une meilleure ouvrabilité et améliore la durabilité en conditions de gel-dégel. Un autre type d'adjuvant fréquemment utilisé est désigné sous l'appellation de superplastifiant, permettant entre autres d'augmenter la fluidité du béton.

Différents ajouts cimentaires peuvent être apportés au ciment portland, lequel sera alors un ciment hydraulique composé. Les ajouts cimentaires les plus communs sont les fumées de silice, le laitier de haut fourneau, la pouzzolane naturelle et les cendres volantes (Jonhson, 2004). Au Canada, l'Association de Normalisation Canadienne (CSA) reconnaît six principaux types de ciment portland (PCA, 2008), lesquels sont présentés au tableau 2.4, avec les équivalences par rapport à la désignation utilisée avant 2003. Le type de ciment à utiliser dans la fabrication d'un béton donné est fonction du type de structure de béton qui sera construite.

Tableau 2. 4. Types de ciment portland reconnus au Canada (adapté de PCA, 2008)

Nouvelle désignation (CSA A3001-08)		Description	Ancienne désignation	
Ciment portland	Ciment hydraulique composé ^[a]		Ciment portland	Ciment hydraulique composé ^[1]
GU	GUb- Axx/Byy/Czz	Pour usage général. Lorsqu'aucune propriété particulière des autres types de ciments n'est requise.	10	10E-xx/yy
MS	MSb- Axx/Byy/Czz	Pour usage général, mais avec possibilité d'exposition modérée du béton aux sulfates	20	20E-xx/yy
MH	MHb- Axx/Byy/Czz	Pour usage général, mais lorsqu'une chaleur d'hydratation modérée est requise.	20	20E-xx/yy
HE	HEb- Axx/Byy/Czz	Utilisé lorsqu'une haute résistance initiale est requise en peu de temps.	30	30E-xx/yy
LH	LHb- Axx/Byy/Czz	Utilisé lorsqu'une faible chaleur d'hydratation est requise.	40	40E-xx/yy
HS	HSb- Axx/Byy/Czz	Utilisé lorsqu'une importante résistance aux sulfates est requise.	50	50E-xx/yy

^[1] xx, yy et zz sont les ajouts cimentaires utilisés en proportion A, B, et C, respectivement (en %). Les ajouts cimentaires sont désignés par S : laitier de haut fourneau; SF : fumée de silice; N : pouzzolane naturelle et F, Cl et CH : cendres volantes à faible, moyenne et haute teneur en CaO, respectivement.

Une fois l'eau et le ciment mélangés, une succession de réactions chimiques exothermiques sont enclenchées, généralement désignées sous le terme « réactions d'hydratation ». Différents facteurs agiront sur le taux d'hydratation, entre autres la quantité d'eau ajoutée (par rapport à la quantité de ciment), la finesse des particules de ciment, la présence ou non d'adjuvants et la température des matériaux lors du malaxage (Kosmatka et al., 2004). Quant aux agrégats, bien qu'ils aient une importante

influence sur les propriétés mécaniques du béton résultant, il est généralement accepté qu'ils ne causent pas d'interactions chimiques au cours des réactions d'hydratation (Gartner et Gaidis, 1989). La résistance et la durabilité du béton dépendent dans une grande mesure du niveau d'hydratation atteint ; or, toute perte d'eau, par évaporation ou de toute autre façon, retardera ou empêchera une hydratation complète (Kosmatka et al., 2004). L'évaporation de l'eau provoquée par les réactions exothermiques lors de l'hydratation du béton peut être contrôlée en maintenant le béton dans un environnement humide. Cette opération, appelée cure, est essentielle pour permettre une réaction d'hydratation la plus optimale que possible (c'est-à-dire que le plus de molécules d'eau possible pourront réagir avec le ciment afin de générer les liants qui confèrent au béton sa résistance). Selon la norme CSA A23.1 (CSA, 2000), la période de cure de base de toutes les surfaces de béton est soit trois jours à une température minimale de 10 °C, ou le temps nécessaire pour atteindre 40 % de la résistance en compression spécifiée. Toutefois, Kosmatka et al. (2004) mentionnent que, comme la cure améliore toutes les propriétés souhaitables du béton, il convient d'en prolonger la durée autant que possible.

2.3.2 Dégradation des planchers de béton en environnement agressif

Les planchers lattés retrouvés dans les porcheries d'engraissement sont soumis à un environnement particulièrement agressif (De Belie et al., 1998), dans lequel la durabilité des planchers est constamment compromise. En général, la durée de vie escomptée des bâtiments porcins québécois est de 20 ans (BAPE, 2003), les planchers doivent par conséquent être fonctionnels tout au long de cette période.

La dégradation des planchers retrouvés en bâtiment d'engraissement porcine comporte deux principales étapes qui se juxtaposent et s'amplifient mutuellement : la dégradation du béton et la corrosion des barres d'armature. Ces mécanismes de dégradation, pour le cas spécifique des planchers porcins, sont détaillés et présentés dans Hamelin (2007). Les principales interventions permettant de contrer la dégradation du béton et la corrosion des barres d'armature sont également présentées dans Hamelin (2007). Ces interventions ont principalement trait au dosage (ration eau / ciment), aux types de

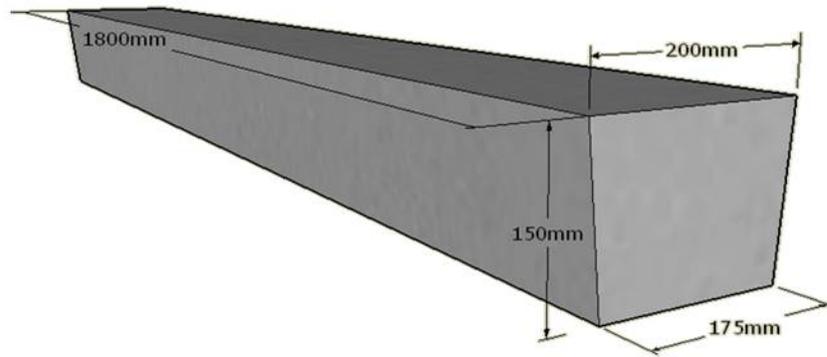
ciments utilisés, aux types d'agrégats utilisés, à l'ajout de polymères et de revêtement, à la mise en place du béton et au remplacement de l'acier d'armature par des alternatives comme les barres composites ou les fibres synthétiques.

2.4 Lattes utilisées dans les bâtiments de croissance-finition porcin

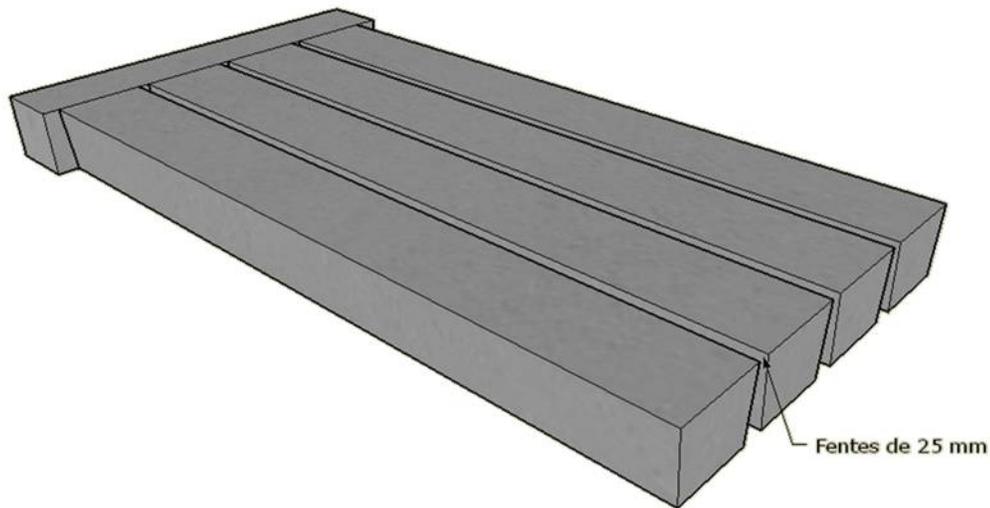
2.4.1 Latte type retrouvée au Québec

Au Québec, les lattes utilisées sont préfabriquées avec du béton armé de résistance en compression de 60 MPa. L'armature utilisée est en général un acier ayant une limite d'élasticité de 400 MPa. Les lattes utilisées ont un profilé trapézoïdal. Il n'existe pas de dimensions uniques concernant les parcs d'engraissement, toutefois, la portion lattée représente en général le tiers du plancher pour un parc donné.

Les largeurs des fentes généralement retrouvées dans les planchers lattés utilisés au Québec et au Canada sont de 25 mm (SPC, 1984; SPC, 1982). De plus, le SPC (1984) recommande de disposer les fentes parallèlement à la longueur des parcs car cela causerait moins de dommages aux pattes des porcs. Le SPC (1984) recommande également des lattes dont la face supérieure a une largeur de 200 mm. Le SPC (1986) a développé une grille pour les porcs allant jusqu'à 100 kg qui permet d'évaluer la portée maximale des lattes de forme trapézoïdale en fonction de différentes largeurs pour les bases supérieures et inférieures. La grille fournit également la charge concentrée maximale admissible. Une latte et un plancher typique respectant les dimensions proposées par le SPC (1984) et le SPC (1982) sont présentés aux figures 2.2a et 2.2b respectivement.



a. Latte seule



b. Plancher latté

Figure 2. 2 Schéma d'une latte et d'un plancher typique

2.4.2 Normes et recommandations

Différentes normes et recommandations sont retrouvées dans la littérature en regard au béton à utiliser dans un environnement sévère. Certaines normes, comme celles établies dans le code national de construction des bâtiments agricoles (CNRC, 1995) s'appliquent spécifiquement aux lattes des planchers d'élevage animal. Ces normes et recommandations sont présentées au tableau 2.5.

Tableau 2. 5. Normes et recommandations de la littérature s'appliquant aux lattes des planchers d'élevage animal (ou en contexte d'environnement sévère)

Recom- mandation	Unité	Source ^[1]								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Charge due aux porcs	kN m ⁻¹	1,5 ^[3]	1,5							
Surcharge uniformément répartie, plancher et support	kPa	2,5 ^[3]						3,5		
Flèche ^[2]		L/360	L/360							
Taille maximale des agrégats	mm			20					20	
Type de ciment			10	10						
Ratio eau/ciment				0,40	0,40	0,40		≤ 0,50	< 0,45	< 0,45
Résistance en compression à 28 j	MPa		35	35	35	35				
Limite d'élasticité de l'acier	MPa		400							
Espacement entre les lattes	mm		25		14 - 18					
Recouvrement minimal de l'armature	mm		35				50 – 60 ^[4] 40 – 60 ^[5]	30	30	

Autres

- Contenu minimal en ciment de 350 kg m⁻³ si recouvrement < 40 mm, et de 300 kg m⁻³ si recouvrement > 40 mm ;
- Contenu minimal en ciment de 300 kg m⁻³.
- L'absorption d'eau du béton ne doit pas dépasser 6 % en base massique.

^[1] 1. CNRC, 1995; 2. SPC, 1986; 3. Jonhson, 2004; 4. DEFRA, 2003; 5. CSA, 2000; 6. Darby, 1994 ; 7. Braam et Knippels, 2002; 8. De Belie et al., 2000; 9. Zivica et Bajza, 2002.

^[2] Avec L la portée de la latte.

^[3] Pour les porcs allant jusqu'à 100 kg. Il faut utiliser l'une ou l'autre de ces charges, la plus défavorable.

^[4] Pour des barres de 20 à 50M.

^[5] Pour des barres de 10 et 15M.

Le CNRC (1995) spécifie que la norme se rapportant à la flèche maximale admissible des lattes est prescrite afin de minimiser la fissuration et ainsi réduire l'exposition de l'acier d'armature aux effets corrosifs des gaz. Cette norme ne prend donc pas le bien-être des animaux en compte.

Le CRNC (1995) spécifie également les surcharges à utiliser pour évaluer la charge due aux équipements d'alimentation, si ces données ne sont pas disponibles. Cela correspond, pour les porcs à l'engraissement, à une surcharge concentrée de 5,0 kPa sur une aire de 1200 x 1000 mm.

Les planchers de béton utilisés dans les bâtiments d'élevage animal doivent être suffisamment forts pour supporter toutes les charges dues au poids des animaux, des travailleurs, des équipements (trémies, abreuvoirs, etc.) et de l'action dynamique des animaux et des travailleurs. De plus, l'espacement entre les lattes doit permettre d'éviter que les animaux se blessent les sabots, tout en assurant un drainage minimum des excréments vers le caniveau (SPC, 1986).

Nielsen (1998) rapporte que cinq principaux critères doivent inévitablement être considérés lors de la conception d'un plancher destiné aux porcs, soit : i) sa capacité à minimiser les blessures, ii) sa capacité à permettre une bonne hygiène, iii) sa facilité de nettoyage, iv) sa durabilité et v) son coût.

2.5 Calculs structuraux et dimensionnement des lattes

2.5.1 Calcul aux états limites

La méthode de calcul aux états limites consiste à dimensionner une structure de façon à éviter l'atteinte de tout état limite. Cette méthode de calcul est maintenant adoptée dans la plupart des pays pour le calcul des charpentes en acier, en béton et en bois (Bauer, 2000) et est entre autres décrite dans le code national du bâtiment du Canada (CNRC / NRC, 2005). De plus, à l'encontre des autres méthodes de calcul, le calcul aux états limites s'applique à tous les genres de défaillance, telles que l'effondrement, le renversement et les vibrations. L'objectif de la méthode de calcul aux états limites est donc de parvenir à des probabilités de rupture suffisamment faibles pour être

acceptables. Pour atteindre cet objectif, des coefficients de pondération sont appliqués aux charges et des coefficients de réduction sont appliqués à la résistance des matériaux.

Cette méthode de calcul prend en considération quatre types de charges, soient :

D : La charge morte (ou permanente) de la structure (kN m^{-2});

L : La charge vive (ou surcharge d'utilisation) (kN m^{-2});

W : Les charges dues aux vents ou aux séismes (kN m^{-2});

T : Les efforts causés par les variations de température, le fluage, le retrait et les tassements différentiels (kN m^{-2}).

La charge pondérée totale s'exprime donc en fonction de l'équation 2.8, tirée de CSA (1994).

$$w_p = \alpha_D D + \gamma \psi (\alpha_L L + \alpha_W W + \alpha_T T) \quad (\text{Équation 2.8})$$

Où :

w_p : Charge pondérée (kN m^{-2});

α : Coefficient de charge appliqué à l'une des charges prévues (D , L , W ou T);

γ : Coefficient de risque appliqué aux charges autres que la charge permanente;

ψ : Coefficient de simultanéité de charges appliqué aux charges autres que la charge permanente.

De plus, selon le Code national de construction des bâtiments agricoles (CNRC, 1995), il peut être considéré que, pour une porcherie d'engraissement :

$$\alpha_D = 1,25;$$

$$\alpha_L = 1,5;$$

γ = 0,8 (bâtiment à faible occupation humaine);

ψ = 1 (S'il n'y a qu'une seule charge en jeu parmi les charges L, W et T).

La charge D peut être calculée en fonction de la masse volumique du béton armé. La masse volumique standard considérée pour le béton armé s'élève à 2400 kg m^{-3} (CPCA, 1995). La charge L doit être calculée en fonction des recommandations spécifiées dans le Code national de construction des bâtiments agricoles (CNRC, 1995). Les charges W et T peuvent être calculées selon les recommandations du code national du bâtiment du Canada (CNRC / NRC, 2005).

2.5.2 Cisaillement

Le cisaillement est l'un des différents efforts pouvant être subis par un matériau. Or, la méthode de calcul aux états limites impose que chaque effort soit vérifié, afin de s'assurer qu'une fois qu'il est pondéré par son coefficient de résistance approprié, il soit supérieur à la valeur de w_p telle que calculée par l'équation 2.8.

Le cisaillement est généralement l'effort le plus contraignant pour les profilés présentant des sections de hauteurs différentes, et où la charge est uniformément répartie (CPCA, 1995). Les sections les plus vulnérables au cisaillement sont les sections dont la hauteur est nettement plus faible que la section principale. L'une des techniques utilisées pour vérifier si le cisaillement dans ces portions de hauteur plus faible n'excède pas les limites permises consiste à considérer ces portions comme une poutre en porte-à-faux. Dans ce cas, si la charge est uniformément distribuée, l'association canadienne du ciment (CPCA, 1995) rapporte que le cisaillement par unité de longueur (V) dans la portion considérée peut être calculé selon l'équation 2.9:

$$V = w_p \times l \quad (\text{Équation 2.9})$$

Où :

V : Cisaillement par unité de longueur dans la portion considérée (kN m^{-1})

l : longueur sur laquelle la charge s'applique (m)

Le cisaillement calculé (V) ne doit alors pas excéder le cisaillement pondéré maximal permis pour une section critique (V_f), lequel est, d'après la norme CSA A23.3-94 (CSA, 1994), défini selon l'équation 2.10 :

$$V_f = \frac{2}{3} \left(0,2 \times \lambda \times \phi_c \times b \times h \times \sqrt{f'_c} \right) \quad (\text{Équation 2.10})$$

Où :

V_f : Cisaillement pondéré maximal permis pour une section rectangulaire critique (kN);

λ : Facteur de densité du béton ($\lambda = 1$ pour du béton standard de densité 2400 kg m^{-3});

ϕ_c : Facteur de résistance du béton ($\phi_c = 0,6$);

$\sqrt{f'_c}$: Racine carrée de la résistance en compression du béton à 28 jours (MPa);

b : largeur de la section considérée (mm)

h : Hauteur de la section considérée (mm).

2.6 Sommaire de la revue de littérature

Parmi l'ensemble des secteurs de la production animale, la production porcine est souvent perçue publiquement comme étant l'une des activités agricoles les plus polluantes, dû à son expansion dans de nombreuses régions rurales et parfois même périurbaines. Des chercheurs ont démontré que les émissions en provenance des bâtiments de production porcine sont principalement l'ammoniac et les odeurs. De plus, la littérature indique que ce sont les porcs en croissance-finition qui constituent la principale source d'émissions odorantes et d'ammoniac sur les fermes de type naisseur-finisserieur du Québec.

La littérature montre qu'il existe un consensus international à savoir que les émissions d'ammoniac en provenance des installations d'élevage animal doivent être réduites. Les émissions d'ammoniac, dont l'agriculture est la principale cause au niveau mondial, engendrent de nombreuses conséquences néfastes comme l'acidification des sols et des cours d'eaux ainsi que la diminution de la biodiversité, d'autant plus qu'elle favorise l'incidence de certains troubles respiratoires et qu'elle contribue aux odeurs nuisibles à proximité des bâtiments d'élevage.

L'ammoniac est un gaz hautement volatil, très soluble dans l'eau et dégageant une odeur âcre. Sa formation résulte de la décomposition microbienne de l'azote organique dans les déjections, par conséquent, il existe un potentiel pour l'émission de NH_3 dès qu'il y a présence de déjections (EPA, 2005). Les émissions d'ammoniac générées à l'intérieur du bâtiment se produisent selon trois phases : production, volatilisation et émission. La phase de production débute lorsque les surplus d'azote ingérés par les animaux sont excrétés, sous forme d'urée, dans l'urine de ces derniers et que cette urine entre en contact avec l'enzyme uréase présente dans les fèces. Ainsi, pour chaque mole d'urée, il y a un potentiel de former deux moles d'ammoniac. La phase de volatilisation consiste au passage de l'ammoniac de l'interface liquide-gazeuse vers la forme gazeuse, et la phase d'émission consiste à l'expulsion de l'ammoniac volatilisé contenu dans l'air du bâtiment vers l'extérieur.

De nombreux instruments de mesure ont été développés et éprouvés, au niveau international, afin d'évaluer la concentration d'ammoniac d'une source d'émission donnée. L'échantillonnage de l'air contenant l'ammoniac à analyser peut être soit actif ou soit passif et les instruments et/ou techniques de mesure disponibles sont tant dynamiques que semi-dynamiques.

La littérature indique que les pertes d'ammoniac au niveau du bâtiment d'élevage représentent de 30 à 35% des pertes liées à l'élevage animal. Ces pertes se réalisent principalement à deux niveaux, soit au niveau des lattes du plancher et au niveau du caniveau. Pour la production porcine, plusieurs auteurs se sont penchés sur le problème des émissions provenant du caniveau. Cependant, peu de travaux ont été entrepris afin de réduire les émissions d'ammoniac au niveau spécifique des planchers lattés.

Pour ce faire, il conviendrait de réduire, pour une latte donnée, l'aire qui entrera en contact avec les déjections des animaux, afin de minimiser le contact entre l'urine et les fèces. Cela pourrait être fait en modifiant le profilé de la latte et en minimisant la rétention de l'urine et des fèces sur cette dernière. C'est ce que le présent projet propose. Cela devra toutefois être fait à la lumière des contraintes structurales (principalement le cisaillement pouvant être supporté dans les sections critiques) et de bien-être animal. Des matériaux autres que le béton pourraient être utilisés afin de diminuer les émissions, mais le présent projet portera sur ce matériel étant donné ses différentes qualités qui en font un matériel hautement préconisé par les agriculteurs. Il a toutefois été mis en lumière que les porcheries d'engraissement constituent un environnement particulièrement agressif pour ce matériel, le béton devant alors être dosé et fabriqué selon certaines précautions afin d'en optimiser la durabilité (type de ciment, recouvrement des barres d'armature suffisant, cure suffisamment longue, etc.).

