

Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage

Luc Delaby, Jean-Yves Dourmad, Philippe Faverdin, Jean-Louis J.-L. Fiorelli, Philippe Lescoat, Jean-Louis J.-L. Peyraud, Patrick P. Veysset

▶ **To cite this version:**

Luc Delaby, Jean-Yves Dourmad, Philippe Faverdin, Jean-Louis J.-L. Fiorelli, Philippe Lescoat, et al.. Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage. Publié dans le Chapitre 5 (Résumé et synthèse de l'étude sont disponibles sur le site de l'institut) Ce rapport est disponible dans : Expertises Scientifiques Collectives. 2012. hal-02810808

HAL Id: hal-02810808
https://hal.inrae.fr/hal-02810808

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

Partie II

Description et quantification des flux d'azote associés aux systèmes de production animale

Chapitre 5 : Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage

Chapitre 6 : Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage au système de culture

Chapitre 7 : Bilan des flux d'azote au niveau des systèmes de production animale

Chapitre 5. Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage

Auteurs

Luc Delaby
Jean-Yves Dourmad
Philippe Faverdin
Jean-Louis Fiorelli,
Philippe Lescoat
Jean-Louis Peyraud
Patrick Veysset
Avec la contribution des auteurs des chapitres 6 et 7

Résumé

L'efficience est le rapport entre les quantités d'azote générées et valorisables et les quantités d'azote mobilisées pour la production agricole. Ce ratio traduit l'efficacité technique et est un déterminant de la rentabilité économique. Il peut être calculé à différents niveaux du système de production : l'animal, l'atelier de production, l'atelier de gestion des effluents, la sole cultivée ou l'exploitation agricole. L'efficience calculée au niveau de l'animal est faible : moins de la moitié de l'azote ingéré se retrouve dans le lait, les œufs ou la viande sous forme de protéines, la majeure partie de l'azote étant donc rejetée dans l'environnement. Des gains significatifs ont néanmoins été accomplis par le passé *via* l'amélioration génétique et l'ajustement de l'alimentation des troupeaux. Il reste encore des possibilités de progrès, notamment en recourant à des techniques d'alimentation de précision, mais les gains seront modestes dans la mesure où les rations sont déjà aujourd'hui à des niveaux planchers en protéines.

Mots clés

Porc, volaille, bovin laitier, bovin allaitant, ruminant, efficience, alimentation, génétique

Chapitre 5. Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage

5.1. Description et quantification des flux d'azote en élevage porcin 190

5.1.1. Bilan d'azote des porcs 190

5.1.2. Influence de l'alimentation sur l'excrétion d'azote des porcs 193

5.1.3. Devenir de l'azote excrété par les porcs 194

5.1.4. Estimation des bilans d'azote des élevages de porcs 199

5.2. Les flux d'azote en élevage avicole 201

5.2.1. Les flux d'azote au sein d'ateliers avicoles 201

5.2.1. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote 202

5.3. Les flux d'azote en élevage bovin 208

5.3.1. Bilan azoté chez les ruminants 208

5.3.2. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote 209

5.3.3. Réduire les rejets à productivité égale des animaux. 211

5.3.4. Facteurs de variation des émissions d'ammoniac par les bovins en stabulation 213

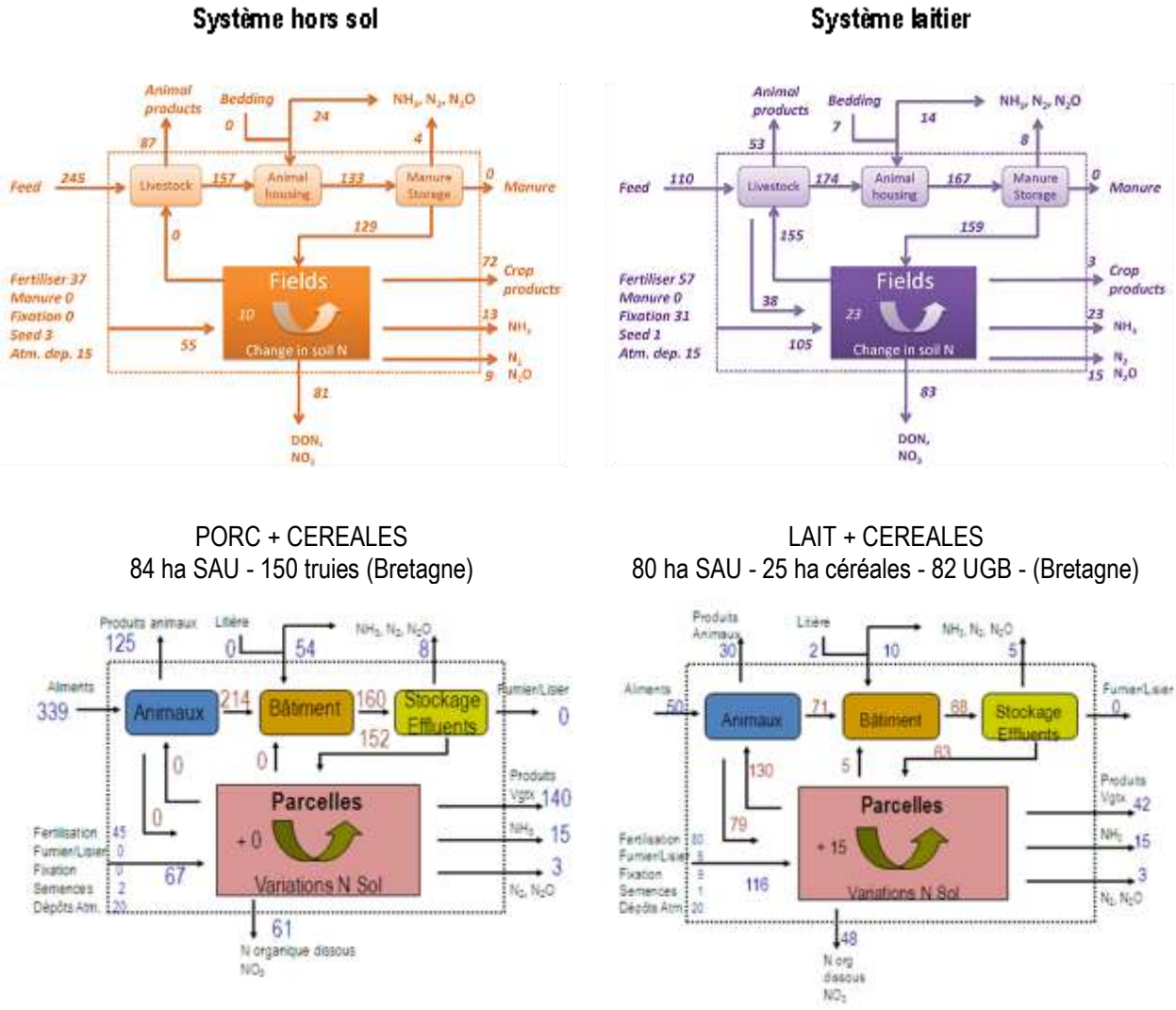
5.3.5. Spécificité de l'azote excrété par les bovins au pâturage. 215