Le présent projet vise donc la réduction des surfaces d'émissions comme mesure de mitigation des émissions d'ammoniac. Il existe cependant d'autres stratégies, comme la diminution de la concentration d'urée dans l'urine et d'ammoniac dans les fèces via l'insertion de diètes spécialement contrôlées à cette fin dans la gestion de l'élevage, la réduction du pH des déjections via l'ajout d'acidifiant dans la diète ou dans le caniveau et la réduction de la température des déjections entreposées dans le caniveau via un système d'échange de chaleur.

CHAPITRE 3

Development of concrete slats allowing the reduction of NH₃ emissions for growing-finishing swine barns

L. Hamelin^{1,2}, S. Godbout¹, R. Thériault², S.P. Lemay¹ and F. Pelletier¹

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Québec, QC, Canada
2. Département des sols et de génie agroalimentaire, Université Laval, Québec, QC, Canada.

Article qui sera soumis à la revue *Canadian Biosystems Engineering*.

3.1 Résumé

La réduction des émissions d'ammoniac en provenance des bâtiments d'élevage animal fait l'objet d'un consensus international. Les pertes d'ammoniac en provenance des bâtiments porcins se produisent généralement tant au niveau du plancher latté que du caniveau, sous les lattes. Cette étude fait partie d'un projet plus large dont le but est de réduire les émissions d'ammoniac au niveau du plancher, dans un bâtiment d'engraissement pour les porcs en croissance-finition. Pour ce faire, des modèles de lattes de béton à faible émission d'ammoniac ont été conçus et développés au cours de cette étude. Cette étude décrit les méthodologies utilisées pour le dimensionnement et la conception de ces modèles de lattes. La principale hypothèse à la base de la conception est que la réduction des émissions d'ammoniac en provenance des lattes est proportionnelle à la réduction des surfaces souillées sur les lattes. Trois principaux profilés de lattes ont été définis (S1 : profilé trapézoïdal témoin, S2 : profilé en « T », S3 : profilé trapézoïdal dont la surface est bombée) et pour chacun d'eux, un sectionnement permettant une aire souillée minimale a été mis au point. Pour le dimensionnement de ce sectionnement, une méthodologie novatrice de design regroupant des fondements de calculs appliqués au domaine de la construction et des structures de béton a été établie. Cette méthodologie a permis de tester et de vérifier, sur le plan théorique, la capacité (ou l'incapacité) des différents modèles de sectionnement mis au point à respecter les contraintes structurales. Les modèles les plus prometteurs ont alors été construits physiquement avec du bois traité. Cinq variantes de sectionnement ont été mises au point pour les profilés S1, S2 et S3 et des simulations de souillage ont été réalisées en laboratoire à l'aide d'une solution colorée. Les aires souillées ont été mesurées à l'aide d'un planimètre. Cela a permis de sélectionner un sectionnement pour chacun des profilés. En moyenne, les aires souillées ont varié entre 49 et 338 cm²; cependant, l'aire souillée des prototypes sélectionnés a varié entre 49 à 146 cm² seulement. En assumant que les réductions d'ammoniac sont directement proportionnelles à la réduction des aires souillées, les réductions d'ammoniac pouvant être anticipées pour les variantes sectionnées de S1, S2 et S3 sont respectivement de 69, 80 et 41 %, en comparaison avec le profilé trapézoïdal témoin non-sectionné.

3.2 Abstract

There is an international consensus that ammonia (NH_3) emissions from animal facilities must be reduced. Losses of ammonia from growing-finishing pig barns generally occur both on the slatted floor and in the slurry pit, under the slats. This study is part of a global project that aims to reduce the ammonia emissions produced at the floor level on a growing-finishing hog barn. Therefore, low-emitting concrete slats models have been designed and developed in this study. This study describes the dimensioning and design methodologies used to develop these low-emitting slats models. The main assumption underlying the design was that the emission of ammonia from the slats is proportional with the reduction of the slats fouled area. Slat models were also designed in order to respect main structural constraints (shear stress and minimal cover for reinforcing bars). Three main slat section shapes (S1: trapezoidal control shape, S2: «T» shape and S3: trapezoidal shape with curved top surface) were defined and for all of them, a notch allowing the smallest possible fouled area had to be designed. For the dimensioning of this notch, an innovative design methodology merging basic design calculations applied to the field of construction and concrete structures was established. This methodology enabled to test and verify the theoretical ability (or inability) of the various notch designs developed to comply with the structural constraints. The most promising models were constructed physically with treated wood. Five different notched models for S1, S2 and S3 have been constructed and fouling simulations tests were carried out in laboratory with a coloured solution. Fouled areas were then measured with a planimeter. This allowed to select one notched variant for S1, S2 and S3. Global averaged soiled areas varied between 49 and 338 cm^2 ; however, the soiled area of the selected prototypes varied between 49 and 146 cm^2 . Assuming that ammonia emissions reduction is directly proportional to soiled surfaces reduction, ammonia emissions reduction of 69, 80 and 41 % can be expected for the notched version of S1, S2 and S3, compared to control un-notched trapezoidal slat section shape.

3.3 Introduction

3.3.1 Ammonia emissions from animal barns

The main gases emitted by the swine production facilities having a negative impact on the environment and human health are ammonia (NH_3), hydrogen sulphide (H_2S), carbon dioxide (CO_2), nitrous oxide (N_2O) and methane (CH_4) (USDA, 1999; Pain, 1998; Heederik et al., 2007).

Ammonia emissions deserve special attention since ammonia is reported as one of the gas from agricultural origin having the highest impact on health as well as on agroecosystems (Schiffman et al., 2001b; Copeland, 2006; Aarnink et al., 1996; Ni et al., 2000). Not only is it reducing the fertilizing value of the spread manure, but it also contributes to soil and water acidification as well as to a loss of biodiversity (Portejoie et al., 2002 ; Kurvits and Marta, 1998; Gay and Knowlton, 2005). Moreover, this gas has been placed among the principal atmospheric contaminants listed under the Canadian Clean Air Act (Beauregard-Tellier et al., 2006). Ammonia can also contribute to strong and unpleasant odors near the barn or the manure storage (Chastain, 2004; Steinfeld et al., 2006), although this component of odor alone cannot be considered in itself as an accurate indicator of odor level.

According to Steinfeld et al. (2006), 94 % of the global anthropogenic ammonia emission is produced by the agricultural sector. In Quebec, for year 2006, this sector of activity accounted for 91 % of total ammonia emissions, of which 80 % were due to animal husbandry and 11 % to the application of fertilizers (Environment Canada, 2008). For pig production, according to the estimations of Demmers et al. (2003), 59 % of ammonia losses originate from the barn. In-barn, the two main origins of ammonia are the slatted floor surfaces and the manure pit beneath the slatted floor (Braam and Swierstra, 1999 ; Swierstra et al., 2001; Cortus, 2006). However, ammonia may also emit from any surfaces wetted by urine and faeces, such as walls, pen partitions and animals (Aarnink et al., 1997; Arogo et al., 2002). The proportion of ammonia which is due specifically to the floor varies from 23 to 60 %, according to the literature (Aarnink et al., 1996; Ogink and Kroodsma, 1996). However, Cortus (2006) observed, from

simulations performed from her dynamic model for predicting the production of ammonia within grow-finish swine barns, that the average emission rate from the floor was over 97 % and 83 % of total barn ammonia emission, for winter and summer conditions, respectively. The model developed by Cortus (2006) was based on Canadian conditions.

Literature reveals that many studies have been carried out in order to minimize the ammonia emission produced under the slats, for grow-finish swine barns. To this end, various systems have been developed, including among others those permitting a rapid evacuation of dejections, or permitting the separation of liquid and solid phases of manure directly under the slats. However, few studies have been undertaken with the aim of decreasing the ammonia emission produced at the specific floor level. Yet, this strategy may be an interesting avenue to explore in order to reduce ammonia emissions from grow-finish swine barns.

The slatted floor is regularly soiled by pig's faeces and urine. Because the ammonia production phase starts as the urea of the urine and the urease enzyme of the faeces get into contact (van der Peet-Schwering et al, 1999; Weiske et al., 2006; Aarnink et al., 1996), slats soiled surfaces must be minimised in order to decrease the ammonia emission from the floor. One way to achieve this could consist of modifying the slat shape. However, this must be done in conformity with structural requirements and animal welfare considerations in order to ensure a sustainable structure design. Even through modifying the global slat shape for growing-finishing pig floors is structurally possible, no specific studies available in the literature document nor detail this possibility.

3.3.2 Design of concrete slatted floors

The great majority of the floors found in Quebec's growing-finishing hog barns are partly slatted floor (Pigeon and Gilbert, 2003) made of concrete. Concrete slats have several advantages such as better foot traction, less damage to the claws, longer lifespan and lower investment costs (Timmerman et al., 2003). The traditional shape found in Quebec's growing-finishing pig houses consists of a trapezoidal section, with the

longest horizontal edge varying from 100 to 200 mm and the shortest from 75 to 175 mm. The height of the section varies between 100 and 150 mm (SPC, 1986). The length of the slats generally varies between 1.2 and 1.8 m. Usually, the concrete for slats to be used in fattening pig houses is reinforced with 15M steel bars grade 400 (SPC, 1986), has a 60 MPa specified compressive strength (f'_c) and is made of GU cement (SPC, 1986; Jonhson, 2004).

The methodology prescribed by the National Building Code of Canada (NBCC) (CNRC / NRC, 2005) in order to calculate and design buildings and their structural elements is the limit state design one. The objective of this methodology is to reach failure probabilities sufficiently weak to be acceptable. To achieve this objective, weighing coefficients are applied to the loads involved and reduction's coefficients are applied to the resistance of the materials.

This methodology takes into account four types of loads and the total factored load is expressed according to equation 3.1, as described in the A23.3-94 CSA Standard (CSA, 1994):

$$w_p = \alpha_D D + \gamma \psi (\alpha_L L + \alpha_W W + \alpha_T T) \quad (\text{Equation 3. 1})$$

Where :

w_p : Total factored load (kN m^{-2});

D, L, W and T : Loads (dead load, live load, live load due to wind and load due to the cumulative effect of temperature, respectively) (kN m^{-2});

$\alpha_D, \alpha_L, \alpha_W$ and α_T : Load factors (on dead load, live load, live load due to wind and load due to the cumulative effect of temperature, respectively);

γ : Importance factor;

ψ : Load combination factor.

For the design of concrete slabs, loads due to the wind (W) and to temperature variations (T) can be neglected. The dead load (D) can be calculated according to the standard density of the reinforced concrete, which is 2400 kg m^{-3} (CPCA, 1995). Live load (L) should be calculated according to the specifications found in the National Farm Building Code of Canada (NFBCC) (CNRC, 1995).

The limit state design methodology also requires that when weighted with its appropriate resistance coefficient, every stress that a material can undergo must be superior to the w_p value calculated with equation 3.1.

Shear is generally the most constraining stress for sections with different heights, and with uniformly distributed load (CPCA, 1995). For a given section, the most vulnerable areas to shear are those which height is significantly lower than the height of the section's main area. One of the techniques used to check if shear in these portions does not exceed the permissible limit consists to regard these portions as a cantilever beam. If the load is uniformly distributed, CPCA (1995) mentions that the shear (V) per unit of length in the portion considered corresponds to equation 3.2 :

$$V = w_p \times l \quad (\text{Equation 3. 2})$$

Where :

V : Shear per unit of length in the portion considered (kN m^{-1});

l : length on which the load is applied (m).

The calculated shear (V) should then not exceed the maximal allowed factored shear for a critical section (V_f), which is, according to CSA A23.3-94 standard (CSA, 1994), defined by equation 3.3 :

$$V_f = \frac{2}{3} \left(0,2 \times \lambda \times \phi_c \times b \times h \times \sqrt{f_c} \right) \quad (\text{Equation 3. 3})$$

Where :

V_f : Maximum factored shear allowed, for a rectangular critical section (kN);

λ : Factor for concrete density ($\lambda = 1$ for normal density concrete of 2400 kg m⁻³);

ϕ_c : Resistance factor for concrete ($\phi_c = 0.6$);

$\sqrt{f'_c}$: Square root of specified compressive strength of concrete (MPa);

b : width of member (mm);

h : Overall thickness of member (mm).

3.3.3 Goal and objectives

The general goal of the on-going research is to reduce the ammonia emissions produced at the floor level on a growing-finishing hog barn. The two specific objectives addressed in this research are: (1) to develop new slat designs allowing the reduction of soiled area and to ensure that these designs are in conformity with structural requirements and animal welfare considerations, and (2) to evaluate and compare the ammonia emissions of the developed designs. The current study focuses on the first specific objective of the project. Ammonia emissions of the slats developed will be discussed in future publication.

3.4 Material and Methods

3.4.1 Experimental design

The statistical design applied for the global experience consists of twelve treatments, structured in a 3 x 2 x 2 factorial treatment design. Three factors are studied:

- i. the slat section shape (S);
- ii. the presence (or absence) of a notch (N) along the slat;

- iii. the presence (or absence) of a smooth epoxy coating (E) applied on the slat sides and bottom faces.

These parameters have been chosen for their potential to minimize the surfaces of concrete fouled by urine, which will then allow to reduce the emitting surfaces and thus the ammonia formation at the floor level. The two first factors are directly related to the physical design of the slats, while the latter is related to their texture, as less attachment of faeces is expected with a smoother surface and as an epoxy coating will prevent the concrete pores to be penetrated by the manure (Braam and Swierstra, 1999; De Belie et al., 2000; Aarnink et al., 1997). This aspect will however be covered on the second part of this research project.

Two slat section shapes have been identified in order to reduce the concrete soiled areas. Including the control specimen, three slat section shapes will thus be studied: a traditional trapezoidal shaped section (control) (S1), a «T» shaped section (S2), and a trapezoidal shaped slat, but with the top face slightly curved (S3). Global shapes and notches dimensioning are the object of the current study. Also, in order to highlight the effect of the curve for S3, the notches performed on S1 and S3 must be identical, so the curve represents the only difference between both section shapes.

3.4.2 Determination of prototypes dimensions

3.4.2.1 Determination of overall dimensions

3.4.2.1.1 Considerations based on the use of emission chambers

The second part of this study will involve environmental emission chambers, which are described in Pelletier et al. (2005). Since there is an international standard (ASTM D5116; ASTM, 2001) that defines all standard conditions for experiments involving emission chambers, the recommendations of this standard were taken into consideration for the determination of the prototypes general dimensions. According to this standard, the ratio of the experimental floor on the total chamber's volume ($\text{m}^2 \text{m}^{-3}$) must respect the ratio of the slatted floor area normally found in a pig barn on the total corresponding building volume. Based on a typical 2004 constructed growing-finishing barn with

1317 porcs' places, this ratio, named the product loading, is $0.21 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ for a real barn. The experimental chambers that will be used in the second part of this project have an interior volume of 0.53 m^3 . This involves that the total area of the slats will have to be approximately 0.11 m^2 ($113,186 \text{ mm}^2$), so the prototype will consist of a set of two slats of 110 mm large by 407 mm long.

3.4.2.1.2 Considerations based on the Canadian context

A 25 mm space between the slats has been fixed conformingly with the main requirements for fattening pigs in Quebec and Canada (SPC, 1984; SPC, 1982). A height of 125 mm has also been fixed for all the slats, conformingly with the recommendations found in SPC (1986).

3.4.2.1.3 Considerations based on structural requirements

Although specialized concrete literature recommend a minimal cover of 40 mm for the main reinforcement bar (CPCA, 1995; for a structure not exposed to earth or weather), other literature recommend a cover of 35 mm (SPC, 1986), and of 30 mm (Braam and Knippels, 2002; De Belie et al., 2000). A minimal cover of 35 mm has thus been selected as a design criterion. The reinforcement bars normally used are 15M steel bars grade 400, for which the diameter is 16 mm (CPCA, 1995). For all slats, the inferior side of the section has been fixed in order to respect this 35 mm cover requirement, which results in an 86 mm segment for shape S2 and in an 81 mm segment for shape S1 and S3. The superior side, however, needed to be identical for each shapes in order to ensure that the product loading ratio calculated in 3.4.2.1.1 is respected. This dimension has been fixed to 110 mm as this has been found the best compromise for shape S2 in order not to exceed the section capacity to support shear stresses and to have a reasonable height for the upper sides sections of the «T».

3.4.2.2 Determination of the notches

3.4.2.2.1 Basic considerations

For the notches determination, the principal aspect to consider is whether or not the section where the notch is performed can support the shear stress, as the notch will

create a critical section, i.e. a portion with a smaller height. All the calculations related to this purpose have been performed using Microsoft Excel®. Equation 3.1 was used to calculate the resulting total factored load (w_p). The dead load (D) was computed considering the slat length is 1.8 m and considering a concrete density of 2400 kg m^{-3} , which is the standard density of reinforced concrete (CPCA, 1995). The live load (L) was taken to 2.5 kN m^{-2} conformingly with the NFBCC code (CNRC, 1995). The load factors, the importance factor as well as the load combination factor were taken from the National Farm Building Code of Canada (NFBCC) (CNRC, 1995), which considers, for a fattening barn, that $\alpha_D = 1.25$; $\alpha_L = 1.5$; $\gamma = 0.8$ (low human occupation building) and $\psi = 1$ (as there is only one load concerned among the loads L , W and T).

Once w_p is known, the calculated shear (V_{calc}), which corresponds to the stress resulting when the factored load is applied to the most critical portion of the section, can be computed according to equation 3.2. The most critical portion of the section (parameter l in equation 3.2), corresponds to the dimension a of figure 3.1. This figure presents the main parameters that have been varied for the establishment of different notch designs, which are the angles theta (θ) and kappa (χ) and the dimension a . Although figure 3.1 represents section shape S1, the different parameters shown in the figure are the same for S2 and S3.

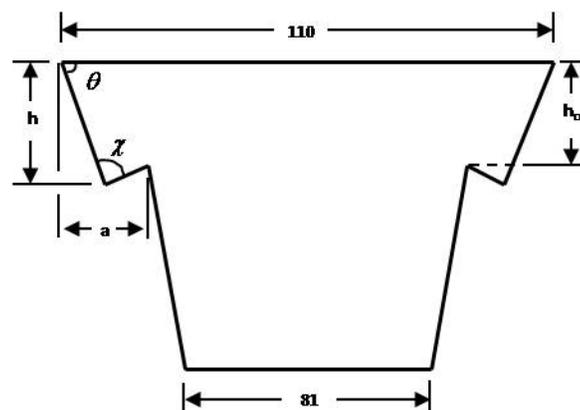


Figure 3. 1. Illustration of the dimensions involved for the notch determination (all dimensions are in mm)

3.4.2.2.2 Design methodology

The design methodology used for the determination of the notch for S1 and S3 (which has to be identical for both section shapes) consisted to form different pairs of fixed values for angles theta (θ) and kappa (χ), which are presented in table 3.1. The different models tested were labelled according to the value of these angles. As it can be seen on this table, two values were tried for angle θ : 83° , as this is the value of θ when no notch is performed, and 90° . For angle χ , the range of values tested varied between 15 and 97° . Such a wide range allowed to figure out the minimal values of χ bearable on a structural point of view. It is believed that a smaller χ will ease the deviation of the liquid from the section side faces.

Table 3. 1. Combinations of angles θ and χ tested for the determination of the notch for S1 and S3

Model	θ ($^\circ$)	χ ($^\circ$)
S1-T90_K90	90	90
S1-T83_K97	83	97
S1-T90_K60	90	60
S1-T90_K15	90	15
S1-T83_K60	83	60

For each $\theta - \chi$ combination, the value of dimension a was varied. Then, various iterations were made for each $\theta - \chi - a$ combination. The first step (step 1) consisted to calculate the value of V_{calc} . Next step (step 2) consisted to determine the minimal possible height, on a structural point of view, for the section (h_{cr}). This was done considering that V_f , as applied to the whole slat width (V_f/b), equals V_{calc} . Equation 3.3 was used to calculate V_f . The value used for f_c' was 40 MPa. According to h_{cr} , the parameter h of equation 3.3 was fixed (h_{fixed}) (step 3) so the exact value of the ratio V_f/b could be computed (step 4). In order to be considered, the result of V_{calc} of a given iteration needed to be inferior to the result of V_f/b . Considering that, as well as other considerations, such as the sustainability of the design on a commercial point of view, the best iteration for a given $\theta - \chi - a$ set of values could be selected (step 5).

Angle χ is smaller than 90° for designs S1-T90_K60, S1-T90_K15 and S1-T83_K60. This involves that in these designs, h_{cr} is physically dependent of the other dimensions.

For these designs, h_{cr} was therefore also calculated (h_{cr_calc}) with trigonometric relations as a function of h_{fixed} (step 3.1). The value of h_{fixed} was then varied until the calculated value of h_{cr_calc} was approximately equal or slightly superior to the value of h_{cr} calculated from the ratio of V_f/b (step 3.2).

This same methodology was applied in order to determine the value of h and a for the non-notched S2 (θ and χ equal to 90°). For the notched versions of S2, the angle θ was obviously always 90° , as this is a «T» shaped section. The angle χ was 60° or 90° , according to the designs, except for one design where the notch was applied to the whole length of the un-notched S2 dimension a (i.e. the whole «T» side). For that specific design, angle χ varied between 15 and 75° . Table 3.2 presents the combinations and types of designs tried for the selection of the notch for S2. The models tested were labelled according to the value angle χ as well as to the particularity of their design, as shown on table 3.2.

Table 3. 2. Value of angle χ and types of design tested for the determination of the notch for S2

Model	χ ($^\circ$)	Comments
S2-K60_straight	60	Straight bottom edge
S2-K60_inclined	60	Inclined bottom edge
S2-K90_semicircular	90	Semicircular notch on the bottom edge
S2-K90_rectangular	90	Half rectangular notch on the bottom edge
S2-K15_75	15 to 75	Bottom edge completely inclined, dimension a fixed

The steps described for the iterations process for S1 and S3 were applied for all S2 models. However, for all models, the value of h_{fixed} was equalled to the value of h for the un-notched S2, as imposed by the «T» shape. For designs S2-K90_semicircular and S2-K90_rectangular, h_{cr_calc} was calculated as a function of the radius (or edge) of the notch performed. For S2-K60_straight, S2-K60_inclined and S2-K15_75, h_{cr_calc} is a function of dimension a , h_{fixed} , as well as angle χ .

3.4.2.3 Determination of the curve for S3

For S3, various curves were considered, i.e. various values for the dimension Z , in accordance with what is presented on figure 3.2. The Z dimensions to test were chosen in order to be suitable for animal welfare. The Z dimensions retained are 2, 4 and 6 mm.

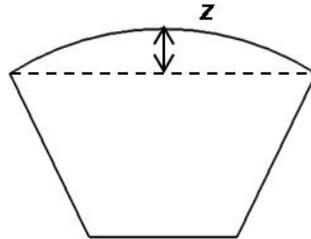


Figure 3. 2. Illustration of the dimension Z (*un-scaled*)

3.4.3 Evaluation of prototypes soiled surfaces with fouling simulations

This step allowed to choose only one notch design per slat section shape. Therefore, the different notched designs for S1 and S2 have been constructed physically with treated wood, according to the optimal set of dimensions determined in the previous section. All sides of these physical models were covered with white paper and each prototype was then soiled with a coloured solution by inserting it on a soiling station (figure 3.3), which was used in order to soil uniformly all the prototypes. This consisted of a fixed 3 L plastic container that discharged from a 9.5 mm (3/8 in) ball valve. A volume of 2.4 L of coloured solution was applied to each slat specimen. The coloured solution consisted of water mixed with a commercial concentrate of grape juice powder. This solution was chosen for its density close to the density of pig's urine (1 kg L^{-1}). Under the 3 L container was a 44 cm long by 50 cm large rigid aluminum plate fixed at a height ensuring that the flow of the liquid on the prototypes would be laminar. Small holes of 3.2 mm (1/8 in) diameter were made on that plate to ensure the liquid would uniformly foul the tested slats that were inserted underneath.

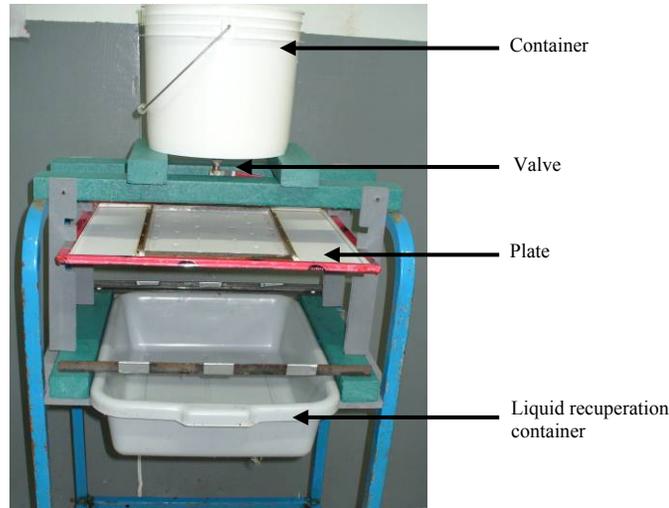


Figure 3. 3. Soiling station used for the soiling tests

Once all the solution had left the container, the stained paper was withdrawn from the prototype and the soiled surfaces were measured. A digital planimeter (Model Planix 7, Tamaya Technics Inc., Tokyo, Japan; accuracy $\pm 0.05 \text{ cm}^2$) was used to this end. Three repetitions per prototype were carried out.

These tests have also been performed for S3, in order to highlight the effect of the Z dimensions selected (2, 4 and 6 mm) on soiled surfaces. Tests for S3 were carried out only once the notch for S1 was selected, as the notch for these two section shapes had to be identical.

3.4.4 Statistical analysis

All data of the fouling simulation tests were subjected to an analysis of variance (ANOVA), considering a completely randomized experimental design, and considering the wooden prototype as the experimental unit. An ANOVA was carried out for each type of section. For a given type of section, means obtained from the three repetitions with each different design were analysed using the general linear model (GLM) procedure of software package SAS 9.1 for Windows (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). The dependant variable was the soiled surface and the independent variable was the type of notch tested. The significance level was always kept at $\alpha = 0.05$. A LSD test

was carried out as a post-hoc test in order to identify the values that were not significantly different one from another.

3.5 Results and Discussion

3.5.1 Notches selected

Table 3.3 presents the different iterations performed for the notched models of S1 and S3 and highlights the set of values selected for the notch dimensions of each model.

The total factored load (w_p) calculated was 55.8 kN m⁻².

Table 3.3. Selection process of the notches for S1 and S3^[1]

Model	Trial	θ (°)	χ (°)	a (m)	h_{cr} (m)	h_{fixed} (m)	h_{cr_calc} (m)	V_{calc} (kN m ⁻¹)	V_f / b (kN m ⁻¹)
S1-T90_K90	1	90	90	0.006	0.021	0.023		0.34	0.37
	2	90	90	0.005	0.017	0.019		0.28	0.30
	3	90	90	0.004	0.014	0.015		0.22	0.24
	4	90	90	0.003	0.010	0.012		0.17	0.19
	5	90	90	0.002	0.007	0.008		0.11	0.13
	6	90	90	0.001	0.003	0.004		0.06	0.06
S1-T83_K97	1	83	97	0.009	0.031	0.033		0.50	0.53
	2	83	97	0.006	0.021	0.023		0.34	0.37
	3	83	97	0.005	0.017	0.019		0.28	0.30
	4	83	97	0.004	0.014	0.017		0.22	0.27
S1-T90_K60	1	90	60	0.006	0.021	0.024	0.021	0.34	0.33
	2	90	60	0.003	0.010	0.012	0.010	0.17	0.16
	3	90	60	0.002	0.007	0.008	0.007	0.11	0.11
	4	90	60	0.001	0.003	0.004	0.003	0.06	0.05
S1-T90_K15	1	90	15	0.006	0.021	0.043	0.021	0.34	0.33
	2	90	15	0.003	0.010	0.021	0.010	0.17	0.16
	3	90	15	0.002	0.007	0.016	0.009	0.11	0.14
	4	90	15	0.001	0.003	0.008	0.004	0.06	0.07
S1-T83_K60	1	83	60	0.006	0.021	0.025	0.021	0.34	0.33
	2	83	60	0.003	0.010	0.014	0.012	0.17	0.19
	3	83	60	0.002	0.007	0.012	0.011	0.11	0.17
	4	83	60	0.001	0.003	0.005	0.004	0.06	0.07

^[1] Shaded lines indicate the chosen design for a given model.

Dimension a was varied between 6 and 1 mm for S1-T90_K90, and between 9 and 4 mm for S1-T83_K97. In all trials, V_{calc} was smaller than V_f / b . For these prototypes, designs were therefore chosen in order to get a dimension a physically practicable and

to get the smallest h as possible (as it can be supposed that the urine will be in contact with the concrete all along the available surface before the beginning of the notch). The value of h_{fixed} selected was slightly higher than the minimum calculated for safety reasons. For S1-T90_K60, S1-T90_K15 and S1-T83_K60, dimension a was varied between 6 and 1 mm and h_{cr} was calculated from both the ratio of V_f / b and trigonometric relations (depending on h_{fixed}). Some of the trials gave a value of V_{calc} superior to the ratio of V_f / b and therefore could not be selected. A value of 2 mm for dimension a was selected for these three prototypes. All the chosen dimensions for S1 and S3 notched models are summarized and illustrated on figure 3.4.

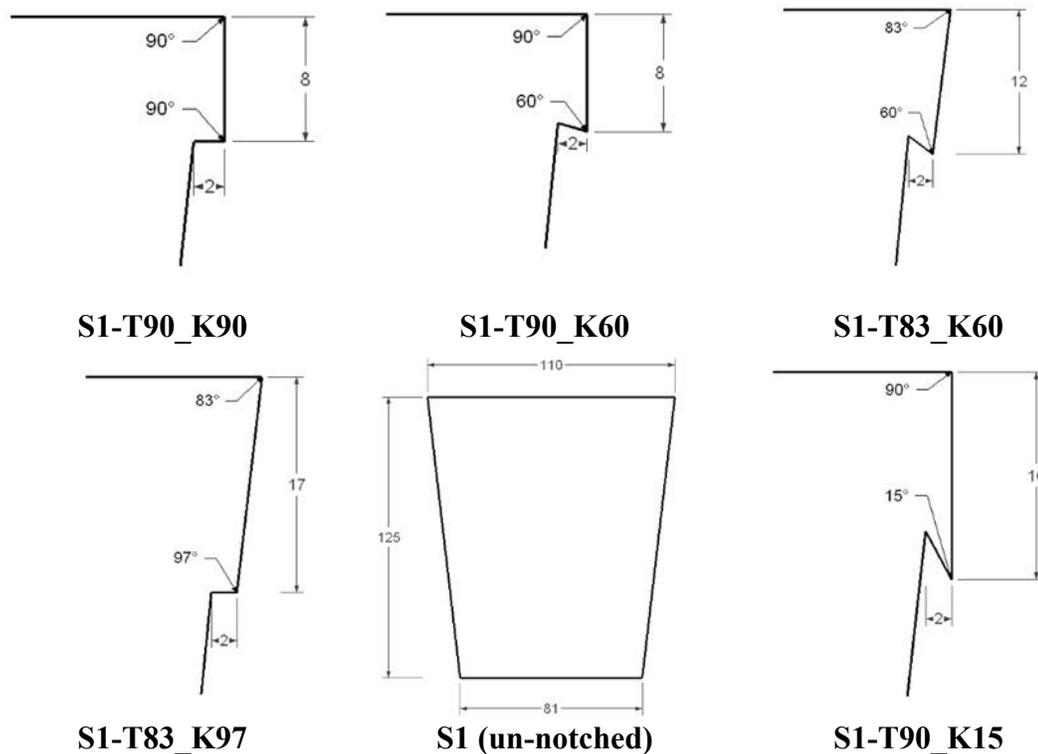


Figure 3. 4. Notch designs selected for S1 and S3

Table 3.4 presents the different iterations performed for the notched models of S2 and highlights the set of values selected for the notch dimension of each models. The selection of the value of h_{fixed} and a for the un-notched version of S2 is also presented on this table.

Table 3. 4. Selection process of the notches for S2^[1]

Model	Trial	χ (°)	a (m)	h_{cr} (m)	h_{fixed} (m)	$h_{cr \text{ calc}}$ (m)	V_{calc} (kN m ⁻¹)	V_f / b (kN m ⁻¹)
S2 (un-notched)	1	90	0.015	0.052	0.060		0.84	0.96
	2	90	0.012	0.042	0.050		0.67	0.80
	3	90	0.010	0.035	0.040		0.56	0.64
	4	90	0.008	0.028	0.030		0.45	0.48
S2-K60_straight	1	60	0.006	0.021	0.050	0.047	0.34	0.74
S2-K60_inclined	2	60	0.003	0.010	0.050	0.048	0.17	0.77
	3	60	0.002	0.007	0.050	0.049	0.11	0.78
	4	60	0.001	0.003	0.050	0.049	0.06	0.79
S2-K90_semicircular	1	90	0.01	0.035	0.050	0.045	0.56	0.72
S2-K90_rectangular	2	90	0.008	0.028	0.050	0.046	0.45	0.74
	3	90	0.006	0.021	0.050	0.047	0.34	0.75
	4	90	0.005	0.017	0.050	0.048	0.28	0.76
	5	90	0.004	0.014	0.050	0.048	0.22	0.77
S2-K15_75	1	15	0.012	0.042	0.050	0.005	0.67	0.08
	2	30	0.012	0.042	0.050	0.029	0.67	0.47
	3	61	0.012	0.042	0.050	0.044	0.67	0.69
	4	75	0.012	0.042	0.050	0.047	0.67	0.75

^[1] Shaded lines indicate the chosen design for a given model.

For the un-notched section shape, a value of 12 mm was selected for dimension a . The value of a chosen was conservative in order to ensure that the relative difference between V_{calc} and V_f / b was as important as possible. This way, it can be assumed that the shear stress in the side portions of the «T» will be supported since the calculated shear is much below the critical shear bearable by the structure. The selected value of h_{fixed} , i.e. the value for the side lengths of the «T», was 50 mm and therefore was fixed for all other prototypes. For S2-K60_straight and S2-K60_inclined, a was varied between 6 and 1 mm. The calculated value of h_{cr} is much higher than the value resulting from the ratio of V_f / b , which is a consequence of the conservative value of h_{fixed} . As there is not much difference between the results of the different trials for these designs, the value of a was fixed to 3 mm. For S2-K90_semicircular and S2-K90_rectangular, the value of a was varied between 10 and 4 mm and the value of 6.4 mm was selected. This value was selected as the results were quite similar for all trials, and as it represented a good compromise with the total side length of 12 mm of the section shape. For S2-K15_75, the idea was to find the optimal χ while a and h_{fixed} were kept constant. A value of 61.2° was selected for χ as this was the minimum angle allowing to have a value of V_{calc}

inferior to the value of V_f/b . All the chosen designs for the notched versions of S2 are summarized and illustrated on figure 3.5.

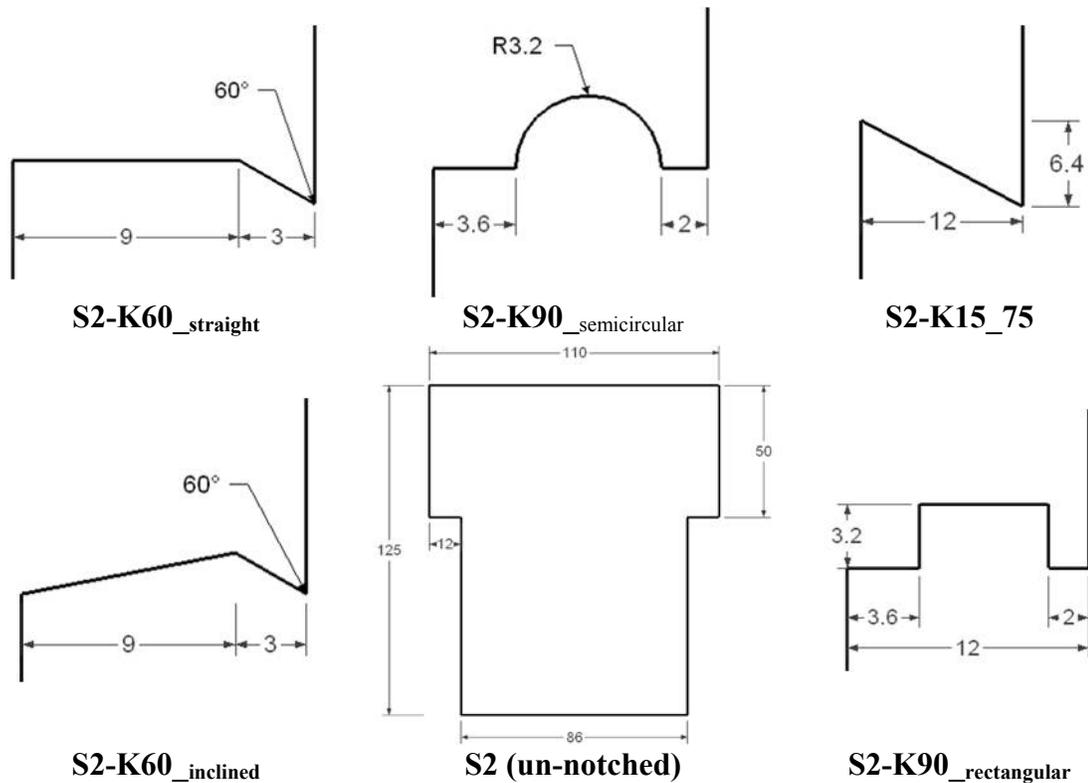


Figure 3. 5. Notch designs selected for S2

3.5.2 Fouling simulations results and final selection of the optimal shapes

Results of the fouling simulations are shown in table 3.3, 3.4 and 3.5, for S1, S2 and S3, respectively. For each design tested, these tables present the average soiled area resulting from the three repetitions, as measured with the planimeter.

Table 3. 5. Fouling simulations results for S1 design

Design	S1-T90_K90	S1-T83_K97	S1-T90_K60	S1-T90_K15	S1-T83_K60
Average soiled surface (cm ²) ^[1]	76 ^c	188 ^b	170 ^{b,c}	196 ^b	338 ^a
SEM (cm ²) ^[2]	22	13	25	47	53

^[1] Means with the same letter are not significantly different, with an LSD test.

^[2] Standard error of the mean.

Table 3. 6. Fouling simulations results for S2 design

Design	S2-K60_straight	S2-K60_inclined	S2-K90_semicircular	S2-K90_rectangular	S2-K15_75
Average soiled surface (cm²)^[1]	49 ^a	98 ^a	50 ^a	101 ^a	49 ^a
SEM (cm²)^[2]	13	6	19	18	23

^[1] Means with the same letter are not significantly different, with an LSD test.

^[2] Standard error of the mean.

Table 3. 7. Fouling simulations results for S3 design (dimension Z)

Design	S3-2mm	S3-4mm	S3-6mm
Average soiled surface (cm²)^[1]	146 ^a	189 ^a	178 ^a
SEM (cm²)^[2]	27	12	40

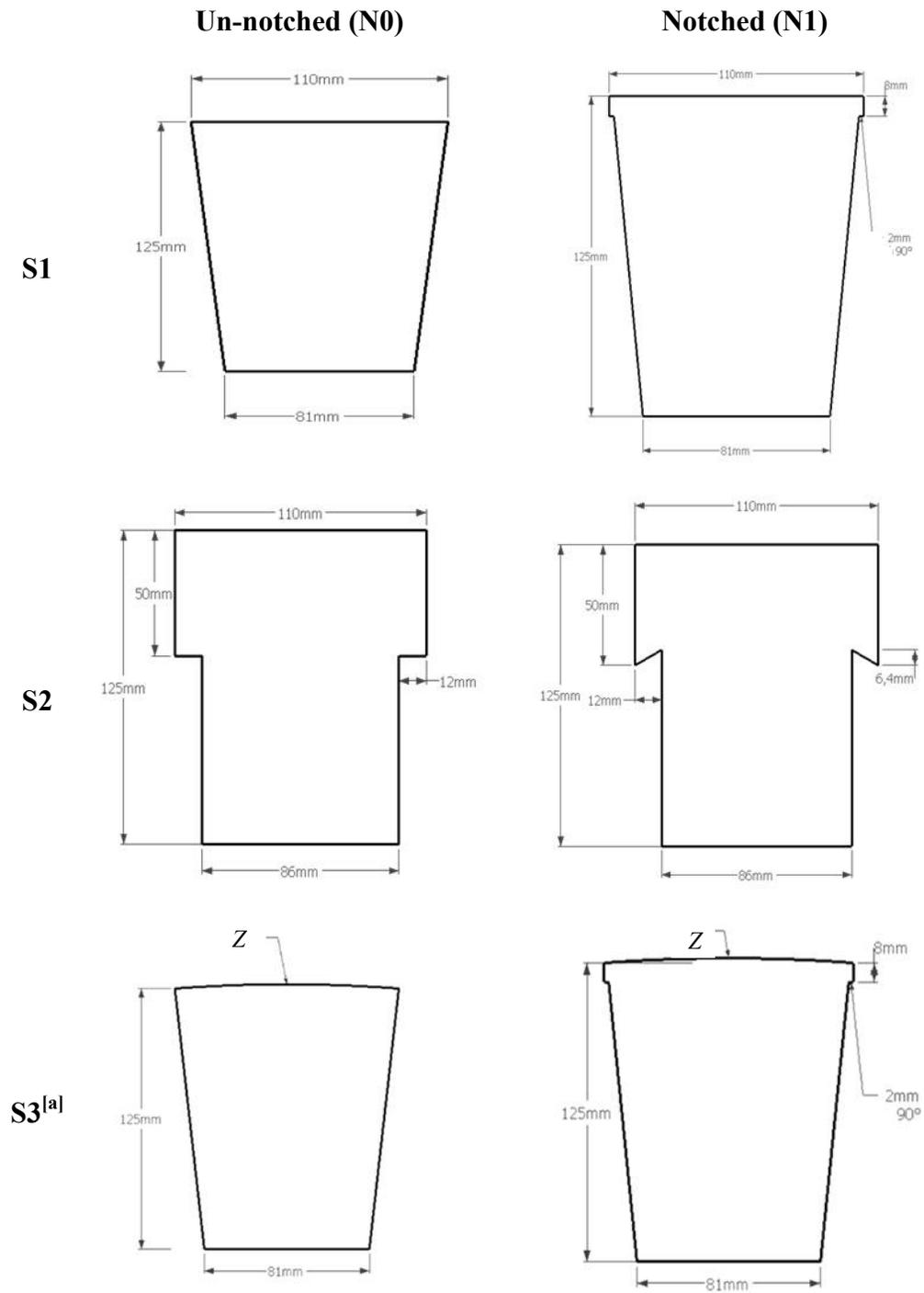
^[1] Means with the same letter are not significantly different, with an LSD test.

^[2] Standard error of the mean.