Références bibliographiques du chapitre 5. 216

Le chapitre 5 présente les connaissances scientifiques sur la nature et les quantités de flux d'azote liés à trois grands types de production animale : les porcs, les volailles et les bovins. Ce premier chapitre de la partie II approche l'efficience des flux à l'échelle de l'animal et de l'atelier de production animale. Cette échelle a fait l'objet des travaux les plus nombreux, comparativement à l'échelle de l'exploitation et du territoire. En effet, connaitre l'utilisation des nutriments par les animaux permet à la fois de déterminer les quantités d'azote excrétées et d'envisager des voies de réduction des rejets tout en maintenant des niveaux de production satisfaisants quel que soit le système de production. La prise en compte des émissions gazeuses des effluents permet ensuite de déterminer la quantité d'azote épandable (van der Peet-Schwering et al., 1999a). Ce chapitre va quantifier ces pertes.

La Figure 5.1 illustre la complexité, la forte variabilité et les interactions entre flux d'azote à l'intérieur d'exploitations laitières et porcines. Ces schémas seront complétés et commentés dans les chapitres 7 et 8. Le devenir des flux excrétés par les animaux et leur valorisation agronomique seront détaillés dans le chapitre 6. Si l'essentiel des connaissances scientifiques se situe au niveau de l'animal et des parcelles, la pertinence d'une gestion des flux d'azote porte sur les échelles supérieures, l'en particulier l'échelle territoriale où s'apprécient les impacts (chapitre 7).

Figure 5.1 : Flux d'azote (en kgN/haSAU/an) avant traitement éventuel des effluents pour deux types d'exploitations -laitière et porcine- danoises (1ere ligne, (Jarvis et al., 2011) et françaises (2e ligne, synthèse ESCo).



5.1. Description et quantification des flux d'azote en élevage porcin

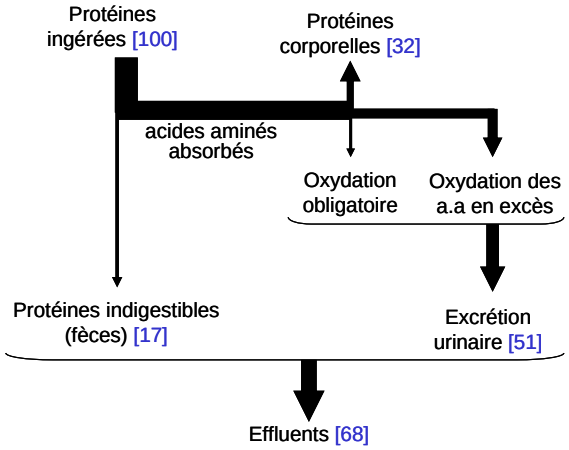
Chez le porc, la quantité d'azote excrété peut être déterminée simplement par différence entre l'ingestion et la rétention, approche utilisée pour fixer les références de rejets dans la plupart des pays (Dourmad et al., 1999b ; Jongbloed et al., 1999). La composition des aliments varie selon le stade physiologique et l'objectif de performance des animaux. Les besoins en protéines des porcs sont déterminés sur la base des apports en acides aminés indispensables. La teneur en protéines de l'aliment varie donc selon le niveau des besoins en acides aminés mais également selon le contexte de prix des matières premières (Dourmad et al., 1995).

5.1.1. Bilan d'azote des porcs

5.1.1.1. Bilans pour les porcs en croissance

L'efficacité d'utilisation des protéines alimentaires par les porcs dépend de la composition de la ration, du statut physiologique et du stade de croissance des animaux. Un porc à l'engraissement recevant une ration à base de céréales et de tourteau de soja, retient environ 32% de l'azote qu'il ingère (Dourmad and Jondreville, 2007; Dourmad et al., 2009). Il en excrète en moyenne 17% dans les fèces (Figure 5.2), cette fraction correspondant aux protéines indigestibles et aux pertes endogènes, principalement des sécrétions digestives et des cellules desquamées de la paroi intestinale (Sève, 1994) et à la biomasse microbienne. Les protéines digérées sont absorbées sous la forme d'acides aminés qui servent à la synthèse des protéines corporelles.

Figure 5.2 : Utilisation de l'azote chez un porc à l'engraissement (60 kg de poids vif) recevant un régime à base de céréales et de tourteau de soja (Dourmad et al., 1999b).



Des pertes obligatoires d'acides aminés ont été identifiées en relation avec le métabolisme protéique (turnover, au renouvellement de la peau et des soies (van Milgen et al., 2008) ou liées à d'autres fonctions importantes comme par exemple les défenses immunitaires. Les acides aminés en excès, une fois ces pertes et les besoins pour la synthèse protéique couverts, sont catabolisés et excrétés dans l'urine, principalement sous la forme d'urée. Avec les rations conventionnelles, cette dernière fraction est souvent la plus importante (51% de l'ingéré). Au final environ 60 à 70% de l'azote ingéré est excrété, dont près des ¾ dans l'urine. Compte tenu de l'importance relative des différents flux d'azote, c'est la diminution de l'oxydation des acides aminés en excès qui constitue la voie principale de réduction des rejets, comme nous le verrons ci-après. Pour les animaux en période de post sevrage, à savoir entre 8 à 30 kg de poids vif, l'efficacité de rétention de l'azote est supérieure (environ 40%), les protéines des aliments distribués à cette période étant plus digestibles et mieux équilibrées.

La rétention protéique des porcs en croissance est influencée par de nombreux facteurs de variation. Elle dépend des caractéristiques des animaux, en particulier l'origine génétique et le type sexuel (mâle, castré, femelle) et des conditions de logement et d'alimentation. Noblet et al. ont ainsi comparé la rétention protéique chez des porcs de différentes races entre 20 et 90 kg (Noblet et al., 1994). Exprimée en % du gain de poids vif la rétention protéique variait dans cette étude entre 16,5% pour les porcs mâles issus des lignées sélectionnées pour une forte

croissance et 10,7% pour des mâles castrés de la race Meishan gras à très faible croissance. Intra race (Large White) les males entiers présentent une teneur en protéines du gain de poids plus élevée que les femelles et les mâles castrés, avec respectivement 16,1 - 15,4 et 15,3% pour les trois types d'animaux. Les relations allométriques ($Y = a\ X^b$) sont couramment utilisées pour décrire la croissance relative des différents compartiments corporels. Dans l'étude de Noblet et al. la valeur du coefficient d'allométrie (b) est influencée par l'origine génétique des animaux (Noblet et al., 1994). Les valeurs sont supérieures à 1 pour les animaux maigres à croissance rapides (1,04 à 1,06) alors qu'elles sont inférieures à 1 pour les animaux gras à faible croissance (0,88 à 0,92), la valeur étant proche de 1 pour les animaux conventionnels. Une relation générique a ainsi été proposée (Dourmad et al., 1999b ; Rigolot et al., 2010a) en prenant en compte la teneur en maigre de la carcasse (tmp) à l'abattage (eq 1) comme indicateur de composition du gain.

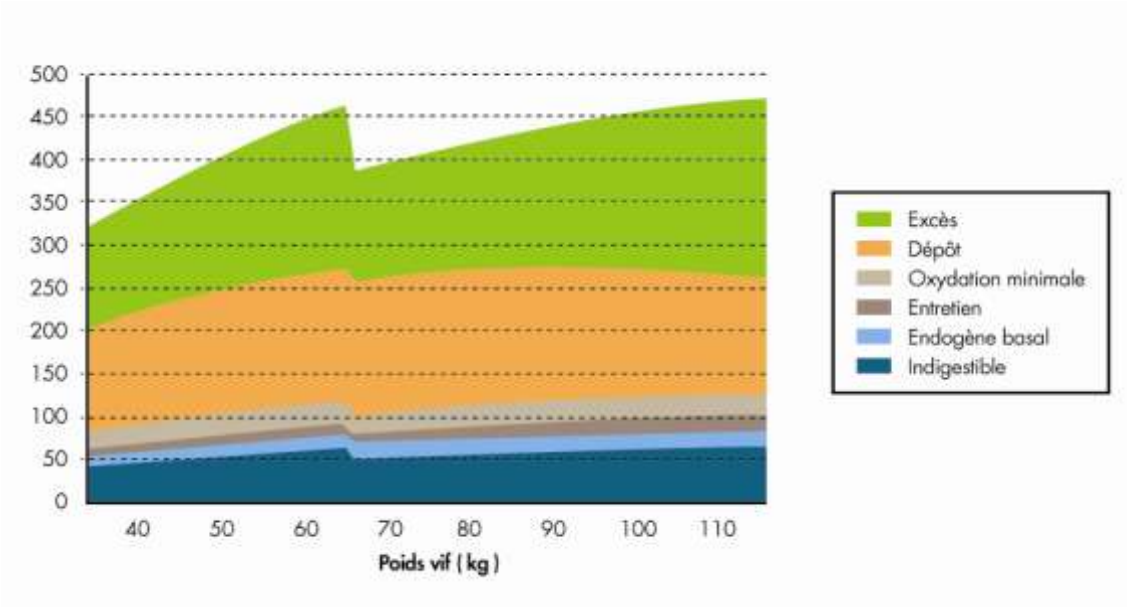
$$N_{Corporel} = e^{(-0,9892 - 0,0145\,(tmp-2.2))} \times PVV^{(0,7518 + 0,0044\,(tmp-2.2))} / 6.25 \quad \text{(eq 5.1)}$$

avec PVV = 0.96 × PV et PVV = poids vif vide, PV = poids vif et tmp = teneur en maigre des pièces.

Cette relation a été retenue pour la détermination des références de rétention corporelle d'azote des porcs en croissance en France (Corpen, 2003). Elle est robuste et bien adaptée à une utilisation en élevage puisque les informations relatives au poids et à la teneur en maigre sont enregistrées pour tous les animaux dans les abattoirs commerciaux. Pour un tmp de 61 kg/100 kg de carcasse et un poids vif de 115 kg, ce qui correspond à la moyenne des abattages français, ceci correspond à teneur en protéines corporelle de 16,0% ou à 25,6 g N / kg PV. Ce même type de relation est utilisé par d'autres auteurs pour estimer la rétention et l'excrétion azotée. Ainsi au Danemark, Damgaard Poulsen et al. retiennent des valeurs de teneurs en protéines corporelles de respectivement 15,0 - 16,2 et 16,9% à respectivement 7,5 - 30 et 100 kg de poids vif (Damgaard Poulsen and Kristensen, 1992). Au Pays Bas, van der Peet-Schwering et al. utilisent une valeur un peu plus faible de 15,5% (van der Peet-Schwering et al., 1999b).

Par contre ce type de relation ne permet pas de prédire la réponse *ex ante* de la rétention protéique à des changements de pratiques alimentaires. En effet ces changements entraînent généralement une modification des performances de croissance et/ou de la composition corporelle des animaux. Des modèles mécanistes de prédiction de la réponse des porcs en croissance aux apports nutritionnels ont été développés au cours des dernières années (Pomar et al., 1991a; van Milgen et al., 2008 ; Whittemore and Fawcett, 1976), modèles qui permettent de prédire les performances des animaux en réponse à des stratégies alimentaires. Une description détaillée d'un tel modèle et de l'outil d'aide à la décision qui lui est associé est faite par van Milgen et al. (van Milgen et al., 2008). La rétention protéique est déterminée sur une base journalière en tenant compte du potentiel des animaux et de l'effet des apports d'énergie et d'acides aminés. Ces modèles permettent d'analyser en dynamique l'évolution de l'utilisation des protéines alimentaires et leur répartition entre rétention et excrétion urinaire et fécale. Un exemple de simulation est rapporté à la Figure 5.3 dans le cas d'un animal représentatif de la production porcine française (GMQ = 700 g/j, IC=2,90 kg/kg) et recevant successivement un aliment de croissance à 16,5% de protéine puis un aliment de finition à 15,0% de protéines. Pour réduire l'excès d'apport en protéine deux voies sont envisageables. La première consiste à mieux suivre l'évolution des besoins en distribuant un nombre plus important d'aliments différent, et la seconde à mieux équilibrer les apports en acides-aminés pour mieux se rapprocher du profil idéal des besoins (Dourmad and Jondreville, 2007 ; Dourmad et al., 2009).