For S1, the performed ANOVA indicated that the results of the soiled area of the different designs are significantly different one from another ($p = 0.0058$), which means that only 0.58 % of the variation can be ascribed to chance, the 99.42 % remaining being explained by the treatments. The design S1-T90_K90 is by far the design with the smallest soiled area and can therefore be chosen as the best notched design for section shape S1. For S2, the ANOVA indicated that, with a significance level of 0.05, the differences observed with the treatments are not significant one from another ($p = 0.0885$), which means that only 91.15 % of the variation can be explained by the treatments. However, fouling simulations results highlighted three designs (S2-K60_straight, S2-K90_semicircular and S2-K15_75) where soiled areas were much lower than those of the other designs. Design S2-K15_75 has thus been selected as it was believed that such a pronounced notch would allow a better deviation of the liquid and prevent it to flow all along the sides surfaces of the slats. For S3, tests were performed with design S1-T90_K90, and different curves (dimension Z, figure 3.2) were performed on the top surface ($Z = 2, 4$ and 6 mm). Results of the ANOVA indicated that the differences observed between the soiled areas of the different designs are absolutely not significant ($p = 0.5710$), which means that 57.1 % of the variation is due to chance. The value of 2 mm has therefore been selected for the Z dimension. One reason for this

choice is that this was the design with the smallest soiled area (although not statistically significant). Also, considering that a curved surface may affect animal welfare, the smallest curve was selected, as the ANOVA indicated no differences between the Z dimensions 2, 4 and 6 mm.

The six selected slat designs for future ammonia emissions tests are illustrated on figure 3.6.



^[a] Where dimension Z is the height between the top of the rectangular plane section and the top of the curved, $Z = 2$ mm.

Figure 3. 6. Selected designs for future ammonia emission tests

Global averaged soiled areas varied between 49 and 338 cm², however, the soiled area of the selected prototypes varied between 49 and 146 cm². These values correspond to values found in the literature. In fact, Aarnink et al. (1997) measured the urine puddle areas of grower-finisher pigs within grow-finish pig buildings on slatted floors of different materials and designs and found the slatted floor puddle area increased by 9.6 cm² every three-week period. Aarnink and Elzing (1998) translated this data to express slatted floor puddle area based on slatted floor type and animal weight. For a slatted floor made of 10 cm wide concrete slats spaced 2 cm, the authors calculated that average areas of a urine puddle vary between 72 and 111 cm², for pigs weighting between 30 and 100 kg. Also, Aarnink et al. (1996) measured the averaged total urine-fouled floor area per pig for two growing periods of fattening pigs, weighting between 28.1 and 105.8 kg. They obtained a value of 150 cm². Soiled area values obtained in this experiment for S1-T90_K90 are somehow slightly lower to the results published in the literature. This might reveal the potential efficiency of the notch performed on that prototype in order to decrease the soiled surfaces. Results obtained for S2 are also lower than those published by Aarnink and Elzing (1998) and Aarnink et al. (1996), which can be interpreted as a good potential for S2 shape to reduce the soiled surfaces. Averaged area soiled for S3 varied between 146 and 189 cm², which is somehow close to the average value of 150 cm² obtained by Aarnink et al. (1996). These results were however surprising as much lower values were expected with S3 than with S1. Such high values might however be explained by the imperfections of the curve performed with the wooden prototype.

Because of the positive linear relation between ammonia emission and emitting surface area (Elzing and Monteny, 1997), ammonia emissions reduction of the notched prototypes, compared to the traditional slat section shape, can be anticipated. Therefore, the same fouling test was performed with the control section (S1, un-notched), which gave an average soiled area of 247 cm², after three repetitions. Assuming that ammonia emissions reduction is directly proportional to soiled surfaces reduction, ammonia emissions reduction of 69 %, 80 % and 41 % can be expected for the notched versions of S1, S2 and S3, respectively.

3.6 Conclusion

The specific objective addressed in this research consisted to develop new slat designs for growing-finishing pigs barns allowing the reduction of soiled areas and to ensure that these designs were in conformity with structural requirements and animal welfare considerations. An innovative design methodology merging basic design calculations applied to the field of construction and concrete structures was therefore established in order to develop these new slat designs. This design methodology was applied to three specific section shapes in order to derivate different variants for each of these shapes and to dimension them. The selected designs were fabricated with treated wood and underwent fouling simulations where the fouled area was measured. This allowed to select six slat models: the three main section shapes defined and for all of them, a notched variant was selected.

The results of the fouling simulation tests carried out indicated that global averaged soiled areas varied between 49 and 146 cm² for the selected notched prototypes. Assuming that ammonia emission reduction is directly proportional to soiled surfaces reduction, ammonia emission reduction of 41 to 80 % can be expected for the notched prototypes compared to the control un-notched trapezoidal slat section shape. This assumption will be verified in the second part of this study where these prototypes will be tested as regarding their ammonia emission when fouled by urea and urease.

3.7 Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA) who provided in-kind contributions for this study. The authors also recognize the technical and professional support provided by IRDA research staff (Harold Dusablon, Christian Gauthier, Lise Potvin, Jacques Labonté, Martin Gagnon and Jean-Pierre Larouche). Funding was provided by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada and the Fédération des producteurs de porcs du Québec.

CHAPITRE 4

Ammonia emission from low-emitting concrete slat models for pigs

L. Hamelin^{1,2}, S. Godbout¹, R. Thériault² and S.P. Lemay¹

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Québec, QC, Canada

2. Département des sols et de génie agroalimentaire, Université Laval, Québec, QC, Canada.

Article qui sera soumis à la revue *Biosystems Engineering*.

4.1 Résumé

Un consensus international existe à savoir que les émissions d'ammoniac (NH_3) provenant des installations d'élevage animal doivent être réduites. Dans les porcheries de croissance-finition, l'ammoniac est principalement produit au niveau du plancher latté et du caniveau. Puisqu'une proportion considérable des émissions d'ammoniac sont produites au niveau du planché latté, ce projet vise à réduire les émissions d'ammoniac produites à partir des planchers dans les porcheries de croissance-finition. La présente étude est le second volet de ce projet constitué de deux volets. Lors du premier volet du projet, douze modèles de lattes de béton à faible potentiel d'émission d'ammoniac ont été développés (témoin inclus). Ces prototypes ont été fabriqués lors de la présente étude. Du béton 40 MPa a été utilisé pour la fabrication. Les prototypes ont ensuite été testés quant à leurs émissions d'ammoniac lors de simulations de souillage. La structure des traitements appliquée est une structure factorielle 3 x 2 x 2 comprenant trois répétitions, les 12 combinaisons pouvant alors être testées lors de chacune des répétitions. Trois facteurs ont été étudiés : le profilé des lattes (S), la présence (ou l'absence) d'un sectionnement pratiqué le long des lattes (N) de même que la présence (ou l'absence) d'un enduit d'époxy lisse appliqué sur les faces latérales et la face inférieure des lattes (E). Les lattes ont été souillées uniformément par une solution d'urée et d'uréase. Immédiatement après le souillage, les lattes ont été insérées dans une chambre d'émission. Les émissions d'ammoniac ont été mesurées à 2, 24, 48, 72 et 96 h suivant le souillage, par une méthode de chimie par voie humide. Les analyses statistiques ont montré que seule la présence d'un sectionnement le long des lattes a eu un effet significatif sur la réduction des émissions d'ammoniac. La présence d'un sectionnement le long des lattes a permis des réductions moyennes de 22 à 42 %, comparativement au prototype trapézoïdal témoin actuellement utilisé dans les porcheries.

4.2 Abstract

There is an international consensus that ammonia (NH_3) emissions from animal facilities must be reduced. In growing-finishing pig barns, ammonia is mainly produced from the slatted floor and the slurry pit. As the concrete slatted floor represents an important proportion of the ammonia production, this project aims at reducing the ammonia emissions produced from the floor in growing-finishing pig barns. The present study is the second part of this two-part project. In the first part of the project, twelve promising low-emitting concrete slats models have been designed (including control). In the actual study, these low-emitting prototypes have been fabricated with 40MPa concrete. The prototypes were tested as regarding their ammonia emission under fouling simulations. A total of 12 different slat models were tested. A 3 x 2 x 2 factorial treatment design was applied, with three repetition. Three factors were studied: the slat section shape (S), the presence (or absence) of a notch (N) along the slat, and the presence (or absence) of a smooth epoxy coating (E) applied on the slat sides and bottom faces. Slats were uniformly fouled with an urea-urease solution. Immediately after fouling, slats were inserted in an environmental emission chamber and NH_3 emissions were measured at 2, 24, 48, 72 and 96 h after the fouling event, by wet chemistry methods. Statistical analysis showed that only the presence of a notch had a significant effect on NH_3 emission reduction. Compared with the trapezoidal control slat currently used in pig barns, the presence of a notch allowed average reductions between 22 and 42 %.

4.3 Introduction

World-wide, animal production represents the main contributor to anthropogenic ammonia (NH_3) emission, accounting for almost two-thirds of it (Steinfeld et al., 2006). This deserves attention since the global production of meat is expected to double from 229 million tonnes in 1999/2001 to 465 million tonnes in 2050 (FAO, 2006). It further deserves attention considering that ammonia is one of the gaseous emissions from animal production sites having the highest impacts on human health and agroecosystems (Schiffman et al., 2001b; Copeland, 2006; Aarnink et al., 1996; Ni et al., 2000). Some of the most serious consequences are soil and water acidification, loss of biodiversity, eutrophication and indirect contribution to climate change. Furthermore, ammonia may also contribute to the nuisance value of the odor generated by the pig facilities.

Ammonia emissions from animal production occur especially from animal houses and from manure utilisation (Myczko et al., 2007). In a life cycle assessment (LCA) carried in the Netherlands, Thomassen and de Boer (2007) showed that 99 % of the ammonia emitted from the pig sector is due to on-farm activities (i.e. from housing, grazing and manure storage facilities).

Basset-Mens and van der Werf (2005) highlighted, in a life cycle analysis of three contrasting pig production systems, that ammonia emission can clearly be identified as a weak point of the conventional pig production system. According to these authors, building improvements might be the most effective approach to reduce the ammonia emissions on a long term perspective.

In pig facilities, much of the ammonia production starts when the nitrogen surplus ingested by the animals is excreted, in the form of urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) in the pig's urine. When this urea from urine makes contact with the urease enzyme, which is present in the faeces, two moles of ammonia can be formed for each mole of urea (Mobley and Hausinger, 1989). For growing-finishing pig barns, these phenomena generally occur both on the slatted floor and in the slurry pit, under the slats. The proportion of ammonia emission associated with each of these sites varies greatly, since ammonia

emission from pigs houses are closely related to the conditions prevailing in the barn (eg. air velocity over the floor surface, slatted floor area, area of soiled floor, room temperature, slurry pH, total ammoniacal nitrogen concentration in slurry, etc.) (Cortus, 2006; Sommer et al., 2006). This study will nevertheless focus on specific mitigation measures in order to reduce the share of ammonia emissions occurring from the slatted floor.

For pigs, buildings with slatted floors are rather common (Sommer et al., 2006), and concrete is a frequently used material for these floors (De Belie et al., 1998). In fact, concrete slats offer several advantages such as better foot traction, less damage to the claws, longer lifespan and lower investment costs (Timmerman et al., 2003).

Since ammonia is formed when solid and liquid excreta make contact, one way to reduce ammonia emission from growing-finishing pig barns floors is to reduce the fouled area.

This study is the second part of a two-part project aiming at reducing the ammonia emissions coming from the concrete slatted floor in growing-finishing pig barns. In the first part of this project, promising low-emitting slats designs were developed, as described in Hamelin et al. (2007). One of the conclusions obtained in that study is that ammonia emission reduction of 41 to 80 % can be expected for the developed prototypes, compared to a control slat. Three core parameters are mentioned in the study carried by Hamelin et al. (2007) as regarding the prototypes developed, namely the slat section shape, the presence (or absence) of a notch along the slat as well as the presence (or absence) of a smooth epoxy coating applied on the slats sides and bottom faces. The two first factors are directly related to the physical design of the slats, while the latter is related to their texture, as less attachment of faeces is expected with a smoother surface and as an epoxy coating will prevent the concrete pores to be penetrated by the manure (Braam and Swierstra, 1999; De Belie et al., 2000; Aarnink et al., 1997). This aspect was however not covered by Hamelin et al. (2007) since the specific objective of that study was to develop new slats design and will therefore be dealt with in the present study.

The specific objective of the actual study consists to evaluate and compare the ammonia emission of the design developed in Hamelin et al. (2007).

Three research hypotheses were tested in the current study:

H₁ : It is possible to reduce ammonia emissions from slatted floors by modifying the slat section shape in a way that would minimize the contact between urea and concrete.

H₂ : The presence of an epoxy coating on the slats sides and inferior faces will result in a smoother surface and discourage urine and faeces to penetrate concrete pores, and thus contribute to reduce the ammonia emissions from the slats.

H₃ : The presence of a notch along the slats section will contribute to divert the flow of urine in such a way that the area of slats sides faces in contact with the urine will be reduced, and consequently the ammonia emissions as well.

4.4 Materials and methods

4.4.1 Experimental design

The statistical design applied for this experiment consisted of a 3 x 2 x 2 factorial treatment design, as described in table 4.1. Three factors were tested, conformingly with the three main hypothesis supporting this experiment: the slat section shape (S), the presence (or absence) of a notch (N) along the slat, and the presence (or absence) of a smooth epoxy coating (E) applied on the slat sides and bottom faces. Three replications of each treatment were carried out. The experimental unit consisted of an emission chamber, which is detailed in section 4.4.4.2. In all replications, the 12 treatments were randomly and independently assigned to a chamber. The experimental plan is thus a plan with complete random blocks.

Table 4. 1. Description of the 12 treatments constituting the factorial treatment design

Combination	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Section ^[1]	S1	S1	S1	S1	S2	S2	S2	S2	S3	S3	S3	S3
Notch ^[2]	N1	N1	N0	N0	N1	N1	N0	N0	N1	N1	N0	N0
Epoxy ^[3]	E1	E0										
Schema of cross-section												

^[1] S1 : Trapezoidal shape (control), S2 : «T» shape, S3 : Curved shape (identical to S1, but with the top face slightly curved).

^[2] N0 : Without notch, N1 : With notch.

^[3] E0 : Without epoxy, E1 : With epoxy.

4.4.2 Design of the low-emitting concrete floors

The first phase of this two-phase project consisted of designing concrete slats models minimizing the surface of concrete fouled by urine during pigs urination. Thus, three slat section shapes were designed as well as the type of notch that best suited each of them. The design of the slats prototypes met the various structural (limit state design methodology, shear capacity and minimal cover for reinforcing bars) requirements and animal welfare exigencies were taken into account. The general dimensions of the slats also conformed with the ASTM D5116 standard (ASTM, 2001) which specifies the protocols for experiments using emission chambers. Over 15 different models were tested and the most promising were selected for ammonia emission experiment. A full description of the design methodology as well as of the selection process of the low-emitting slats can be found in Hamelin et al. (2007).

4.4.3 Concrete used for the experimentation

To construct the slats, commercial concrete was used and its composition was selected to be consistent with that used in Quebec's pig barns (table 4.2). A series of concrete cylinders of 100 x 200 mm in size were made from the concrete mixtures and subjected to mechanical tests. Mechanical tests (compressive strength and modulus of elasticity under compression) were performed at 7 d and 28 d. The 28-day compressive strength tests were carried out on cylindrical specimens according to the requirements of the CSA A23.2-3C standard (CSA, 2004).

Table 4. 2. Description of the concrete used to construct the slats

Compressive strength (28d)	w/c ^[1]	Cement type	Cement content	Aggregates size	Slump	Entrained air	Surface finishing
40 MPa	0.40	GU	410 kg m ⁻³	5 - 10 mm	80 mm	0 %	Metal trowel

^[1] Water content on cement content ratio.

A wet cure was applied to the slats as they were all stored in a 100 % relative humidity (RH) chamber for 28 d. After the cure, slats were kept for drying during 40 d in a room where the RH was maintained between 50 and 60 % and the temperature between 20 and 25 °C. For combinations 1, 3, 5, 7, 9 and 11, two successive layers of epoxy coating (Eucopoxy tufcoat DBS, Euclid Canada) were applied after the drying period on the sides and bottom faces of the slats. The epoxy has not been applied on the top surfaces of the slats, as an epoxy layer on the top surfaces might be too slippery for the animals and thus problematic for welfare. No reinforcement has been used although prototypes have been designed as if they were reinforced with a 15M grade 400 reinforcement steel bar. Reinforcement was not necessary since the slats were not used by animals and were not subjected to structural tests.

4.4.4 Ammonia emission

4.4.4.1 Fouling simulations

Because urine is a biological material, and thus can represent a source of uncontrolled variation, a solution consisting of urea and urease was prepared. As the typical concentration of urea in swine urine varies between 0.16 and 0.60 mol L⁻¹ (Pond and Houpt, 1978), a urea solution of 0.40 mol L⁻¹ was freshly prepared before the test. When ready to proceed to the test, an amount of 40 mg of urease enzyme (Type IX from *Canavalia ensiformis*; 0.025 to 0.05 mol urea min⁻¹ (g urease)⁻¹ rated activity at 25 °C and pH 7.0) was mixed with 3-L of the urea solution for 1 min. In order to simulate the pig urination on the slatted floor, a fouling station was constructed, as illustrated in Hamelin et al. (2007). This consisted of a fixed 3-L plastic container that discharged from a 9.5 mm (3/8 in) ball valve. The 3-L of urea-urease solution was applied to each slat specimen. Under the container was a 44 cm long by 50 cm large rigid aluminum

plate fixed at a height ensuring that the flow of the simulated urine on the slats would be laminar. Small holes of 3.2 mm (1/8 in) diameter were made on that plate to ensure the liquid would uniformly foul the tested slats that were inserted underneath. Slats were weighted before and after they were fouled in order to evaluate the amount of urea-urease solution absorbed.

4.4.4.2 Ammonia emission measurements

After the fouling session, slats were inserted in a stainless steel emission chamber (900 x 900 x 700 mm) designed and described by Pelletier et al. (2005) in conformity with the ASTM D5116 standard (ASTM, 2001). A ventilation tube from each chamber was connected to a blower (Model R5125-2, GastIdex) and the flow rate out of each chamber was controlled at 0.47 L s^{-1} by a rotameter (Model KSK-.100, Kobold Instruments Canada Inc.). This rate represents a typical condition for mechanically ventilated barns in cooler climates (Zhang, 1994). Air was drawn into the chambers through a 255 mm long by 2 mm high slit in the chamber lid. Sensors (Model CS500, Campbell Scientific, Inc. Canada Corp.) placed in the chambers monitored the temperature (T) and relative humidity. A thermal anemometer (Model 8475 Air Velocity Transducer, TSI Inc.; range 0.05 to 0.5 m s^{-1}) measured the air velocity 2 cm above the slats surface ($v_{2\text{cm}}$), at a fixed pre-determined point. For each of the three replications, the 12 slat prototypes were assigned randomly to one of the 12 chambers. Slats were left in their chamber for 5 complete days. Air samples were taken for ammonia analysis at 2, 24, 48, 72 and 96 h after slats were inserted in a chamber. Ammonia concentrations were measured by a wet chemistry method based on absorption by an acid, as described by Phillips et al. (2001). Thus, a volume of 120 L of air was drawn from the chamber and bubbled through two flasks containing a H_2SO_4 solution concentrated at 0.1 N, at a rate of 1 L min^{-1} , as recommended by OSHA (1988). The two flasks were connected in series, the second being a safety measure in case of leakage.

The ammoniacal nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$) captured in the acid was afterwards assayed by colorimetric analysis and ammonia concentration within a given chamber was calculated according to equation 4.1 :

$$C_{NH_3, ch} = C_{NH_4-N, a} \times V_a \times \frac{M_{NH_3}}{M_N} \times \frac{1}{Q_s \times t_s} \quad (\text{Equation 4. 1})$$

Where:

$C_{NH_3, ch}$: Ammonia concentration in the air sampled from the chamber (mg m⁻³);

$C_{NH_4-N, a}$: Ammoniacal nitrogen concentration in the acid, as assayed by colorimetry (mg L⁻¹);

V_a : Volume of the acid solution into which the sampled air was bubbled (L);

M_{NH_3} : Molecular weight of ammonia (g mol⁻¹);

M_N : Molecular weight of nitrogen (g mol⁻¹);

Q_s : Sampling rate of air from the chamber through the bubbler (m³ min⁻¹);

t_s : Time of sampling (min).

The ammonia emission from each chamber was calculated using a steady-state mass balance approach (equation 4.2):

$$E_{NH_3} = \frac{(C_{NH_3, ch} - C_{NH_3, in}) \times Q_c \times 3600}{1000} \quad (\text{Equation 4. 2})$$

Where:

E_{NH_3} : Ammonia emission from the chamber (mg h⁻¹);

$C_{NH_3, in}$: Ammonia concentration of the fresh air entering the chamber (mg m⁻³);

Q_c : Flow rate out of the chamber (L s⁻¹);

$\frac{3600}{1000}$: Conversion factor (3600 s per hour; 1000 L per cubic meter).

The concentration of ammonia of the air entering the chamber was measured continuously by a non-dispersive infrared analyser (Model Ultramat 6E, Siemens).

4.4.4.3 pH measurements

A sample of 50 mL was taken from each 3-L of urea-urease solution prepared before to proceed to the fouling test. This sample was used for pH measurements. For each sample, six pH measurements were taken: a first measure immediately after the fouling test ($t = 0$), and the five others at the same time as air samples for ammonia concentration determination ($t = 2$, $t = 24$, $t = 48$, $t = 72$ and $t = 96$). Samples were left in a room where ambient conditions were similar to those found in the chambers. The knowledge of the pH value consists of an indicator in order to know whether or not there is NH_3 volatilizing from the solution, as pH value shall rise as NH_3 is volatilizing (Mobley and Hausinger, 1989).