Figure 5.3 : Évolution dynamique de l'utilisation des protéines de l'aliment (MAT g/j) par le porc en croissance (simulation à l'aide du logiciel InraPorc pour un porc à l'engraissement représentatif de la production française)



5.1.1.2. Bilan d'azote des truies reproductrices

La prédiction de la rétention d'azote est plus complexe pour les truies reproductrices, puisque ces animaux poursuivent leur croissance tout au moins pendant une partie de leur carrière et produisent des porcelets pendant la gestation et du lait pendant la lactation. La relation allométrique utilisée pour le porc en croissance peut l'être pour prédire la teneur en protéines corporelle des truies reproductrices, alors qu'elle conduit à légèrement surestimer la quantité de protéines corporelles pour les porcelets de la naissance au sevrage. Noblet et al. rapportent à ces deux stades des valeurs de teneurs en protéines corporelles de respectivement 14,8 et 14,9% alors que l'équation générique rapportée ci-dessus donne des valeurs de 15,3 et 15,5% (Noblet and Etienne, 1987). Toutefois ceci conduit au final à des écarts faibles de rétention. Pendant la lactation les truies se trouvent souvent en bilan azoté négatif, et mobilisent donc des tissus corporels.

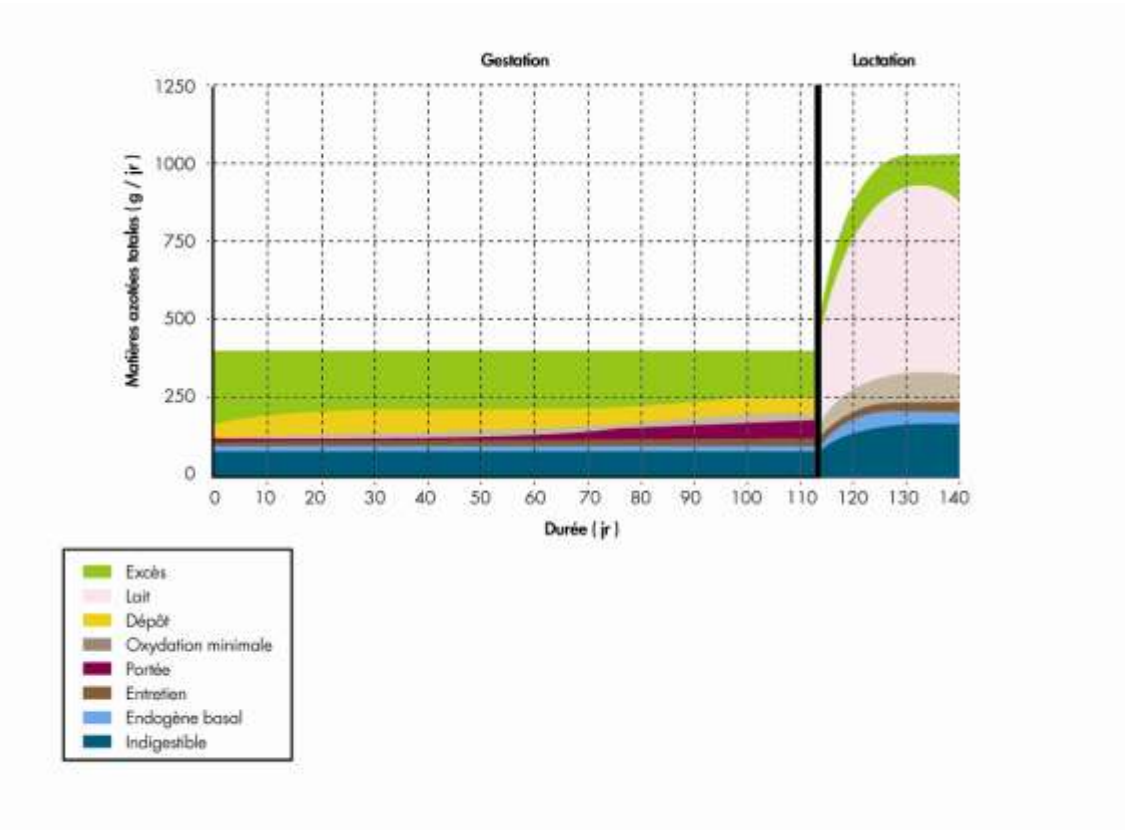
La production d'azote dans le lait peut être estimée à partir de la croissance ($GMQ_{portée}$, g/j) et de la taille de la portée (TPor) à l'aide de l'équation proposée par Noblet et al. (Noblet and Etienne, 1989) également utilisée pour estimer les besoins en acides aminés pour la production de lait (Dourmad et al., 2008a).

$$N\ lait\ (g/j) = 0{,}0257\ GMQ_{portée} + 0{,}42\ TPor \quad \text{(eq 5.2)}$$

Les truies et les porcelets étant logés ensemble pendant la lactation, leurs excréta se trouvent mélangés. Selon les auteurs la rétention totale est calculée soit en prenant en compte la rétention corporelle cumulée de la truie et de ses porcelets, soit séparément à partir de la production laitière. Dans ce second cas le taux de rétention de l'azote du lait par les porcelets est de 90% (Noblet and Etienne, 1987).

De même que pour les porcs en croissance, des modèles mécanistes de prédiction de la réponse des truies reproductrices aux apports nutritionnels ont été développés au cours des dernières années (Dourmad et al., 2008a; Pomar et al., 1991b). Une description détaillée d'un tel modèle et de l'outil d'aide à la décision qui lui est associé est faite par Dourmad et al. (Dourmad et al., 2008a) : le bilan azoté y est déterminé sur une base journalière en tenant compte du potentiel des animaux, en particulier la prolificité, et de l'effet potentiellement limitant des apports d'énergie et d'acides aminés. Ces modèles permettent une analyse dynamique de l'évolution de l'utilisation des protéines alimentaires et de leur répartition entre rétention et excrétion urinaire et fécale illustré à la Figure 5.4 dans le cas d'une truie en seconde portée représentative de la production porcine française.

Figure 5.4 : Évolution dynamique de l'utilisation des protéines de l'aliment (MAT g/j) par la truie en gestation (estimation à l'aide du logiciel InraPorc pour une truie en seconde portée représentative de la production française)



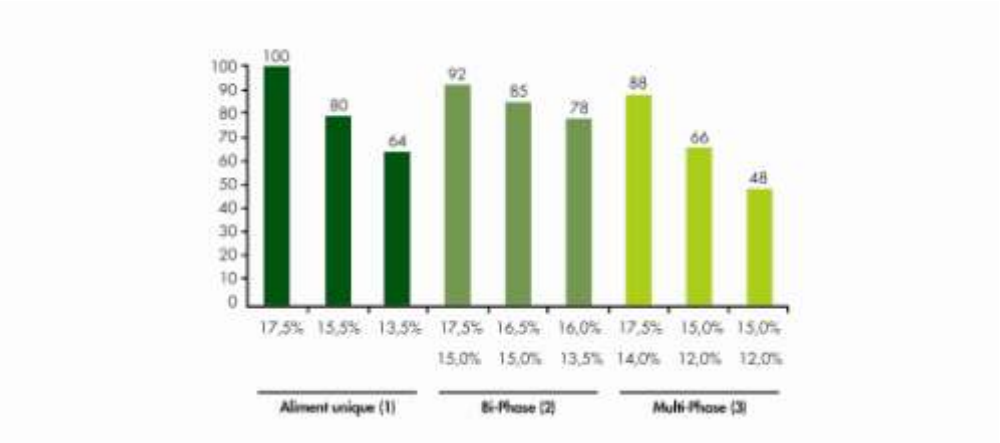
5.1.2. Influence de l'alimentation sur l'excrétion d'azote des porcs

Deux approches complémentaires peuvent être envisagées pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote par le porc et par conséquent en réduire l'excrétion. La première consiste à ajuster l'apport de protéines et d'acides aminés au cours du temps en fonction de l'évolution du potentiel de croissance des animaux ou de leur état physiologique. Ceci nécessite d'adapter conjointement les apports de protéines (et d'acides aminés) et d'énergie en fonction du stade et du potentiel des animaux et de l'objectif de production. Chez la truie, l'excrétion est ainsi réduite de 20 à 25% lorsque des aliments spécifiques sont distribués pendant la gestation et la lactation. Une réduction supplémentaire pourrait être envisagée dans le cas de l'utilisation de plusieurs aliments différents pendant la gestation, les besoins protéiques étant bien plus faibles au début qu'à la fin de la gestation (Figure 5.4). Chez le porc en croissance, l'excrétion azotée est réduite d'environ 10% lorsque l'on utilise en phase de finition un régime à teneur réduite en protéines, plus en accord avec les besoins des animaux pour la croissance (Figure 5.3). La seconde approche consiste à améliorer l'équilibre en acides aminés de la ration, ce qui permet de réduire sa teneur en protéines tout en apportant chacun des acides aminés indispensables en quantité suffisante. Ceci peut être réalisé grâce à une combinaison judicieuse des matières premières et/ou la substitution de protéines par des acides aminés sous forme pure. Chez le porc à l'engrais, Dourmad et al. ont ainsi mesuré une réduction de 35% de l'excrétion d'azote à la suite d'une amélioration de l'équilibre en acides aminés (valeur biologique) du régime, sans que, ni l'appétit, ni l'efficacité alimentaire ou la composition corporelle des animaux ne soient affectés (Dourmad et al., 1993).

La réduction la plus importante des rejets est obtenue avec une alimentation « multi-phase » combinée avec des régimes parfaitement équilibrés en acides aminés (d'une composition proche de celle de la protéine idéale) et à teneur réduite en acides aminés non indispensables. Une telle stratégie a été testée avec succès par Bourdon et al. (Bourdon et al., 1995). Dans cette étude un régime unique contenant 17% de protéines utilisé sur toute la période d'engraissement est comparé à une stratégie « multi-phase » qui consiste à mélanger en proportions variables au cours de la croissance deux régimes parfaitement bien équilibrés en acides aminés et

correspondant aux besoins des animaux en début (13,0% protéines) et en fin de croissance (10,7% de protéines). Alors que les performances de croissance et la qualité des carcasses sont identiques pour les deux traitements l'excrétion azotée est réduite de près de 50% pour la stratégie multi-phase (1,83 versus 3,56 kg N / porc) tout en maintenant le niveau de performances des animaux pour les différents traitements (Figure 5.5). Ceci peut être considéré comme la réduction maximale qu'il est possible d'atteindre sur le plan technique. Toutefois une stratégie de réduction aussi poussée est difficilement envisageable en pratique compte tenu de l'accroissement du coût de l'aliment qui y est associé (Dourmad et al., 1995)(Dourmad et al., 1995).

Figure 5.5 : Influence de la teneur en protéines de l'aliment et de la stratégie d'alimentation sur l'excrétion d'azote des porcs à l'engraissement (100 = excrétion avec un régime à 17,5% de protéines). Adapté de [1] aliment unique (Dourmad et al., 1993), [2] alimentation biphase (Latimier and Dourmad, 1993) et [3] alimentation multi phase avec passage progressif de l'aliment initial à l'aliment final (Bourdon et al., 1995).



Il est important de noter que le développement de telles stratégies de réduction des rejets de N nécessite une très bonne connaissance de la valeur des matières premières, en particulier la digestibilité des acides aminés, et de l'évolution des besoins des animaux en fonction de la croissance ou du stade physiologique. Ceci est maintenant réalisable grâce au développement de modèles, tel InraPorc® (www.rennes.inra.fr/inraporc/), de prédiction des besoins (Dourmad et al., 2008a; van Milgen et al., 2008) et de tables de valeur de digestibilité iléale des acides aminés (Sauvant et al., 2004). De plus, en élevage, des technologies utilisant des systèmes de mélange et de distribution d'aliment pilotés par ordinateur permettent maintenant d'adapter la composition du régime sur une base hebdomadaire ou même journalière (Pomar et al., 2007).