4.4.5 Statistical analysis

All data were subjected to an analysis of variance (ANOVA). Data from different emission chambers and sampling times were analysed as repeated measurements using the Mixed procedure of software package SAS 9.1 for Windows (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). The influence of the different prototypes on ammonia emission was calculated using a statistical model that included the fixed effects of the treatments and the random effects of blocks, as presented in equation 4.3:

$$y_{ijklm} = \mu + b_i + E_j + N_k + S_l + (EN)_{jk} + (ES)_{jl} + (NS)_{kl} + (ENS)_{jkl} + c_{ijkl} + T_m + (TE)_{jm} + (TN)_{km} + (TS)_{lm} + (TEN)_{jkm} + (TES)_{jlm} + (TNS)_{klm} + (TENS)_{jklm} + e_{ijklm}$$

(Equation 4. 3)

Where y_{ijklm} is the ammonia emission measured under the condition j of epoxy ($j=1,2$), the condition k of notch ($k = 1,2$), the condition l of section ($l=1..3$) during block i ($i=1..3$) at time m ($m=2, 24, 48, 72, 96$ h). The variable μ is the overall mean of the

experiment, b_i is the random effect of the block i , E_j , N_k and S_l are the fixed effects of the epoxy, the notch and the section shape, c_{ijkl} is the random effect of block i under conditions (j,k,l) , T_m is the effect of the time m and e_{ijklm} is the random effect of the block i under conditions (j,k,l) at time m . All other terms are interactions terms between fixed effects factors.

It was assumed that the values of b_i were independent and distributed according to a normal law, $N\sim(0, \sigma_b^2)$. The successive observations made on the same experimental unit were correlated. The correlations existing between successive measurements performed in the same chamber were thus taken into account modeling the matrix of variance-covariance, as described by Littell et al. (1996). The covariance structure used was the heterogeneous first-order autoregressive (ARH(1)) matrix.

Significance level was fixed at $\alpha = 0.10$ to judge whether the statistical hypothesis (no treatment effects) should be rejected. Significance level was fixed at $\alpha = 0.10$ rather than at $\alpha = 0.05$ as it was judged that an alpha of 0.05 would be too severe considering that the covariance was taken into account, that the number of repetitions was relatively small and that a high level of variability was involved in the experiment.

4.5 Results

4.5.1 Concrete

The results of the mechanical tests performed on the concrete are summarised in table 4.3. The compressive strength of the concrete rose of 19 % between the test at 7 d and the test at 28 d. This increase in resistance was expected since the concrete was submitted to a wet cure. The average value of the compressive strength at 28 d is 41.6 MPa. The minimum value of 40 MPa for the 28 d compressive strength specified by the manufacturer was therefore reached. The modulus of elasticity at 28 d is 29074 MPa, which is on the range of values expected for a concrete with 40 MPa compressive strength (Demir, 2008).

Table 4. 3. Results of mechanical testing on concrete

Age (d)	Compressive strength (MPa)	Modulus of elasticity under compression (MPa)
7	34.9	22071
28	41.6	29074

4.5.2 Ammonia

4.5.2.1 Urea-urease average absorption on the slats

On average, the slats absorbed 0.046 L of the urea-urease solution after the fouling simulation. Table 4.4 displays the average volume of solution absorbed by each of the 12 slats models tested, for the three repetitions. The volume of solution absorbed by the slats was calculated as the difference between the initial weight of the slats (before fouling simulation) and the weight of the slats just after the fouling simulation.

Table 4. 4. Average urea-urease volume absorbed by the slats

Trial	Volume of urea-urease solution absorbed by the slats (L)											
	Slat model											
	S1 N1 E1	S1 N1 E0	S1 N0 E1	S1 N0 E0	S2 N1 E1	S2 N1 E0	S2 N0 E1	S2 N0 E0	S3 N1 E1	S3 N1 E0	S3 N0 E1	S3 N0 E0
1	0.068	0.065	0.052	0.042	0.038	0.048	0.046	0.054	0.042	0.036	0.030	0.020
2	0.062	0.040	0.050	0.050	0.050	0.066	0.056	0.062	0.040	0.046	0.024	0.028
3	0.052	0.034	0.062	0.052	0.060	0.050	0.056	0.050	0.032	0.040	0.028	0.028
MEAN	0.061	0.046	0.055	0.048	0.049	0.055	0.053	0.055	0.038	0.041	0.027	0.025
SEM^[1]	0.005	0.004	0.009	0.003	0.006	0.006	0.003	0.004	0.003	0.003	0.002	0.003

^[1] Standard error of the mean.

4.5.2.2 Ambient conditions in the chambers

Average temperatures, relative humidity and air velocities recorded in the chambers during the three weeks of tests are presented in table 4.5. Figure 4.1 displays an example of all ambient measurements taken for chamber 7 during the first trial.

Table 4. 5. Average ambient conditions in chambers during the 3 repetitions

Trial	Starting date	Finishing date	Temperature inside chambers (°C)	Relative humidity inside chambers (%)	Air velocity 2 cm above the slats (m s ⁻¹)
1	Oct 16 th , 2007	Oct 20 th , 2007	20.37	38.91	0.092
2	Oct 22 nd , 2007	Oct 26 th , 2007	20.95	37.12	0.010
3	Oct 29 th , 2007	Nov 2 nd , 2007	20.65	25.74	0.044
MEAN			20.66	33.92	0.049
SEM^[1]			0.17	4.12	0.020

^[1] Standard error of the mean.

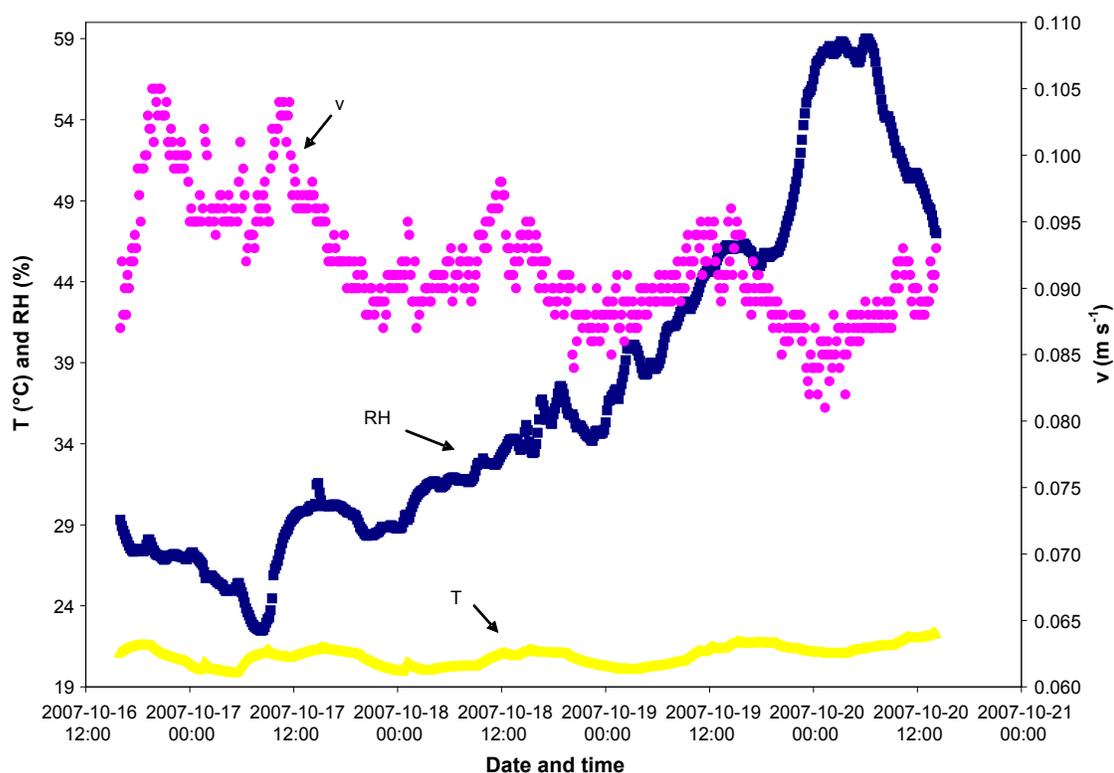


Figure 4. 1. Temperature, relative humidity and air velocity in chamber 7 during trial 1

4.5.2.3 Measurement of pH

The range of pH measured for the urea-urease samples varied between 8.87 and 10.13. The average pH measured for all solutions prepared is 9.04, 9.69, 9.91, 9.99, 10.01 and

10.03 at times 0h, 2h, 24h, 72h and 96h, respectively. Figure 4.2 displays the pH values of all samples taken.

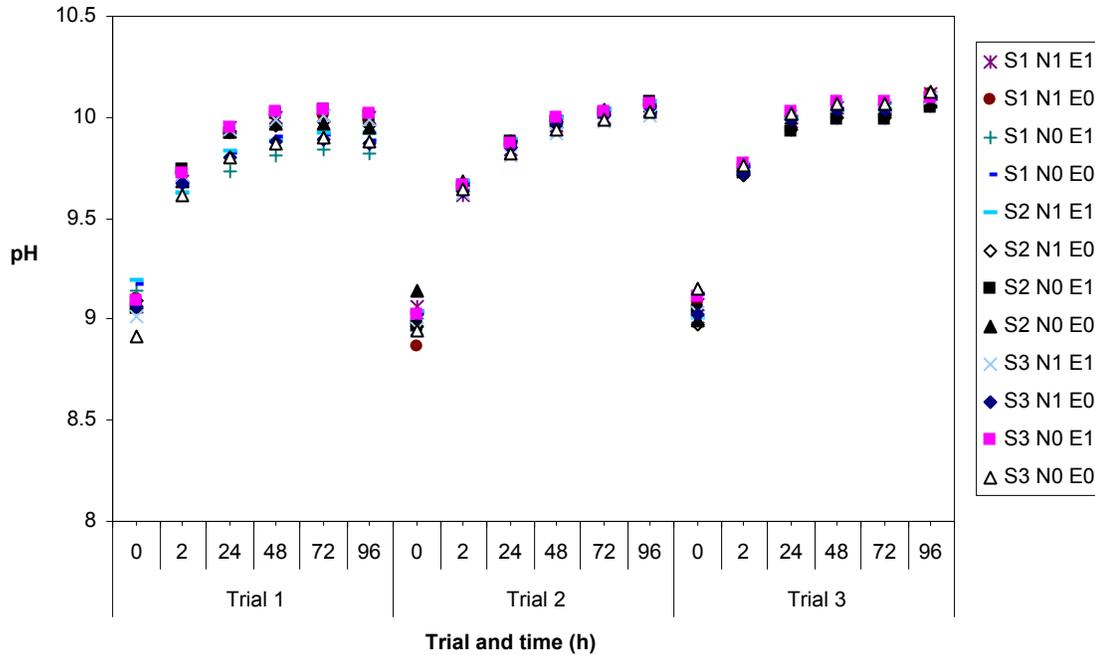


Figure 4. 2. pH measurements of urea-urease solution

4.5.2.4 Effect of the tested factors on ammonia emission

The main results obtained as regard with the tested factors on ammonia emission from the slats, i.e. the slat section shape, the presence (or absence) of a notch and of an epoxy coating are presented in table 4.6. This table presents the mean ammonia emission measured in function of the time and the presence (or absence) of a notch along the slats, as calculated with the statistical model used (equation 4.3). Results are presented this way as the ANOVA revealed that there is an interaction between the section, the notch and the time ($S*N*T$) ($P<0.10$). The ANOVA also showed that the type of section (S) or the presence of an epoxy coating (E) did not contribute to cause significant differences in the ammonia emission of the slats. Each value presented in table 4.6 is the mean of 6 values (3 repetitions, with and without epoxy), unless otherwise specified.

Table 4. 6 Average NH₃ emissions according to the (S*N*T) interaction

t (h)	NH ₃ emission ($\mu\text{g h}^{-1}$) and SEM ^[1]					
	Slat section shape (S) and notch (N)					
	S1		S2		S3	
	N0	N1 ^[2]	N0	N1	N0	N1
2	339 (134)	358 (150)	584 (134)	239 (134)	504 (134)	380 (134)
24	224 (93)	90 (103)	126 (93)	139 (93)	300 (93)	129 (93)
48	278 (80)	38 (87)	116 (80)	60 (80)	131 (80)	162 (80)
72	261 (104)	285 (115)	153(104)	142 (104)	207 (104)	112 (104)
96	51 (58)	126 (63)	120 (58)	84 (58)	127 (58)	66 (58)
MEAN	231	179	220	133	254	170

^[1] Standard error of the mean (SEM) is indicated in parenthesis.

^[2] Results presented in this column are the average of 5 values, as there were missing values in the first trial.

The effect of the notch on ammonia emission is illustrated on figure 4.3, 4.4 and 4.5 for slat section shapes S1, S2 and S3, respectively. For these three figures, data were fitted with a 4th order polynomial trendline in order to ease the lecture of the graphs, but NH₃ data between two given time points might not, in reality, be as presented in these figures. A good fit did occur for all N0 and N1 curves of the three figures ($R^2=1$).

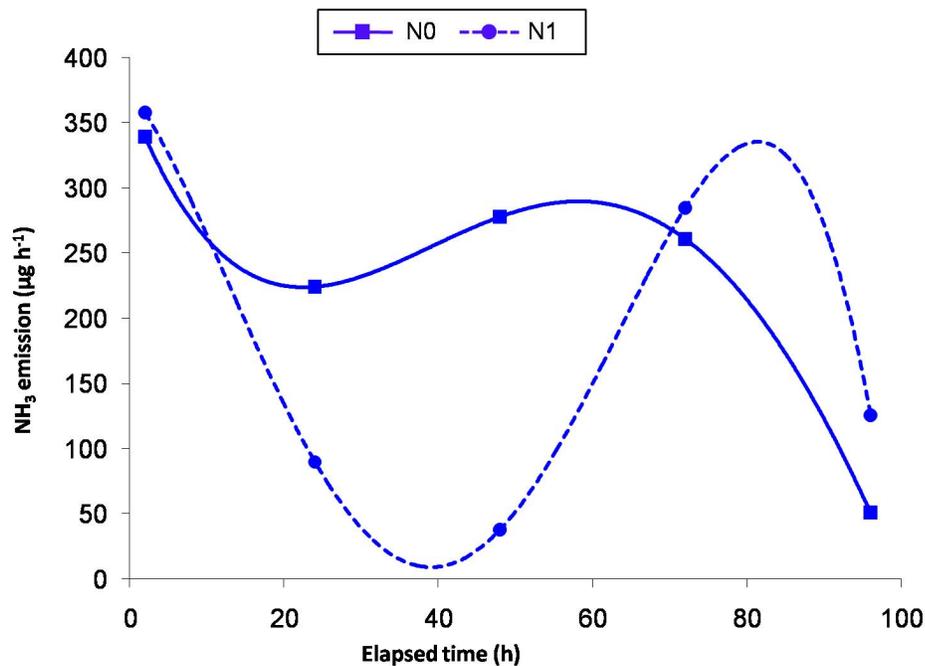


Figure 4. 3. Effect of the notch on ammonia emissions for S1

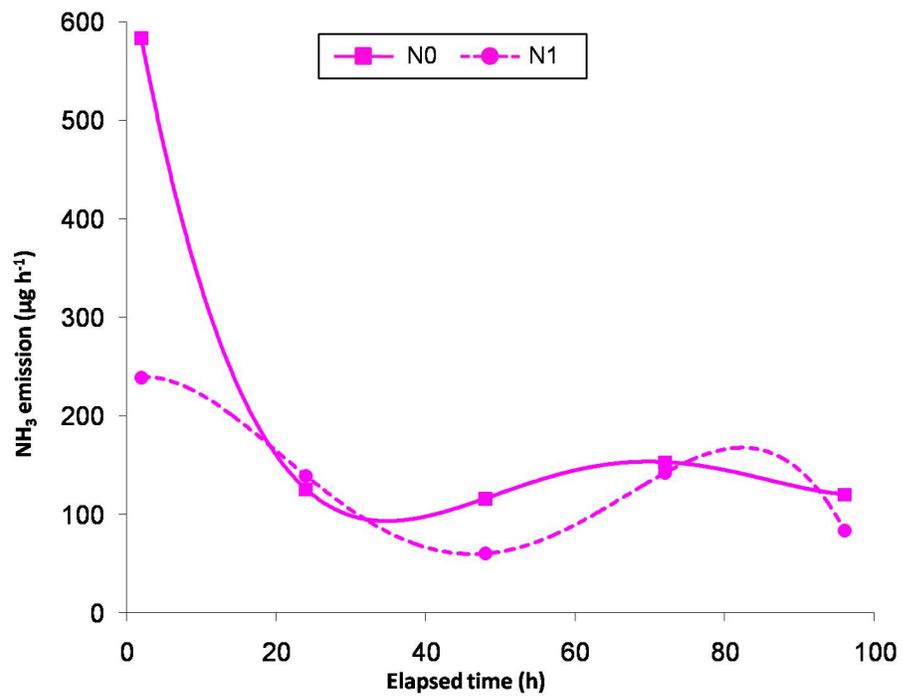


Figure 4. 4. Effect of the notch on ammonia emissions for S2

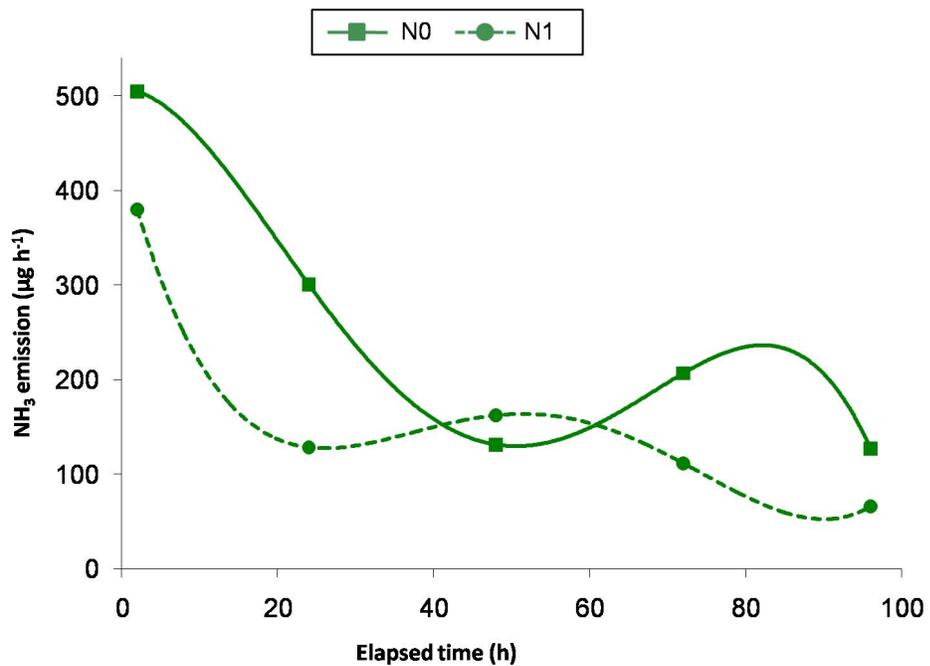


Figure 4. 5. Effect of the notch on ammonia emissions for S3

The ammonia reductions obtained with the presence of a notch are presented in table 4.7. For all notched slat section shape, this table presents the ammonia reduction obtained when compared to an identical un-notched profile (R), as well as the reductions obtained when compared to the control slat S1 N0 (R_c).

Table 4. 7. Ammonia emission reduction compared to control and to un-notched slat section shape

Emission reductions (%) ^[1]					
Slat section shape (S) and reductions ^[2] (R, R_c)					
t (h)	S1	S2		S3	
	R = R_c	R	R_c	R	R_c
2	+5	59	30	25	+12
24	60	+11	59	57	62
48	86	48	82	+24	52
72	+9	7	58	46	67
96	+146	30	75	48	81
MEAN^[3]	22	39	42	33	26

^[1] The sign "+" indicates that the presence of a notch increased the NH₃ emissions.

^[2] R : NH₃ emission reduction when compared to an identical un-notched slat section shape; R_c : NH₃ emission reduction when compared to the control slat S1 N0.

^[3] The values found in this row are the reductions calculated from the mean emissions, as presented in the "mean" row in table 4.6.

4.6 Discussion

The only tested factor that had a significant effect on ammonia emission reduction from the slats is the presence of a notch. Neither the slat section shape nor the presence of an epoxy coating did contribute to cause significant differences in the ammonia emissions of the slats. As regarding the epoxy coating, similar results have been obtained by Swierstra et al. (1995), i.e. no significant effect of the epoxy coating on ammonia emissions.

As shown in table 4.7, the presence of a notch has allowed, in average, ammonia emission reductions between 22 and 42 %, compared with the control slat model (R_c). This seems promising, however, it is somehow less than the R_c reductions of 69 %, 80 % and 41 % expected by Hamelin et al. (2007) for the notched versions of S1, S2 and

S3, respectively. This could indicate that the correlation between ammonia emission reductions and contact surfaces between urine and concrete may not be perfectly linear.

The highest average reductions, as compared with the control trapezoidal slat section shape, were obtained with S2. The average highest reductions, as compared with an identical un-notched profile (R), were also obtained with S2. This highlights the potential of S2 in ammonia emission reductions, even through the effect of the slat section shape was not shown statistically significant. Average R_c emissions reductions from the notched version of S3 and S1 were really similar (26 % and 22 %, respectively). Since the notch performed on these sections shapes was identical, this tends to indicate that a curved surface does not help to diminish the ammonia emissions from the concrete slats.