La diminution de la teneur en protéines de la ration entraîne une réduction proportionnellement plus importante de l'excrétion urinaire que de l'excrétion fécale d'azote, ce qui pourrait affecter la valeur fertilisante azotée des effluents lors de l'épandage (Sorensen and Fernandez, 2003). Ainsi dans l'étude de Portejoie et al. le ratio N ammoniacal : N total dans les excrétas diminue de 0,79 à 0,63 lorsque la teneur en protéines du régime passe de 20% à 12% (Portejoie et al., 2004). Cependant, aussi bien dans l'étude de Gerdemann et al. (Gerdemann et al., 1999) que dans celle de Sorensen et al. (Sorensen and Fernandez, 2003), la disponibilité mesurée de l'azote pour les plantes est très élevée et n'est pas influencée par la teneur en protéines du régime, ce qui semble indiquer que les conséquences de la modification de teneur en protéines de l'aliment sur la valeur fertilisante de l'effluent sont très limitées.

5.1.3. Devenir de l'azote excrété par les porcs

L'azote de l'urine est constitué très majoritairement d'urée et cette fraction est rapidement minéralisable puis volatilisable (Portejoie et al., 2004) tandis que l'azote fécal est sous forme protéique plus complexes et se minéralise à un rythme beaucoup plus lent. L'évolution de l'azote ammoniacal de l'effluent dépend des conditions de stockage, en particulier si elles sont anaérobie ou aérobie. On trouve principalement deux modes de gestion des effluents. La première consiste à collecter l'effluent au travers d'un caillebotis. Après une durée de stockage variable dans le bâtiment le lisier liquide ainsi formé est transféré pour être épandu ou stocké dans des fosses extérieures. En France, plus de 90% des effluents sont gérés de cette manière (Gac et al., 2007). La seconde modalité de collecte des effluents consiste à élever les animaux sur des litières de paille ou de sciure. Dans le

cas d'une gestion sous la forme de lisier, donc en conditions anaérobies, les pertes d'azote ont lieu principalement sous la forme d'émission d'ammoniac. Des émissions de N_2O peuvent également avoir lieu à la surface du caillebotis par nitrification en conditions aérobies. Dans le cas des litières la porosité du substrat et la disponibilité en carbone et en O_2 permettent les réactions de nitrification et de dénitrification, entraînant des émissions importantes de N_2 et de N_2O. Des émissions de NH_3 sont également observées. L'importance relative de ces différentes émissions dépend de la température et de l'humidité de la litière et de la présence d'oxygène.

On dispose dans la bibliographie de deux types d'informations relatives à la quantification des émissions gazeuses de composés azotés, en relation avec deux groupes de méthodologies de mesure. La première consiste à évaluer les émissions par des méthodes de bilan, par différence entre l'excrétion des animaux et la quantité finale dans l'effluent. Cette approche permet d'estimer un taux d'abattement mais n'informe pas sur la nature des gaz émis. Cette méthode robuste se heurte toutefois à la difficulté à constituer un échantillon représentatif de l'effluent final, en particulier pour les litières. La seconde méthode consiste à mesurer les flux d'air sortant du bâtiment ainsi que les teneurs en gaz de l'air entrant et sortant, sa principale difficulté résidant d'une part dans la mesure précise des débits, en particulier pour des bâtiments en ventilation statique, et d'autre part dans la durée de la mesure, compte tenu de la forte variation des concentrations avec le temps.

5.1.3.1. Estimation des émissions gazeuses de composés azotés des lisiers en bâtiment

La méthode des bilans a été utilisée par Rigolot et al., sur la base d'une analyse de la bibliographie, pour estimer l'émission cumulée de composés azotés des lisiers (Rigolot et al., 2010a). Les valeurs excrétées calculées par un bilan au niveau de l'animal sont comparées aux valeurs mesurées dans l'effluent à partir de 19 publications regroupant 55 traitements expérimentaux. La corrélation entre les prédictions et les mesures est bonne (R^2=0,87) mais il existe un biais, l'azote du lisier représentant 76% de l'excrétion, les 24% restant pouvant être attribués aux émissions gazeuses (Figure 5.6).

La plupart des mesures directes d'émission de composés azotés ont concerné l'ammoniac qui est la principale forme d'émission dans le cas du lisier. Ces travaux ont fait l'objet d'une revue détaillée par Griffing et al. (Griffing et al., 2007). Cet auteur a ainsi recensé 26 expériences dans lesquelles l'émission d'ammoniac a été mesurée dans des systèmes avec stockage du lisier sous les animaux. Il a réalisé des corrections pour tenir compte de l'effet de la saison et du moment de la journée durant lequel les mesures étaient réalisées. Les résultats de cette étude sont rapportés à la Figure 5.7, l'émission de N-NH_3 étant exprimée en % de l'excrétion de N. On note une grande variabilité dans les valeurs obtenues, puisque celles-ci varient de 10% à près de 50% pour les valeurs extrêmes, les valeurs les plus élevées étant mesurées en conditions estivales. En moyenne l'émission de N-NH_3 s'élève à 22,4% de l'excrétion. L'écart-type est de 9,1% ce qui conduit un intervalle de confiance (à 95%) entre 17,7% à 24,8%.

Figure 5.6 : Relation entre la quantité d'azote excrétée prédite par un bilan au niveau de l'animal (prédicted) et la quantité d'azote du lisier, mesurée à la sortie du bâtiment (measured) (55 traitements expérimentaux issus de 19 publications), d'après (Rigolot et al., 2010a).

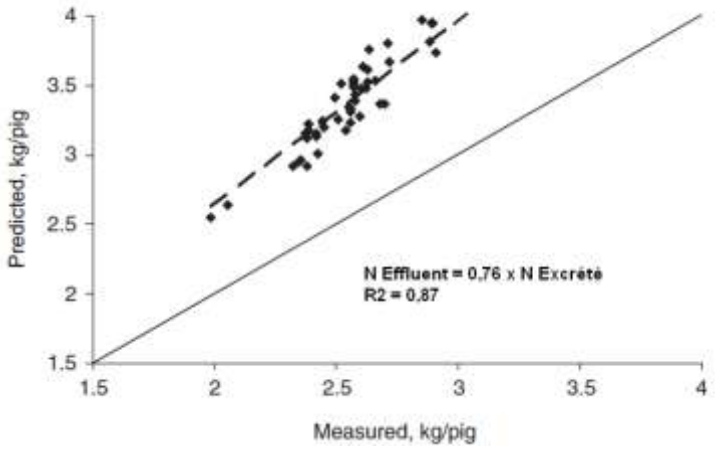
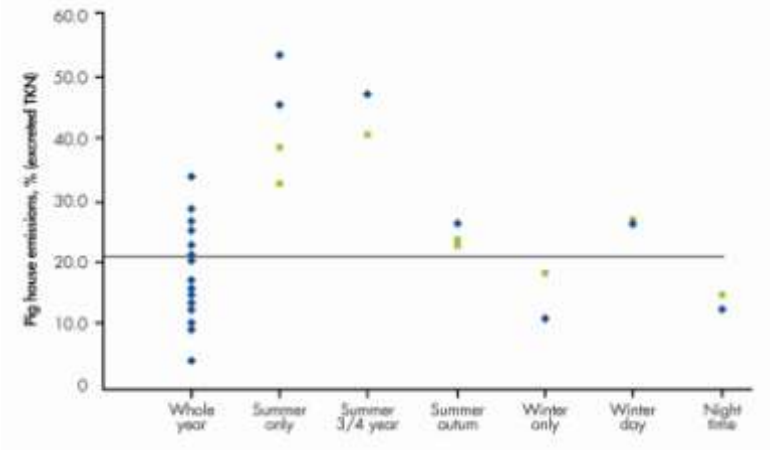


Figure 5.7 : Synthèse de la bibliographie (26 essais) sur les émissions d'ammoniac dans les bâtiments d'élevage de porcs avec production de lisier, d'après (Griffing et al., 2007). Les "♦" = valeurs TKN (total Kjeldahl nitrogen) non corrigées ; les "■" = valeurs corrigées.



Cette grande variabilité s'explique en partie par des différences de méthodes de mesure et par une grande variabilité dans la conception et la gestion des bâtiments. Ainsi l'utilisation d'un caillebotis partiel au lieu d'un caillebotis intégral réduit la surface d'émission dans la fosse mais l'accroît sur le sol. Ceci peut conduire à la réduction des émissions d'ammoniac comme dans les études de Hoeksma et al., Aarnink et al. (Aarnink et al., 1997; Aarnink et al., 1996 ; Hoeksma et al., 1992), à l'absence d'effet (Guingand et al., 2010) ou au contraire à une augmentation des émissions, en particulier en été (Guingand and Granier, 2001). Les différences de réponses s'expliquent en grande partie par le comportement des animaux et la propreté du sol plein. A température élevée, les porcs excrètent de préférence sur le sol plein (Aarnink et al., 2006) ce qui peut augmenter l'émission d'ammoniac (de plus de 50%) comme dans le cas de l'étude de Guingand et al. (Guingand and Granier, 2001), alors que lorsque le sol plein reste propre ces émissions sont réduites. La nature du caillebotis influence également les émissions d'ammoniac qui sont plus faibles avec un caillebotis métallique qu'avec un caillebotis béton (Aarnink et al., 1997). La fréquence d'évacuation des effluents peut également influencer les émissions d'ammoniac (Guingand, 2000; Hoeksma et al., 1992 ; Voermans and van Poppel, 1993). Différentes techniques d'évacuation rapide du lisier existent soit à l'aide d'un racleur soit à l'aide d'une « chasse d'eau » (Ramonet et al., 2007). Ces différents systèmes entraînent une réduction des émissions d'ammoniac de 20% pour les systèmes de raclage à plat (Groenestein, 1994), d'environ 50% pour les systèmes de raclage en V (Belzile et al., 2006; Landrain et al., 2009) et de 60% pour les systèmes avec chasse d'eau. Certaines études montrent également que le type de ventilation peut influencer l'émission d'ammoniac. L'extraction basse de l'air en accroissant le renouvellement et la vitesse de l'air à la surface du lisier pourrait en effet favoriser l'émission, mais ces effets n'ont pas été bien quantifiés.

La température de l'effluent peut également influencer les émissions d'ammoniac, puisqu'elle affecte l'équilibre entre les différentes formes (NH_4^+, NH_3) et donc directement l'émission gazeuse. En pratique l'effet est très complexe puisque lorsque la température s'accroît le renouvellement de l'air et l'évaporation d'eau augmentent et l'efficacité alimentaire des animaux est souvent améliorée. Massabie et al. notent peu d'effet de la température ambiante sur la teneur en ammoniac de l'air ambiant alors que l'émission est accrue (Massabie et al., 2006). Avec une approche par modélisation, Dourmad et al. montrent chez des animaux rationnés en eau que le taux de volatilisation de l'ammoniac passe de 15 à 38% lorsque la température ambiante passe de 17°C à 28°C (Dourmad et al., 2008b). L'écart est moins marqué (de 15 à 26%) lorsque l'eau est disponible à volonté, l'effluent étant alors moins concentré.

Différents modèles sont disponibles dans la bibliographie pour prédire les émissions d'ammoniac des lisiers dans les bâtiments (Aarnink and Elzing, 1998 ; Dourmad et al., 2008b), et/ou ou cours du stockage (Berthiaume et al., 2005 ; Olesen and Sommer, 1993 ; Zhang et al., 2008). Il s'agit de modèles mécanistes prenant en compte les différentes formes de l'ammoniac dans l'effluent et les différents facteurs de variation de la volatilisation. La plupart de ces modèles concernent le porc à l'engraissement et nécessitent pour fonctionner un paramétrage assez complexe, ce qui en fait plus des modèles de recherche que des outils d'aide à la décision. Une approche plus empirique, basée en partie sur ces modèles mécanistes, est proposée par Rigoloet et al. (Rigolot et al., 2010b)avec des paramètres d'entrée associés aux pratiques d'élevage (Rigolot et al., 2010b).

Les émissions gazeuses des autres composés azotés sont beaucoup moins bien connues. En effet, les conditions anaérobies du lisier limitent les phénomènes de nitrification-dénitrification, ce qui conduit souvent à les négliger. A partir des études disponibles (Dourmad et al., 2009; Guingand et al., 2010 ; Hassouna et al., 2005 ; Kermarrec et al., 1998 ; Massabie et al., 2006 ; Osada et al., 1998 ; Philippe et al., 2007) on peut estimer les émissions de N-N_2O à environ 0,8 g/j par porc soit 2,2% de l'azote excrété. Les valeurs sont toutefois très variables puisqu'elles évoluent entre 0,3 et 4,0% de l'excrété. Toutes sont toutefois supérieures à la valeur de 0,2% retenue par l'IPCC pour les lisiers (IPCC, 2006). Il est par ailleurs vraisemblable que d'autres émissions de composées azotées, en particulier N_2, sont associées aux émissions de N_2O.