Overall, the NH_3 emissions monitored during the experiment varied between 0 and $1209 \mu\text{g h}^{-1}$. These emissions are lower than those found in the literature for similar experiments, as highlighted in table 4.8. However, this does not affect the conclusions to be drawn from the present experiment, as the objective was to make relative comparisons between the 12 selected slat models.

Table 4. 8. Summary of results obtained for ammonia experiments on concrete in the literature

Reference	NH ₃			Remarks
	Original value ^[1]	mg h ⁻¹	mg m ⁻² h ⁻¹	
Svennerstedt, 1999			200	Average maximal value for trapezoidal concrete slats, when the distance between two successive slats is 30 mm. Slats were fouled with cow manure (5 kg of solid manure and 3 kg of urine). Measurements were carried out with a test apparatus consisting of a steel frame box inside which the floor was inserted.
Elzing and Monteny, 1997	15.65 to 44.82 mg min ⁻¹	939 to 2689		2 kg of cow urine was sprinkled over a feces-fouled concrete floor. Ammonia emissions were measured for 24 h with a Lindvall box (Lindvall et al., 1974). Fouling was repeated every day, once a day, for 10 d. These values correspond to the range of emission peak measured for 6 repetitions, for days 8, 9 and 10 (i.e. they correspond to the minimum and maximum of 18 values).
Kroodsmas et al., 1993			400	Average of 4 measurements, for a dirty slatted floor. A slat from a cubicle house with heifer was removed and NH ₃ emissions were measured with a Lindvall box (Lindvall et al., 1974). This value was taken from a graph.
Misselbrook et al., 1998	0.1 g NH ₃ -N m ⁻² (76 h ⁻¹)	1.6	1.6	1m ² of concrete area of which beef cattle previously had access. 1 L of urine was applied. No manure applied.
Misselbrook et al., 1998	1.5 g NH ₃ -N m ⁻² (29 h ⁻¹) to 4.3 g NH ₃ -N m ⁻² (76 h ⁻¹)	62.8 to 68.7	62.8 to 68.7	1m ² of concrete area of which beef cattle previously had access. 1 L of urine was applied. Prior to urine application, concrete was dirtied with 1 kg of cow manure.
Misselbrook et al., 1998	2.2 g NH ₃ -N m ⁻² (75 h ⁻¹) to 2.4 g NH ₃ -N m ⁻² (78 h ⁻¹)	35.6 to 37.4	35.6 to 37.4	1m ² of new concrete area (concrete that has never been used). 1 L of urine was applied. Prior to urine application, concrete was dirtied with 1 kg of cow manure.
Pedersen and Ravn, 2008	300 mg (0.24 m ⁻²)	200	833	Concrete slats, long elements. Floor wetted by a solution of ammonia. Measuring period lasted between 1 to 2 h, 1.5 h was therefore assumed for units conversion since exact duration is not specified.
Pelletier et al., 2005		0 to 21; 0 to 49	0 to 75; 0 to 175	Emissions range obtained during the 24 h measurement period, for two different repetitions. These emissions are for 30 MPa concrete previously submerged in swine manure for 72 h.
Groenestein et al., 2006		17.5		This is the maximum volatilization rate obtained from a removable concrete tile left in a sow house for 30 d and analyzed in a laboratory during 7 d after fresh urine has been poured on it.
Groenestein et al., 2007	1.1 g d ⁻¹ (w); 2.5 g d ⁻¹ (d)	46 (w); 104 (d)		Commercial house for 150 sows. Emissions from the waiting (w) and drinking (d) area respectively, where the floor is made of concrete slats.
This study	0 to 1209 µg h ⁻¹	0 to 1.209	0 to 13.51	These are the minimal and maximal NH ₃ emissions monitored in the project. For comparison purpose, emissions per area are expressed per m ² of top surface, which is 8.95 x 10 ⁻² m ² (Hamelin et al., 2007).

^[1] Emission of NH₃, unless otherwise specified. The original value is presented when a conversion was needed to express the result in mg h⁻¹ or mg m⁻² h⁻¹.

Lower emissions obtained in the current experiment could be due to rapid drying of the urea-urease solution on the concrete and to the fact that the concrete was new. In their experiment, Misselbrook et al. (1998) also obtained lower emissions with new concrete as compared with concrete that has previously been used in-barn. This is probably due to the higher amount of urease available for emissions with used concrete, since there is some feces present on the concrete surface as well as trapped in the concrete pores. In this experiment, new concrete was used in order to limit the amount of uncontrolled parameters, so the differences observed in the ammonia emission would not be attributed to a difference in the amount of feces retained on the concrete. However, concrete surfaces itself is uneven, since the pores distribution, size and interconnectivity within the concrete is most certainly different from one slat to another. For this reason, it is believed that the use of slats that have been previously fouled would be a good compromise. Therefore, if the experiment is repeated, the slats shall be fouled before the experiment, so more emissions would be measured. Slats may also be fouled during the experiment which would allow to better simulate the effect of the replacement of old puddles by fresh urine.

Another explanation to consider for low ammonia emission in this experiment is the total potential of the slats to volatilize NH_3 , which was limited by the fact that the slats absorbed, in average, no more than 0.046 L of the urea-urease solution. This means that if 100 % of the urea was converted to NH_3 , the maximal quantity of NH_3 to be generated was 0.63 g, thus explaining the low emission values.

The pH of the urea-urease solution samples left in ambient conditions increased gradually (figure 4.2), from a pH of around 9 to stabilize to a pH of around 10 at about 48 h. This indicates that some urea conversion did take place, since the pH increases is observed rapidly after the conversion of urea has started (Aarnink and Elzing, 1998). In fact, Aarnink and Elzing (1998) reported a study of Elzing and Aarnink (1996) where the pH was found to be 8.5 when 11% of the urea in urine was converted into ammonia and 9.1 when 95 % of the urea was converted.

The statistical analysis performed indicated a strong effect of the time. For all slats sections shapes, notched and un-notched, the highest emissions were obtained at $t = 2$ h

and had decreased at $t = 24$ h. This is in conformity with what was expected, as the ammonia generated is evacuated through the ventilation system. However, as it can be observed in figures 4.3 to 4.5, a certain increase in the ammonia emission occurred after the initial decrease, and this is true for all curves. This occurred at $t = 48$ h for S1N0 and S3N1, and at $t = 72$ h for all other slat prototypes. A possible explanation for this can be that the rate of water evaporation of the urea-urease solution present on the concrete slats is exceeding the rate of ammonia volatilization, therefore, the resulting ammonia concentration in the remaining solution is increasing, as well its punctual emission to the surroundings. This hypothesis can be supported by an observation of the relative humidity and air velocity patterns shown in figure 4.1. In fact, the trend in air velocity appears to be linear increases followed by decreases over time, although the general pattern appears to be stabilizing as time goes up. Since the relative humidity pattern appears to be closely related to the air velocity one, the air velocity decreases may be caused by the evaporation process of the urea-urease solution remaining on the concrete. Another possible explanation for this second increase of emissions is that the ammonia trapped in the concrete pores solution under its aqueous form is starting to volatilize through the air under its gaseous form, since the reaction gradient of this reversible reaction goes from the more concentrated to the less concentrated environment.

4.7 Conclusions

The general objective of the project was achieved as it proved possible to reduce the ammonia emission from growing-finishing pig barn slatted floors. The main findings of this project can be grouped into four points:

1. The experiment validated the hypothesis that cutting a notch along the slats significantly contributes to reduce ammonia emissions from the slats. Modifying the slat section shape, however, did not have any significant effect on ammonia emission from the floor in this experiment. The same conclusion was obtained with the application of an epoxy coating on the slats.

2. Average reductions of 22, 42 and 26 % have been obtained for S1, S2 and S3, respectively, in comparison with a control trapezoidal un-notched slat section shape. This seems promising; however, it is somehow less than the reductions of 69, 80, and 41 %, respectively expected for S1, S2 and S3 in the first part of this project (Hamelin et al., 2007). This was believed to indicate that the correlation between ammonia emission reductions and contact surfaces between urine and concrete may not be perfectly linear.
3. Overall, the ammonia emissions monitored during the experiment varied between 0 and 1209 $\mu\text{g h}^{-1}$, which is much less than the emissions found in the literature. This was attributed to the fact that the concrete used for this experiment was new. It is therefore recommended, for concrete emissions studies to be carried in an animal production context, to foul the concrete before and during the experiment, so more emission would be measured and the effect of new urinations superimposing old puddles would be taken into account. It is however believed that the fact that emissions measured in this study were lower than those measured in the literature did not affect the results since the objective was to compare the low-emitting slat prototypes relatively to a control slat.
4. For all slat prototypes, a certain increase in the emission pattern took place at 48 h or 72 h after the fouling session, according to the prototype. The phenomenon identified to explain this unexpected increase are (1) the rate of water evaporation of the urea-urease solution is exceeding the rate of ammonia volatilization, or/and (2) the aqueous ammonia trapped in the concrete pores is volatilizing through its gaseous form once the ammonia concentration in the surrounding air is lower than the ammonia concentration in the solution.

4.8 Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge the Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA) who provided in-kind contributions for this study. The authors also recognize the technical and professional support provided by IRDA research staff (Harold Dusablon, Christian Gauthier, Lise Potvin, Jacques Labonté,

Martin Gagnon, Michel Côté, Jorge Orellana and Jean-Pierre Larouche). The assistance provided by Maxim Morency and Dr. Benoît Bissonette of the Research Centre on Concrete Infrastructure (CRIB) as well as the advices of Dr. Erin Cortus and statistical expertise of Michèle Grenier shall also be highlighted. The authors are also indebted to Dr. John Feddes for his comments and review. Funding was provided by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada and the Fédération des producteurs de porcs du Québec.

CHAPITRE 5

Discussion générale et conclusions

5.1 Introduction

La production d'ammoniac représente un enjeu majeur pour l'élevage animal, cette activité étant responsable de près du deux tiers des émissions mondiales d'ammoniac provenant de l'activité humaine. Pour la production porcine conventionnelle, les émissions d'ammoniac en provenance du bâtiment d'élevage ont été identifiées comme étant le point faible du système de production sur le plan environnemental (Basset-Mens et van der Werf, 2005). En effet, les émissions d'ammoniac engendrent de nombreuses conséquences néfastes comme l'acidification des sols et des cours d'eaux ainsi que la diminution de la biodiversité, d'autant plus qu'elles favorisent l'incidence de certains troubles respiratoires et qu'elles contribuent indirectement au changement climatique et aux odeurs nuisibles à proximité des bâtiments d'élevage. Les émissions d'ammoniac constituent donc un enjeu crucial du développement durable de la production porcine, surtout considérant que la viande de porc est actuellement la plus produite sur le marché mondial et que l'augmentation de la demande mondiale prévue pour cette viande est considérable.

Afin de réduire les émissions d'ammoniac en provenance des bâtiments porcins, différentes stratégies peuvent être préconisées, dans des optiques à court, moyen et long terme. La présente étude représente une stratégie à court terme, pouvant être facilement implantée au bâtiment, tant sur le plan économique que technique. De plus, la stratégie proposée, soit l'adoption de nouveaux planchers de béton, est facilement combinable avec d'autres mesures de mitigation des émissions d'ammoniac.

L'objectif de ce chapitre est de discuter des implications de la recherche présentée dans les chapitres précédents. La discussion est divisée en quatre sections. D'une part, la conception des planchers de béton destinés aux porcheries de croissance-finition, dans une optique de réduction des émissions d'ammoniac au bâtiment, sera discutée. D'autre part, le protocole expérimental utilisé sera analysé à la lumière des résultats obtenus et

quelques suggestions de modifications seront apportées, advenant qu'une expérience similaire devait être reprise par d'autres équipes de recherche. De plus, une brève discussion sera effectuée quant aux travaux de recherche qui devraient être réalisés suite à cette étude. Pour conclure, la section finale présentera les conclusions générales de ce projet de recherche.

5.2 Conception de planchers de béton pour les porcheries de croissance-finition

Le béton est un matériel utilisé sur presque toutes les fermes en raison de son ouvrabilité, de son excellente résistance à la compression, de sa faible conductivité thermique et électrique, de son coût abordable et du fait qu'il est peu combustible et peu toxique (Jonhson, 2004; Beaudoin, 1982). Les lattes de béton présentent plusieurs avantages dont une meilleure traction pour les pattes des animaux, moins de dommages aux onglons, une durée de vie plus longue et des coûts d'investissement inférieurs à plusieurs autres matériaux (Timmerman et al., 2003). Nielsen (1998) rapporte que cinq principaux critères doivent inévitablement être considérés lors de la conception d'un plancher destiné aux porcs, soit : i) sa capacité à minimiser les blessures, ii) sa capacité à permettre une bonne hygiène, iii) sa facilité de nettoyage, iv) sa durabilité et v) son coût. Le béton est un matériel qui satisfait ces cinq critères, contrairement à d'autres matériaux comme les plastiques ou le fer de fonte qui sont moins intéressants sur le plan de l'hygiène ou des coûts. Malgré que certains travaux de recherche suggèrent l'utilisation de d'autres matériaux (entre autres le plastique et le fer de fonte) qui émettent moins d'ammoniac et/ou d'odeurs (Pelletier et al., 2005; Aarnink et al., 1997; Pedersen et Ravn, 2008), les différents éléments soulevés précédemment rendent avantageuse l'utilisation du béton comme matériel constituant les planchers lattés dans les porcheries d'engraissement.

L'hypothèse de base sur laquelle s'est appuyé le présent projet de recherche est que la réduction des surfaces souillées sur le plancher latté contribuera à réduire les émissions d'ammoniac. La réduction des surfaces souillées implique la réduction des espaces, sur le plancher latté, où les réactions produisant l'ammoniac peuvent se déclencher. Cette

prémisse se base sur différents travaux de recherche (van der Peet-Schwering et al., 1999; Cortus, 2006; Weiske et al., 2006; Aarnink et al., 1996). L'observation sommaire des résultats obtenus aux chapitres 3 et 4 tend à valider cette hypothèse. En effet, au chapitre 3, une réduction des surfaces souillées a été quantifiée et démontrée pour la version sectionnée de chacun des prototypes de lattes étudiés (S1, S2 et S3), en comparaison avec une latte trapézoïdale témoin. Cette réduction correspond, en moyenne, à 69, 80, et 41 %, respectivement. Au chapitre 4, la réduction moyenne d'émissions d'ammoniac obtenue pour S1, S2 et S3 par rapport au prototype trapézoïdal témoin se chiffre respectivement à 22, 42 et 26 %. Le fait que les résultats obtenus lors des tests d'émissions soient inférieurs à ceux obtenus lors des tests d'évaluation des surfaces souillées peut indiquer que la relation entre les surfaces souillées et les émissions d'ammoniac n'est pas parfaitement linéaire. Il est toutefois intéressant de constater que dans les deux cas, la réduction la plus importante est observée pour S2.

La méthodologie de design présentée au chapitre 3 représente une contribution intéressante pour le secteur de la production animale où les animaux sont élevés sur des planchers lattés en béton. En effet, cette méthodologie, qui regroupe des fondements de calcul appliqués au domaine de la construction et des structures de béton, représente un outil de calcul simple pouvant être utilisé ou adapté par les consultants ou équipementiers lors du design de planchers lattés. Considérant la venue de nouvelles priorités et de nouveaux concepts, comme celui du bâtiment vert entre autres mis en lumière lors des audiences de la Commission sur l'Avenir de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire du Québec (AIAQ, 2007), cet outil pourrait s'avérer fort utile si le design des planchers actuels devait être revu pour les nouvelles constructions.

La principale conclusion du chapitre 4, à savoir que la présence d'un sectionnement le long des lattes permet de diminuer significativement les émissions d'ammoniac produites au niveau des planchers lattés, présente une opportunité intéressante pour les fabricants de lattes de béton. En effet, la présence d'un sectionnement ne représente pas une modification majeure aux lattes actuelles, de sorte que de telles lattes pourraient être facilement et rapidement implantées sur le marché. Ainsi, une languette permettant le sectionnement voulu pourrait être greffée aux moules actuellement utilisés sans que

ces derniers n'aient à être refaits. Un effet du type de profilé aurait eu davantage d'implications sur ce plan puisque les moules auraient alors dû être modifiés. Le fait que, dans cette expérience, l'application d'époxy sur les faces latérales et inférieures des lattes n'aient pas eu d'effet significatif sur les émissions d'ammoniac est décevant, puisque cela aurait également constitué un moyen simple de réduire les émissions à partir du plancher latté. Toutefois, considérant que d'autres auteurs ont mesuré des réductions des émissions d'ammoniac lors de l'application d'époxy (Pelletier et al., 2005), et considérant que l'application d'époxy permet d'augmenter la durée de vie du béton dans un environnement agressif (De Belie et al., 2000), il est cru que cette solution mérite toujours d'être étudiée. Évidemment, cela concerne les faces latérales et inférieures des lattes seulement, puisqu'une application sur la face supérieure pourrait s'avérer nuisible sur le plan du bien-être animal, rendant la surface trop glissante pour le confort des animaux.

5.3 Analyse du protocole expérimental et suggestions de modifications

Si l'expérimentation devait être conduite à nouveau, certaines bonifications pourraient être apportées au protocole afin de réduire les sources de variabilités impliquées. En effet, une variabilité moins importante aurait sans doute eu un impact important sur la validation des hypothèses, en permettant de valider davantage qu'une seule des trois hypothèses.

Pour ce faire, il est d'abord suggéré d'augmenter le nombre de répétitions, soit le nombre de blocs. La présente expérimentation comportait trois blocs. D'après l'ANOVA effectuée pour une expérience factorielle, cela semblait suffisant puisqu'un total de 22 degrés de liberté à l'erreur était ainsi obtenu, ce qui est supérieur au degré de liberté minimal de 10, tel que recommandé par Colin (2006).

Colin (2006) suggère la formule présentée par l'équation 5.1 afin d'estimer, par itérations successives, le nombre de répétitions requises pour détecter une différence Δ entre deux traitements :

$$r = 2 \left(\frac{CV}{\Delta} \right)^2 (t_{v,\alpha} + t_{v,2\beta})^2 \quad (\text{Équation 5. 1})$$

Où :

- r : Nombre minimum de répétitions requis;
- Δ : Différence qu'il est souhaité détecter entre les traitements (%);
- CV : Coefficient de variation, c'est-à-dire l'écart-type exprimé en pourcentage de la moyenne (%);
- α : Probabilité d'effectuer une erreur de type I, c'est-à-dire de conclure qu'il existe des différences alors qu'il n'en existe pas ;
- $(1-\beta)$: Puissance du test, c'est-à-dire la capacité de pouvoir déceler une vraie différence significative. L'expression est mise entre parenthèses puisque c'est seulement le terme β qui apparaît dans l'équation 5.1 ;
- $t_{v,\alpha}$: Valeur de t (student) avec v degrés de liberté au niveau de probabilité α (prélevée dans les tables de Student);
- $t_{v,2\beta}$: Valeur de t (student) avec v degrés de liberté au niveau de probabilité 2β (prélevée dans les tables de Student).

Évidemment, le coefficient de variation n'est pas connu avant de débiter l'expérimentation. Dans le cas de la présente expérimentation, le coefficient de variation calculé avec l'émission moyenne de chacun des 12 prototypes, tout temps confondus, s'élève à 31 %. Avec ce coefficient de variation, si α est fixé à 0,05 et β à 0,10, il est possible d'évaluer graphiquement le nombre de répétitions à effectuer en fonction de la différence à détecter, tel que présenté à la figure 5.1. Cette information pourrait être utile si l'expérience devait être conduite à nouveau.

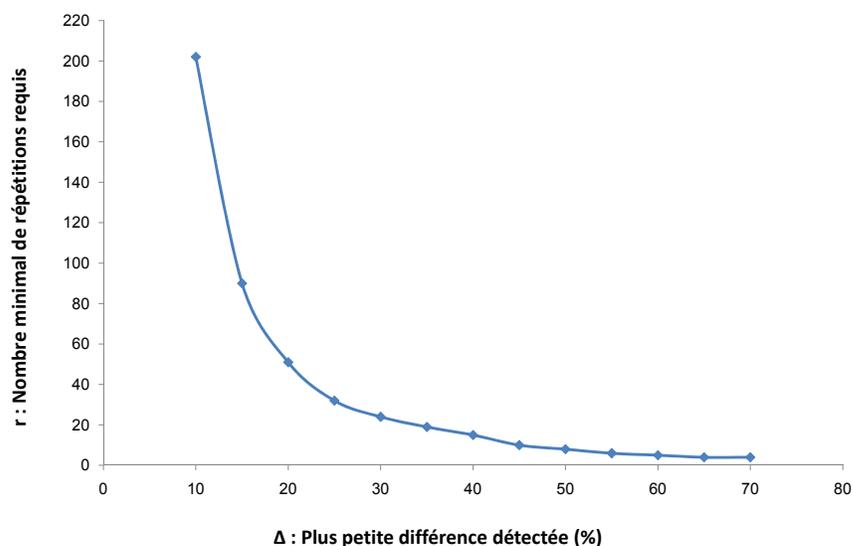


Figure 5. 1. Nombre de répétitions requis en fonction de la différence à détecter entre deux traitements, pour un CV de 31 %

Ainsi, plus le nombre de répétitions est élevé, plus la différence que l'expérience est capable de détecter est petite. Dans le cas de la présente expérience qui ne comportait que trois répétitions, d'après la figure 5.1, il peut être observé qu'environ 60 à 70 % de différence entre les traitements était nécessaire afin qu'une différence significative puisse être déclarée. Cela peut expliquer pourquoi seul l'effet du sectionnement s'est avéré significatif. En observant la figure 5.1, il peut toutefois être conclu qu'un compromis intéressant entre la différence à détecter et le nombre de répétitions à effectuer semble s'établir à 15 répétitions, ce qui exige une différence de 40 % entre deux traitements pour qu'une différence significative soit détectée. Dans ce cas, les émissions pourraient être mesurées sur une période moins longue que 96 heures. Toutefois, même si les émissions étaient mesurées sur une période de 48 heures, cela signifie que, pour 15 répétitions, 45 jours d'expérimentation sont nécessaires, ce qui est considérable. Un compromis réaliste pourrait être de mesurer les émissions sur une période de 24 heures seulement, mais en continu, ce qui ne nécessiterait que 15 jours d'expérimentation. Dans le cas de la présente expérimentation, l'expérience était semi-dynamique, en ce sens que différents points de mesures ont été prélevés, mais à des temps prédéterminés. Cette façon de faire était imposée par la technique de mesure de la concentration d'ammoniac utilisée, soit la chimie par voie humide (barbotage en solution acide). Cette technique a quant à elle été choisie en raison de son faible coût

d'une part, mais surtout parce qu'elle permet de détecter des niveaux de concentrations d'ammoniac très faibles. Afin d'utiliser une technique de mesure en continue, une solution envisageable pourrait être d'augmenter le niveau de concentration présent.

Pour ce faire, les lattes pourraient être souillées selon un protocole standardisé avant le début des expérimentations. Les lattes pourraient par exemple être aspergées de fèces selon une procédure donnée, ce qui assurerait un niveau suffisant d'uréase pour que les réactions aient lieu. Puis, le souillage avec la solution d'urée et d'uréase pourrait avoir lieu une seconde fois afin de simuler l'effet de la superposition de nouvelles flaques d'urine sur les anciennes flaques. Toutefois, cela pourrait s'avérer laborieux sur le plan pratique en considérant que 12 prototypes sont testés par bloc et ne vaut peut-être pas la peine si l'objectif est d'évaluer le potentiel d'un type de latte à diminuer les émissions d'ammoniac.

5.4 Travaux futurs

Ce projet de recherche donne lieu à différentes suites possibles afin d'approfondir et de bonifier la solution que représente la diminution des émissions d'ammoniac au niveau des planchers comme mesure de mitigation des émissions d'ammoniac au bâtiment de croissance-finition porcin.

D'une part, tel que discuté dans la section précédente, l'expérimentation pourrait être conduite à nouveau avec davantage de répétitions (ce qui implique certaines autres modifications au protocole). Cela permettrait de valider les résultats obtenus dans la présente expérimentation, et pourrait peut-être valider l'hypothèse que les émissions d'ammoniac des planchers lattés peuvent être réduites en modifiant la forme des lattes et/ou en appliquant de l'époxy sur les faces latérales et inférieures.

D'autre part, puisque ce type de projet vise à mettre au point un nouveau type de plancher pour les porcheries de croissance-finition, il est indispensable que les lattes développées fassent l'objet de tests structuraux. Le présent projet a démontré que les émissions d'ammoniac des planchers porcins de croissance-finition peuvent être réduites en appliquant un sectionnement le long de la latte. Les lattes sectionnées

devraient donc être fabriquées à nouveau en incluant les barres d'armature, puis subir des tests de résistance en compression et en flexion.

De plus, différents tests, tant pratiques que théoriques, pourraient être effectués afin de vérifier la possibilité d'utiliser des renforcements non-métalliques au lieu de l'acier d'armature usuel. Deux principales options existent à cette fin : le béton renforcé de fibres de même que l'usage d'armature de composites. Ces options représentent une avenue de recherche intéressante non seulement parce qu'elles permettent d'éviter la corrosion des barres d'armature, laquelle compromet sévèrement la durabilité des planchers, mais aussi parce qu'elles permettent une certaine souplesse au niveau du design des profilés. En effet, ces solutions permettraient de réduire l'épaisseur de recouvrement des barres d'armature à considérer dans le design des lattes.

Une autre avenue de recherche à considérer dans la réduction des émissions d'ammoniac en provenance des planchers de béton serait l'effet de la résistance en compression du béton utilisé sur les émissions d'ammoniac. En effet, Braam et Swierstra (1999) ont observé avec un seuil de signification statistique très satisfaisant ($P < 0.001$) que la résistance en compression du béton a une influence sur la profondeur de pénétration de l'eau. Ainsi, ils ont obtenu que plus la résistance en compression du béton est importante, moins la profondeur de pénétration est considérable. L'urée et l'uréase bénéficieraient donc de moins de surfaces de contact pour un béton de plus grande résistance en compression, ce qui conduirait à des émissions d'ammoniac plus faibles. Cette hypothèse pourrait être vérifiée expérimentalement via des tests de souillage et des recommandations quant à la résistance en compression optimale pour les planchers de porcheries de croissance-finition pourraient être effectuées suite à de tels tests.

Finalement, les lattes développées devraient être testées en conditions réelles impliquant des animaux. Les émissions d'ammoniac en provenance des porcheries avec les planchers de béton à faible émission pourraient être comparées à celles en provenance de porcheries témoin. Dans ce contexte, l'effet des planchers sur le bien-être et le comportement des animaux pourrait également être étudié. Des études

comportementales de même que l'analyse d'onglons des porcs pourraient être réalisées à cette fin.

5.5 Conclusions générales

Ce projet de recherche comportait un but principal, soit de diminuer les émissions d'ammoniac au niveau du plancher du bâtiment d'engraissement porcin, de même qu'un objectif spécifique, soit de développer un nouveau concept de lattes permettant de réduire les émissions d'ammoniac des planchers lattés au bâtiment porcin de croissance-finition. Pour ce faire, trois hypothèses ont été vérifiées :

H₁ : Il est possible de diminuer les émissions d'ammoniac des planchers lattés en modifiant la forme des lattes de façon à minimiser le contact entre l'urée et le béton;

H₂ : La présence d'un enduit d'époxy sur les faces latérales et inférieures des lattes contribuera à diminuer les émissions d'ammoniac de ces dernières;

H₃ : La présence d'un sectionnement (encoche) sur la section de la latte permettra de dévier l'écoulement du liquide sur le pourtour de la latte et ainsi de diminuer les émissions d'ammoniac.

De ces trois hypothèses, seule l'hypothèse 3 a pu être confirmée, les deux autres ayant été infirmées. Cela dit, cela implique que le but et l'objectif spécifique ont été atteints. Les principales conclusions de ce projet de recherche s'énoncent donc comme suit :

1. Des lattes permettant de réduire les surfaces de béton souillées par l'urine ont été mises au point. Trois différents profilés de lattes ont été définis (S1 : profilé trapézoïdal témoin, S2 : profilé en « T », S3 : profilé trapézoïdal dont la surface est bombée) et pour chacun d'eux, un sectionnement permettant une aire souillée minimale a été mis au point. Pour la détermination du sectionnement, le principal aspect à considérer lors du design est la capacité de la section où le sectionnement est pratiqué à supporter le cisaillement engendré dans cette portion. En moyenne, les aires souillées pour les variantes sectionnées des profilés mis au point ont varié entre 49 et 146 cm². Cela représente une réduction de 69, 80 et 41 %, pour S1, S2 et

S3, respectivement, comparativement à l'aire souillée pour un profilé trapézoïdal témoin non-sectionné.

2. Une méthodologie de design regroupant les fondements de calcul appliqués au domaine de la construction et des structures de béton a été mis au point afin d'effectuer le design de lattes de béton destinées aux porcheries de croissance-finition.
3. Lors des tests d'émissions, les lattes ont absorbé en moyenne 0.046 L de solution d'urée-uréase durant les simulations de souillage. Ce faible volume contribue à limiter le potentiel d'ammoniac total pouvant être émis. Afin d'augmenter les émissions d'ammoniac à mesurer, il est suggéré de souiller les lattes avec des fèces avant de procéder aux simulations de souillage, et ce, selon un protocole standardisé. Il est également suggéré de répéter les simulations de souillage à plusieurs reprises afin de simuler l'effet des nouvelles flaques d'urine remplaçant les anciennes flaques.
4. Parmi les facteurs testés, le seul qui a eu un effet significatif sur la réduction des émissions d'ammoniac est la présence d'un sectionnement pratiqué le long des lattes. Ainsi, ni le type de profilé, ni la présence d'un enduit d'époxy n'ont permis de mesurer des différences significatives quant aux émissions d'ammoniac des lattes. La présence d'un sectionnement a permis, en moyenne, des réductions des émissions d'ammoniac variant entre 22 et 42 %, par rapport à un profilé trapézoïdal témoin non-sectionné.
5. Étant donné que les réductions des émissions d'ammoniac obtenues pour les profilés sectionnés sont inférieures aux réductions obtenues pour l'aire souillée, il est suggéré que la corrélation entre ces deux paramètres n'est pas parfaitement linéaire.
6. Les émissions d'ammoniac ont, pour tous les planchers, connu une certaine augmentation suite à la diminution initiale. Cette augmentation s'est produite vers 48 h ou 72h après le souillage, selon les types de planchers.

7. Basé sur le coefficient de variation de 31 % obtenu lors des tests d'émissions, il est suggéré, si l'expérimentation devait être répétée, d'effectuer au moins 15 répétitions, ce qui permettrait de limiter la variabilité.

Bibliographie

- Aarnink, A.J.A. 1997. Ammonia emission from houses for growing pigs as affected by pen design, indoor climate and behaviour. Thèse doctorale. Wageningen, Pays-Bas : Wageningen Institute of Animal Sciences and the Department of Agricultural Engineering and Physics, Agricultural University Wageningen.
- Aarnink, A.J.A. et A. Elzing. 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock production science*. 53 : 153-169.
- Aarnink, A.J.A., A. Keen, J.H.M. Metz, L. Speelman et M.W.A. Verstegen. 1995. Ammonia emission patterns during the growing periods of pigs housed on partially slatted floors. *Journal of Agricultural Engineering Research*.
- Aarnink, A.J.A., D. Swierstra, A.J. van den Berg et L. Speelman. 1997. Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 66 (2) : 93-102.
- Aarnink, A. J. A., A.J. van den Berg, A. Keen, P. Hoeksma, et M.W.A. Verstegen 1996. Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 64: 299-310.
- Aarnink, A. J. A. et M.W.A. Verstegen 2007. Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science*. 109: 194-203.
- AIAQ. 2007. L'ingénieur agroalimentaire et l'avenir de l'agriculture québécoise : un acteur indispensable pour relever les défis de demain! Mémoire présenté à la commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois. [En ligne]. http://www.caaq.gouv.qc.ca/userfiles/File/Memoires%20nationales%20Quebec/34-O-Association_ingenieurs_agroalimentaire_Qc.pdf (Page consultée le 26 décembre 2008).
- Albutt, R. et J. Cermak. 1985. An approach to the development of improved floor surfaces for dairy cows. *Farm Buildings and Engineering*. 2(2) : 21-23.
- Arogo, J., P.W. Westerman, A.J. Heber, W.P. Robarge et J.J. Classen. 2002. Ammonia emission form animal feeding operations. White paper for the National Center for Manure and Animal Waste Management Center. Ames, Iowa : Midwest Plan Services.
- ASTM. 2001. D 5116 - 97 : Standard guide for small-scale environmental chamber determinations of organic emissions from indoor materials/products. Dans : *Annual book of ASTM standards*. 11(3) : 431-444. West Conshohocken, Pennsylvanie : American Society for Testing and Materials.
- ATSDR. 2004. Public health statement for ammonia – CAS #:7664-41-7. [En ligne]. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/phs126.html> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- BAPE. 2003. L'état de la situation de la production porcine au Québec. Rapport 179. Volume 1. Québec, Québec : Consultation publique sur le développement durable de la production porcine au Québec. Bureau d'audiences publiques en environnement.

- Basset-Mens, C. et H.M.G. van der Werf. 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems : the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 105 : 127-144.
- Bauer, D.B. 2000. Calcul aux états limites et calcul aux contraintes admissibles. CTN605 Analyse et conception des structures, département de génie de la construction. École des technologies supérieures : Montréal, Canada. [En ligne]. http://www.ctn.etsmtl.ca/dbauer/ctn605/ctn-605/Elu_ca.pdf (Page consultée le 17 octobre 2008).
- Beaudoin, J.J. 1982. Béton renforcé de fibres. CBD-223-F. Digest de la construction au Canada. Ottawa, Ontario : CNRC-NRC.
- Beauregard-Tellier, F., S. Banks et L. Myers. 2006. Projet de loi C-30 : Loi Canadienne sur la qualité de l'air. Résumé législatif LS-538F. Ottawa, Ontario : Bibliothèque du parlement.
- Braam, C.R., M.C.J. Smits, H. Gunnink et D. Swierstra. 1997. Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 68 : 375-386.
- Braam, C.R. et D. Swierstra. 1999. Volatilization of ammonia from dairy housing floors with different surface characteristics. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 72 (1) : 59-69.
- Braam, C.R. et B.J.M. Knippels. 2002. Precast concrete floor elements with topping. Design principles and detailing. Dans : *Proceedings of the IVth International Symposium Concrete for a Sustainable Agriculture Agro, Aqua and Community Applications*, 93-98. Ghent, Belgique. 21-24 Avril.
- CAAAQ. 2008. Agriculture et agroalimentaire : assurer et bâtir l'avenir. Études complémentaires. Québec, QC : Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois.
- Canh, T.T., M.W.A. Verstegen, A.J.A. Aarnink et J.W. Schrama. 1997. Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and composition of urine and feces of fattening pigs. *Journal of Animal Science*. 75 : 700-706.
- Canh, T.T., A.J.A. Aarnink, J.B. Schulte, A. Sutton, D.J. Langhout et M.W.A. Verstegen. 1998. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science*. 56 : 181-191.
- Charavarymath, C., K.S. Janardhan, H.G. Townsend, P. Wilson et B. Singh. 2005. Multiple exposures to swine barn air induce lung inflammation and airway hyper-responsiveness. *Respiratory Research*. 6(1): 1-13.
- Chastain, J. P. 2004. Chapter 9 : Air Quality and Odor control from swine production facilities. In : *South Carolina Confined Animal Manure Managers Certification Program – Swine*. Clemson, Caroline du Sud : Clemson University Extension. [En ligne]. http://www.clemson.edu/camm/Camm_s/Ch9/sch9_03.pdf (Page consultée le 16 octobre 2008).
- CNRC. 1995. Code national de construction des bâtiments agricoles-Canada 1995. Ottawa, Ontario : Conseil national de recherches du Canada.
- CNRC / NRC. 2005. Code national du bâtiment – Canada 2005. Ottawa, Ontario : Conseil national de recherches du Canada.
- Colin, J. 2006. Dispositifs Expérimentaux. BVG-60678, Notes de Cours. Québec, QC : Département de biologie végétale, Université Laval.

- Copeland, C. 2006. Air quality issues and animal agriculture: A primer. Rapport RL-32948. CRS Report for Congress. [En ligne]. <http://ncseonline.org/NLE/CRSreports/06Mar/RL32948.pdf> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- Cortus, E. L., S.P. Lemay, E.M. Barber, G. Hill et S. Godbout. 2006. Modeling ammonia emissions from urine puddles. ASABE Paper No. 064107. St-Joseph, Michigan : ASABE.
- Cortus, E.L. 2006. A dynamic model of ammonia production within grow-finish swine barns. Thèse doctorale. Saskatoon, Saskatchewan : Department of Agricultural and Bioresources engineering, University of Saskatchewan.
- CPCA. 1995. *Concrete design handbook*. Ottawa, Ontario : Canadian Portland cement association.
- CSA. 2004. A23.2-3C. Making and curing concrete compression and flexure test specimens. Toronto, Ontario : CSA International.
- CSA. 2000. A23.1-00/A23.2-00 Concrete Materials and Methods of Concrete Construction/Methods of Test for Concrete. Toronto, Ontario : CSA International.
- CSA. 1994. A23.3-94. Design of concrete structures. Toronto, Ontario : CSA International.
- Darby, D.E. 1994. Specifying concrete for agricultural applications. Plan M-9012. [En ligne]. <http://www.cps.gov.on.ca/english/plans/E9000/9012/M-9012L.pdf> (Page consultée le 17 octobre 2008).
- De Belie, N. 1997. On-farm trial to determine the durability of different concrete slats for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Resources*. 68 : 311-316.
- De Belie, N., R. Verschoore et D. van Nieuwenburg. 1998. Resistance of concrete with limestone sand or polymer additions to feed acids. *Transactions of the ASAE*. 41(1) : 227-233.
- De Belie, N., J.J. Lenehan, C.R. Braam, B. Svennerstedt, M. Richardson et B. Sonck. 2000. Durability of building materials and components in the agricultural environment, part III : concrete structures. *Journal of Agricultural Engineering Resources*. 76 : 3-16.
- De Foy, C., R. Hogue, F. Pelletier, A. Marquis, S. Godbout et R. Gagné. 2002. Selection criteria of materials to improve the health status and reduce odours in swine buildings. ASAE meeting paper no. 024177. St-Joseph, Michigan : ASABE.
- DEFRA. 2003. Code of recommendation for the welfare of livestock. Pigs. London, Royaume-Uni: Department for Environment, Food and Rural Affairs. [En ligne]. <http://www.defra.gov.uk/animalh/welfare/farmed/pigs/pigcode.pdf> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- Demir, F. 2008. Prediction of elastic modulus of normal and high strength concrete by artificial neural networks. *Construction and Building Materials*. 22 : 1428-1435.
- Demmers, T.G.M., R.M. Kay et N. Teer. 2003. Opportunities to reduce ammonia emissions from pig housing in the UK. Dans: *Proceedings of the International Symposium on Gaseous and Odour Emission from Animal Production Facilities*, 249-256. Horsens, Danemark. 1-4 Juin.

- Donham, K.J. 1989. Relationship of air quality and productivity in intense swine housing. *Agricultural Practice*. 10 (6) : 15-18, 23-26. Dans : Moore, P.A., Jr., B.C. Joern, D.R. Edwards, C. Wes Wood et T.C. Daniel. 2006. Effects of manure amendments on environmental and production problems. Animal agriculture and the environment: National center for manure and animal waste management white papers. St-Joseph, Michigan : ASABE.
- Douglas Kreis, R. 1978. Limiting the environmental impact of animal production odors. *Environmental International*. 1 : 247-275.
- Dourmand, J.Y. et C. Jondreville. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science* 112 : 192-198.
- Elzing, A. et A.J.A. Aarnink. 1996. Invloed van de zuurtegraad van varkensurine op de ammoniakemissie. [Influence de l'acidité de l'urine des porcs sur les émissions d'ammoniac]. Report 96-02. Wageningen, Pays-Bas : IMAG-DLO. Dans : Aarnink, A.J.A. et A. Elzing. 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock production science*. 53 : 153-169.
- Elzing, A. et G.J. Monteny. 1997. Ammonia emission in a scale model of dairy-cow house. *Transactions of ASAE*. 40(3) : 713-720.
- Environment Canada. 2008. 2006 Air pollutant emissions for Canada. Version 2, April 8th. [En ligne]. http://www.ec.gc.ca/pdb/cac/Emissions1990-2015/emissions_e.cfm (Page consultée le 15 août 2008).
- EPA. 2001. Emissions from animal feeding operations. Draft report. EPA contract no. 68-D6-0011. Research Triangle Park, Caroline du Nord: United States Environmental Protection Agency.
- EPA. 2005. National Emission Inventory - Ammonia Emissions from Animal Agricultural Operations. Revised draft report. 2005. Research Triangle Park, Caroline du Nord: United States Environmental Protection Agency.
- FAO. 2006. World agriculture : towards 2030/2050. Interim report. Prospects for food, nutrition, agriculture and major commodity groups. Rome, Italie: FAO.
- FPPQ. 2008. Portrait de la production. Les différents types de production. [En ligne]. http://www.leporcduquebec.qc.ca/fppq/prod-2_2.html (Page consultée le 8 octobre 2008).
- Galloway, J.N., F.J. Dentener, D.G. Capone, E.W. Boyer, R.W. Howarth, S.P. Seitzinger, G.P. Asner, C.C. Cleveland, P.A. Green, E.A. Holland, D.M. Karl, A.F. Michaels, J.H. Porter, A.R. Townsend et C.J. Vörösmarty. 2004. Nitrogen cycles : past, present, and future. *Biogeochemistry*. 70 : 153-226.
- Gartner, E.M. et J.M. Gaidis. 1989. Hydration mechanisms I. Dans: *Materials science of concrete I*, ed. J.P. Skalny, 95-126. Cincinnati, Ohio : The American Ceramic Society.
- Gay, S.W. et K.F. Knowlton. 2005. Ammonia emission and animal agriculture. Virginia Cooperative Extension. Publication no. 442-110. Blacksburg, Virginie : Virginia polytechnic institute and state university.
- Gilbert, D., S. Pigeon et M. Morisset. 1998. *Le recensement agroenvironnemental des entreprises porcines du Québec*. Québec, QC : GREPA.

- Godbout, S., M. Belzile, I. Lachance, S.P. Lemay, M.J. Turgeon, V. Dufour, F. Pouliot et A. Marquis. 2006. Évaluation technico-économique d'un système de séparation liquide/solide des déjections à la source dans un bâtiment porcin et les impacts sur l'environnement – Volet II. Rapport final. Projet no. 603045. Québec, Québec : Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc..
- Groenestein, C.M. 1994. Ammonia emission from pigs houses after frequent removal of slurry with scrappers. Dans : *Proceedings of XII World Congress on Agricultural Engineering*, 543-550. Milan, Italie. Août 29 – Septembre 1.
- Groenestein, C.M., L.A. den Hartog et J.H.M. Metz. 2006. Potential ammonia emissions from straw bedding, slurry pit and concrete floors in a group-housing system for sows. *Biosystems Engineering*. 95 (2) : 235-243.
- Groenestein, C.M., G.J. Monteny, A.J.A. Aarnink et J.H.M. Metz. 2007. Effect of urinations on the ammonia emission from group-housing systems for sows with straw bedding : model assessment. *Biosystems Engineering*. 97 : 89-98.
- Guimont, H., V. Dufour, F. Pelletier, A. Coulibaly, C. Giguère, S. Godbout, S.P. Lemay, D.I. Massé, F. Pouliot et N. Fortin. 2007. Évaluation technique et économique d'un système d'isolement des fèces avec grattes en « V » dans un engraissement commercial. Rapport final. Québec, QC : Centre de développement du porc du Québec inc., Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, La Coop fédérée et Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- Guingand, N. 2007. Sources d'émission d'ammoniac et d'odeurs en élevage porcin (du bâtiment à l'épandage). Dans : *Journée sur la gestion des gaz et des odeurs en production porcine*. Drummondville, Québec. 7 mars.
- Gustin, P., B. Urbain, M. Ansay et B. Nicks. 1991. Impact de la pollution atmosphérique sur le système respiratoire I. L'ammoniac. *Annales de Médecine vétérinaire*. 135 : 417-422. Dans : Portejoie, S., J. Martinez, G. Landmann. 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*. 15 (3) : 151-160.
- Hamel, D., F. Pouliot, R. Leblanc, S. Godbout, R.D. von Bernuth et J.Hill. 2004. Évaluation technico-économique d'un système de séparation liquide-solide des déjections à la source dans un bâtiment porcin et les impacts sur l'environnement. Rapport final sur les essais conduits au Michigan State University dans le cadre du volet I du projet « Séparation à la source ». Québec, Québec : Centre de développement du porc du Québec inc..
- Hamelin, L. 2007. Durabilité des planchers de porcheries : revue critique. Rapport final. Dans le cadre du cours *GCI-60635 Durabilité du béton*. Session hiver 2007. Remis au chargé de cours Fabien Perez. Québec, QC : Département de génie civil, Université Laval.
- Hamelin, L., S. Godbout, R. Thériault, S.P. Lemay et F. Pelletier. 2007. Development of concrete slats allowing the reduction of NH₃ emissions for growing-finishing swine barns. Paper 074166. Dans : *ASABE annual international meeting*. Minneapolis, Minnesota. 17-20 juin.
- Hamilton, T.C.D., J.M. Roe et A.J.F. Webster. 1996. The synergistic role of gaseous ammonia in the aetiology of P. multocida-induced atrophic rhinitis in swine. *American Journal of Clinical Microbiology*. 34(9) : 2185-2190.

- Hayes, E.T., A.B.G. Leek, T.P. Curran, V.A. Dodd, O.T. Carton, V.E. Beattie et J.V. O'Doherty. 2004. The influence of diet crude protein level on odour and ammonia emissions from finishing pig houses. *Bioresource Technology*. 91 : 309–315.
- Heederik, D., T. Sigsgaard, P.S. Thorne, J.N. Kline, R. Avery, J.H. Bønløkke, E.A. Chrischilles, J.A. Dosman, C. Duchaine, S.R. Kirkhorn, K. Kulhankova et J.A. Merchant. 2007. Health effects of airborne exposures from concentrated animal feeding operations. *Environmental Health Perspectives*. 115 (2) : 298-302.
- Hendriks, J. et B. Sonck. 2002. Introduction of low ammonia emission livestock houses for pigs and dairy cattle in Flanders. Dans : *Proceedings of the IVth International Symposium Concrete for a Sustainable Agriculture Agro, Aqua and Community Applications*, 301-308. Ghent, Belgique. 21-24 Avril.
- Hoeksma, P., N. Verdoes, J. Oosthoek et J.A.M. Voermans. 1992. Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculation liquid. *Livestock Production Science*. 31: 121-132.
- IPCC. 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Hayama, Japan : Eggleston H.S., Buendia L., Mowa K., Ngara and Tanabe K. (eds).
- IPCC. 2007. Chapter 2. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Dans : *Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK et New York, USA : Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller (eds.).
- Iversen, M., R. Dahl, J. Korsgaard, T. Hallas et E.J. Jensen. 1988. Respiratory symptoms in Danish farmers : an epidemiological study of risks factors. *Thorax*. 43 : 872-877.
- Dans : Portejoie, S., J. Martinez, G. Landmann. 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*. 15 (3) : 151-160.
- Janzen, H.H., R.L. Desjardins, J.M.R. Asselin et B. Grace. 1998. La santé de l'air que nous respirons. Vers une agriculture durable au Canada. Direction générale de la recherche Agriculture et Agroalimentaire Canada. Ministère des travaux publics et des services gouvernementaux du Canada.
- Jonhson, J. 2004. Béton de qualité à la ferme. Agdex 715. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales de l'Ontario. [En ligne]. <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/06-024.htm> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- Kaspers, B., J. Koger et T. van Kempen. 2002. Evaluation of a conveyor belt waste collection system for swine: fecal drying efficiency and ammonia emission reductions. Annual Swine Report. Raleigh, Caroline du Nord : North Carolina State University, Department of Animal Sciences, Extension Swine Husbandry. [En ligne]. <http://mark.asci.ncsu.edu/SwineReports/2002/kaspers.htm> (Page consultée le 16 octobre 2008).

- Kay, R.M. et P.A. Lee. 1997. Ammonia emission from pig buildings and characteristics of slurry produced by pigs offered low crude protein diets. Dans : *Proceedings of the International Symposium on Ammonia and Odour control from animal Production Facilities*, 253-259. Vinkeloord, Pays-Bas, Octobre 6-10. Dans : Arogo, J., P.W. Westerman, A.J. Heber, W.P. Robarge et J.J. Classen. 2001. Ammonia Emissions from Animal Feeding Operations. Raleigh, Caroline du Nord : National Center for Manure and Animal Waste Management and Midwest Plan Services.
- Koger, J.B., G.A. Wossink, B.A. Kaspers et T.A. van Kempen. 2002. Belt manure removal and gasification system to convert manure to fuel : the "Re-Cycle" system. Dans : *46th Annual North Carolina Pork Conference*. [En ligne]. <http://mark.asci.ncsu.edu/NCPorkConf/2002/koger.htm> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- Kosmatka, S.H., B. Kerkhoff, W.C. Panarese, F. N. MacLeod et R.J. MacGrath. 2004. *Dosage et contrôle des mélanges de béton, EB101*, 7^{ième} édition. Ottawa, Ontario : Association Canadienne du ciment.
- Kroodsma, W., J.W.H. Huis in't Veld et R. Scholtens. 1993. Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing. *Livestock Production Science*. 35 : 293-302.
- Kurvits, T. et T. Marta. 1998. Agricultural NH₃ and NO_x in Canada. Dans : *Proceedings of Nitrogen, the confer-N-s*. Noordwijerhout, Pays-Bas. 23-27 mars.
- Lachance, I. 2005. Effet de la séparation des déjections porcines sous les planchers lattés sur les émissions gazeuses et d'odeurs. Mémoire M.Sc.. Québec, QC : Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval.
- Le, P.D., A.J.A. Aarnink, A.W. Jongbloed, C.M.C. van der Peet Schwering, N.W.M. Ogink, et M.W.A. Verstegen. 2007. Effects of crystalline amino acid supplementation to the diet on odor from pig manure. *Journal of Animal Science*. 85: 791-801.
- Lindvall, T., O. Noren et L. Thyselius. 1974. Odour reduction for liquid manure systems. *Transactions of the ASAE*. 17 : 508-512.
- Lim, T-T., A.J. Heber, J-Q. Ni, D.C. Kendall et B.R. Richert. 2002. Effects of manure removal strategies on odor and gas emission from swine finishing. ASAE Paper No. 024123. ASAE, St-Joseph, Michigan: ASABE.
- Littell, R.C, G.A. Milliken, W.W. Stroup et D.R. Wolfinger. 1996. SAS[®] System for Mixed Models. Cary, Caroline du Nord : SAS Institute inc.
- Lyngbye, M., M.J. Hansen, A.L. Riis, T.L. Jensen et G. Sørensen. 2006. 1000 Olfactometry analyses and 100 TD-GC/MS analyses to evaluate methods for reducing odour from finishing units in Denmark. In : *Proceedings of the Workshop on Agricultural Air Quality*. Washington, D.C. 5-8 Juin.
- Marquis, A. 1998. Les contaminants de l'air : sources et contrôle. Dans : *Les bâtiments porcins : la qualité sans compromis. Colloque en génie rural*. Drummondville, Québec, 11 mars : Conseil des productions animales du Québec inc..
- Misselbrook, T.H., B.F. Pain et D.M. Headon. 1998. Estimates of ammonia emission from dairy cow collecting yards. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 71 : 127-135.

- Moal, J.F. 1995. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage : quantification et étude des facteurs d'influence. Thèse d'agrochimie. Perpignan, France : Département d'équipements pour l'eau et l'environnement, Université de Perpignan. Dans : Portejoie, S., J. Martinez, G. Landmann. 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*. 15 (3) : 151-160.
- Mobley, H.L.T. et R.P. Hausinger. 1989. Microbial ureases : Significance, regulation and molecular characterization. *Microbiological Reviews*. 53(1) : 85-108.
- Mol, G. et N.W.M. Ogink. 2003. The effects of three pig housing systems on odor emission. *Proceedings of the conference on air pollution from agricultural operations III*, 1-8. Research Triangle Park, Caroline du Nord. 12-15 Octobre.
- Moore Jr., P.A., B.C. Joern, D.R. Edwards, C. Wes Wood et T.C. Daniel. 2006. Effects of manure amendments on environmental and production problems. Animal agriculture and the environment : National center for manure and animal waste management white papers. St-Joseph, Michigan : ASABE.
- Myczko, R., J.L. Jugowar et A. Myczko. 2007. The reduction in ammonia emission by cooling the surface of liquid manure in slurry channels. Dans : *Ammonia emissions in agriculture*, 153-154. Wageningen, Pays-Bas. 19-21 mars. Gert-Jan Monteny et Eberhard Hartung (eds).
- Ni, J.-Q. 1999. Mechanistic models of ammonia release from liquid manure: A review. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 72 : 1-17.
- Ni, J.-Q., J. Hendriks, C. Vinckier et J. Coenegrachts. 2000. Development and validation of a dynamic mathematical model of ammonia release in pig house. *Environment International*. 26 : 105-115.
- Ni, J.-Q. et A.J. Heber. 2001. Sampling and measurement of ammonia concentration at animal facilities – a review. ASAE Paper no. 01-4090. St-Joseph, Michigan : ASABE.
- Nielsen, N-P. 1998. Housing. What's in a floor? Decisions in design. *Pig Progress*. 14(10) : 11-13.
- NRC. 2003. *Air emissions from animal feeding operations : current knowledge, future needs*. Ad Hoc committee on air emissions from animal feeding operations, committee on animal nutrition, national research council of the national academies. Washington, D.C. : National Academy of Sciences.
- OECD-FAO. 2006. OECD-FAO agricultural outlook 2006-2015. Paris, France : OECD et FAO.
- Ogink, N.W.M. et W. Kroodsma. 1996. Reduction of ammonia emission from a cow cubicle house by flushing with water or formalin solution. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 63: 197-204.
- Osada, T., H.B. Rom et P. Dahl. 1998. Continuous measurements of nitrous oxide and methane emission in pig units by infrared photoacoustic detection. *Transactions of the ASAE*. 41(4) : 1109-1114.
- OSHA. 1988. Ammonia in workplace atmospheres. [En ligne]. <http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/partial/id164/id164.html/> (Page consultée le 16 octobre 2008).

- Otto, E.R., M. Yokoyama, S. Hengemuehle, R. D. von Bermuth, T. van Kempen, et N. L. Trottier. 2003. Ammonia, volatile fatty acids, phenolics, and odor offensiveness in manure from growing pigs fed diets reduced in protein concentration. *Journal of Animal Science*. 81: 1754–1763.
- Pain, B. 1998. Gaseous pollutants from organic waste use in agriculture. Dans : *Ramiran 1998. FAO : Proceedings of the 8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture*, 233-246. Rennes, France. 26-29 mai. Martinez J. et Maudet M-N. (eds.).
- PCA. 2008. New Canadian standard : A3000-03. Portland Cement Association. [En ligne]. <http://www.cement.org/tech/pdfs/CSA3000E.pdf> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- Pedersen, S. et P. Ravn. 2008. Characteristics of slatted floors in pig pens; friction, shock absorption, ammonia emission and heat conduction. *Agricultural Engineering International : The CIGR Ejournal*. Volume X. Manuscript BC 08 005.
- Pelletier, F., A. Marquis, S. Godbout, R. Joncas, J.-P. Larouche, D. Massé et P. Bégue. 2005. Gas and Odor Emissions from Swine Building Materials. *Transactions of the ASAE*. 48(2): 721-728.
- Perälä, P., P. Kapuinen, M. Esala, S. Tyynelä et K. Regina. 2006. Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 117: 71-78.
- Philippe, F.-X., M.Laitat, B.Canart, M.Vandenheede et B.Nicks. 2007. Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. *Livestock Science*, 111(1-2): 144-152.
- Phillips, V.R., D.S. Lee, R. Scholtens, J.A. Garland et R.W. Sneath. 2001. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, Part 2 : monitoring flux rates, concentrations and airflow rates. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 78(1) : 1-14.
- Pickrell, J. 1991. Hazards in Confinement Housing - Gases and dust for Confined Swine, Poultry, Horses and Humans. *Veterinary and Human Toxicology*. 33 (1) : 32-39. Dans : Moore, P.A., Jr., B.C. Joern, D.R. Edwards, C. Wes Wood et T.C. Daniel. 2006. Effects of manure amendments on environmental and production problems. *Animal agriculture and the environment : National center for manure and animal waste management white papers*. St-Joseph, Michigan : ASABE.
- Pigeon, S. et D. Gilbert. 2003. Suivi des plans des interventions agroenvironnementales des fermes porcines du Québec. Rapport Final. [En ligne]. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/FULI45.pdf> (Page consultée le 17 octobre 2008).
- Pond, W.G. et K.A. Houpt. 1978. *The Biology of the Pig*. Ithaca, NY : Cornell University Press. Dans : Cortus, E.L., S.P. Lemay, E.M. Barber, G. Hill et S. Godbout. Modeling ammonia emissions from urine puddles. ASABE Paper No. 064107. St-Joseph, Mich. : ASABE.
- Portejoie, S., J. Martinez et G. Landmann. 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*. 15 (3) : 151-160.

- Pouliot, F. 2002. Choix d'un système de distribution d'aliment et d'eau en engraissement : les paramètres importants à considérer. [En ligne]. <http://www.agrireseau.qc.ca/porc/Documents/Texte%20conf%C3%A9rence%20Congr%C3%A8s%20du%20Porc%20Francis%20finale.pdf> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- Pouliot, F. et S.P. Lemay. 2004. Le contrôle des odeurs au bâtiment. Dans : *Cahier des conférences de la journée d'information provinciale sur les odeurs et la production porcine : les solutions accessibles*. Drummondville, Québec. 27 janvier.
- Predicala, B.Z., E.L. Cortus, S.P. Lemay et C. Laguë. 2007. Effectiveness of a manure scraper system for reducing concentration of hydrogen sulphide and ammonia in a swine grower-finisher room. *Transactions of the ASABE*. 50(3): 999-1006.
- Rappert, S. et R. Müller. 2005. Odor compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries. *Waste Management*. 25 : 887-907.
- Santé Canada. 2004. Guide Canadien d'évaluation des incidences sur la santé. Volume 4 : Impacts sur la santé par secteur industriel. Rapport du Comité fédéral-provincial-territorial de l'hygiène du milieu et du travail : Ottawa, Canada.
- Schiffman, S.S., J.L. Bennett et J.H. Raymer. 2001a. Quantification of odors and odorants from swine operations in North Carolina. *Agricultural and Forest Meteorology*. 108(3) : 213-240.
- Schiffman, S.S., B. W Auvermann et R. W. Bottcher. 2001b. Health effects of aerial emissions from animal production waste management systems. Dans : *Proceedings of international symposium : Addressing animal production and environmental issues*. Raleigh, Caroline du Nord. 3-5 octobre.
- Sommer, S., G.Q. Zhang, A. Bannink, D. Chadwick, T. Misselbrook, R. Harrison, N.J. Hutchings, H. Menzi, G.J. Monteny, J.Q. Ni, O. Oenema et J. Webb. 2006. Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy*. 89 : 261-335.
- SPC. 1982. Porcherie et équipement. Plan M-3000. [En ligne] <http://www.cps.gov.on.ca/french/Plans/F3000/3000/M-3000L.pdf> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- SPC. 1984. Grower-finisher unit. Plan M-3428. [En ligne] <http://www.cps.gov.on.ca/english/plans/E3000/3428/M-3428L.pdf> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- SPC. 1986. Plancher préfabriqué en lattes de béton pour les porcs. Plan M-3701. [En ligne] <http://www.cps.gov.on.ca/french/Plans/F3000/3701/M-3701L.pdf> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales et C. de Haan. 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. Rome, Italie : FAO. [En ligne]. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/A0701E/A0701E00.pdf> (Page consultée le 17 octobre 2008).
- Sutton, A.L., K.B. Kephart, M.W.A. Verstegen, T.T. Canh et P.J. Hobbs. 1999. Potential for reduction of odorous compounds in swine manure through diet modification. *Journal of Animal Science*. 77 : 430-439.
- Svennerstedt, B. 1999. Drainage properties and ammonia emissions in slatted floor systems for animal buildings. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 72 (1) : 19-25.

- Swierstra, D., M.C. J. Smits et W. Kroosdama. 1995. Ammonia emission from cubicle houses for cattle with slatted and solid floors. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 62 : 127-132.
- Swierstra, D., C. R. Braam et M. C. Smits. 2001. Grooved floor system for cattle housing : ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in agriculture*. 17 (1) : 85-90.
- Tamminga, S. 1992. Gaseous pollutants produced by farm animal enterprises. Dans : *Farm Animals and the Environment*, eds. C. Philips et D. Piggins, 345-357. Wallingford, Royaume-Uni : CAB International.
- Thomassen, M.A., et I.J.M. de Boer. 2007. Integral assessment of acidification of the animal sector as part of the total agricultural sector in the Netherlands. Dans : *Ammonia emissions in agriculture*, 254-256. Wageningen, Pays-Bas. 19-21 mars. Gert-Jan Monteny et Eberhard Hartung (eds).
- Thorman, R. E., D. R. Chadwick, R. Harrison, L.O Boyles et R. Matthews. 2007. The effect on N₂O emissions of storage conditions and rapid incorporation of pig and cattle farmyard manure into tillage land. *Biosystems Engineering*. 97: 501-511.
- Timmerman, M., A.I.J. Hoofs et A.V. van Wagenberg. 2003. Ammonia emission from four systems for group-housed sows. Dans : *Proceedings of the Second International Symposium of Swine Housing*. Raleigh, Caroline du Nord : 12-15 octobre.
- Toombs, M. 2003. Lutte contre les odeurs sur les fermes d'élevage de bétail et de volaille. Agdex 700, commande no. 03-112. Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et des affaires rurales de l'Ontario, division de l'agriculture et des affaires rurales.
- USDA. 1999. Agricultural waste management field handbook. National engineering handbook part 651. Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. [En ligne] <http://www.wsi.nrcs.usda.gov/products/W2Q/AWM/handbk.html> (Page consultée le 17 octobre 2008).
- UN. 2002. Present state of emission data. Economic and Social Council. Document EB.AIR/GE.1/2002/8. Executive Body for the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Genève : Suisse. [En ligne] <http://www.unece.org/env/documents/2002/eb/ge1/eb.air.ge.1.2002.8.e.pdf> Consulté le 13 juin 2006.
- van der Peet-Schwering, C.M.C., A.J.A. Aarnink, H.B. Rom et J.Y. Dourmand. 1999. Ammonia emissions from pig houses in The Netherlands, Denmark and France. *Livestock Production Science*. 58 : 256-269.
- van Kempen, T., B. Kaspers, P. Burnette, M. van Kempen et J.B. Koger. 2003. Swine housing with a belt for separating urine and faeces; key to flexibility? Dans : *Proceedings of the 2nd International Swine Housing Conference*, 159-165. Durham, Caroline du Nord. 12-15 octobre.
- Walsh, P. et M. Bouchard. 2002. Critères de qualité de l'air. Fiches synthèses. Gouvernement du Québec. Ministère de l'Environnement. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Service des avis et des expertises. [En ligne] <http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/criteres/fiches.pdf> (Page consultée le 16 octobre 2008).
- Webb, J., H. Menzi, B.F. Pain, T.M. Misselbrook, U. Dämmgen, H. Hendriks et H. Döhler. 2005. Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution*. 135 : 399-406.

- Weiske, A., A. Vabitsch, J. E. Olesen, K. Schelde, J. Michel, R. Friedrich et M. Kaltschmitt. 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 112: 221-232.
- Whitmore, A.P. 2000. Impact of livestock on soil. Sustainable animal production. [En ligne] <http://www.agriculture.de/acms1/conf6/ws4lives.htm> (Page consultée le 7 novembre 2008).
- Wight, G.D. 1994. Fundamentals of air sampling. Boca Raton, Floride : CRC Press LLC.
- Zhang, Y. 1994. Swine building ventilation: A guide for confinement swine housing in cold climates. Saskatoon, Saskatchewan : Prairie Swine Centre Inc.
- Zivica, V. et A. Bajza. 2002. Acidic attack of cement-based materials-a review Part 2. Factors of rate of acidic attack and protective measures. *Construction and building materials*. 16 : 215-222.