5.1.3.2. Estimation des émissions gazeuses de composés azotés des litières

Les études relatives aux émissions gazeuses des litières sont beaucoup moins nombreuses que pour les lisiers. Le Corpen en a réalisé une synthèse afin d'évaluer le devenir de l'azote excrété dans des litières accumulées par la méthode des bilans (15 essais avec des litières de paille, 24 avec des litières de sciure) (Corpen, 2003). La quantité d'azote des fumiers en fin de période d'élevage (dont une partie provient du substrat) représente respectivement pour les litières de paille et de sciure l'équivalent de 51% ($\pm$13%) et 30% ($\pm$8%) de l'azote excrété par les animaux.. On peut estimer que les pertes d'azote par volatilisation s'élèvent à respectivement 57% ($\pm$13%) et 72% ($\pm$7%) de l'azote total pour les litières de paille et de sciure. Hassouna et al., Robin et al. et Bonneau et al. rapportent une forte variabilité des émissions d'ammoniac des litières en fonction du type de litière (paille, sciure), des modalités de gestion, de la saison et de la densité animale, les valeurs extrêmes allant de 2 à 20 g N-NH_3/j par porc charcutier (Bonneau et al., 2008; Hassouna et al., 2005 ; Robin et al., 2004). De la même manière les émissions de N_2O des litières sont très variables, entre 1 et 10 g N-N_2O/j par porc. Avec une litière de paille (Groenestein and van Faassen, 1996) mesurent des émissions de N-NH_3 allant de 2,9 à 4,8 g/j par porc et des émissions de N-N_2O allant de 4,8 à 7,2 g/j par porc. Des émissions plus fortes de N-NH_3 (12,5 g/j par porc) et plus faibles de N-N_2O (0,80 g/j par porc) sont mesurées par Philippe et al. (Philippe et al., 2006).

La nature des gaz azotés émis semble donc plus variable que l'émission totale. Dans le cas de litières bien conduites, propices à la dénitrification, les émissions d'ammoniac sont faibles et celle N_2O et surtout de N_2 sont élevées, le contraire étant observé dans le cas de litières humides. Rigolot et al. ont proposé sur la base de la bibliographie et de la contribution de plusieurs experts des coefficients de correction des émissions en fonction de la nature du substrat, de la surface par porc et de la quantité et de l'entretien de la litière (Tableau 5.1) (Rigolot et al., 2010b).

Tableau 5.1 : Estimation des facteurs d'émission des composés azotés des litières de porcs (Rigolot et al., 2010b)

	N-NH_3	**N-N_2O**	**Total N**
Facteur d'émission (FE,kg/kg N excrété)[1]	0,20	0,06	0,64
Corrections du facteur d'émission [2]			
Type de litière			
Paille	1,0	0,8	0,88
Sciure	1,0	1,2	1,13
Surface / porc			
<1 m^2/porc	1,1	0,8	1,0
>2 m^2/porc	0,5	0,5	1,1
Entretien de la litière			
très soigné	0,8	0,5	1,1
Déficient	2,0	0,2	1,0
Quantité de litière			
>100 kg/porc	0,8	0,8	0,9
<30 kg/porc	1,2	0,8	1,0
Mélange de la litière			
Fréquent	1,0	2,0	1,1

[1] Le facteur d'émission moyen est estimé à partir de 15 études conduites sur litières de paille et 24 études sur litières de sciure (Corpen, 2003) ; [2] : Le FE corrigé est obtenu en multipliant le FE moyen par le(s) coefficient(s) de corrections

5.1.3.3. Influence de l'alimentation sur les émissions d'ammoniac

En changeant la stratégie d'alimentation il est possible de modifier la teneur en azote ammoniacal de l'effluent et son pH, deux paramètres qui influencent la volatilisation de l'ammoniac (van der Peet-Schwering et al., 1999a). Réduire la teneur en protéines des régimes diminue la concentration en urée de l'urine et son pH (Canh et al., 1998b ; Canh et al., 1998c ; Portejoie et al., 2004). Lorsque l'abreuvement est à volonté, la diminution de la teneur en protéines entraîne également une réduction de la consommation d'eau et par conséquent de la production d'effluents (Portejoie et al., 2004). Ces modifications des caractéristiques des déjections s'accompagnent d'une réduction marquée des émissions d'ammoniac dans le bâtiment puis au cours du stockage et de l'épandage des effluents (Canh et al., 1998b ; Hayes et al., 2004; Portejoie et al., 2004). Ainsi, dans l'étude de Portejoie et al., l'émission d'ammoniac depuis l'excrétion jusque l'épandage était réduite de 63% lorsque la teneur en protéines du régime passait de 20 à 12% (Portejoie et al., 2004). Toutefois ces résultats ont été obtenus en conditions de laboratoire ou sur des durées limitées et il conviendrait de vérifier si les mêmes effets se retrouvent dans la pratique des élevages.

Le bilan électrolytique (BE) calculé comme ($Na^+ + K^+ - Cl^-$) est souvent utilisé par les nutritionnistes pour évaluer le pouvoir acidogène des régimes, une réduction de ce bilan conduisant à la production d'urines plus acides. Lorsque la teneur en protéines du régime est réduite, le BE diminue, compte tenu de la forte teneur en K de la plupart des sources de protéines (tourteaux), ce qui explique en partie la réduction du pH des effluents.. Toutefois, comme le montrent Canh et al., une réduction plus poussée du pH urinaire peut être obtenue en remplaçant le carbonate de calcium ($CaCO_3$) par d'autre sels de calcium ($CaSO_4$ ou $CaCl_2$) plus acidogènes (Canh et al., 1998a). L'addition de benzoate de Ca (Canh et al., 1998a) ou d'acide benzoïque (Daumer et al., 2007) dans l'aliment réduit également le pH de l'effluent et la volatilisation d'ammoniac, ces produits étant transformés en acide hippurique qui est excrété dans l'urine. Ainsi dans l'étude de Daumer et al., l'addition de 1% d'acide benzoïque dans l'aliment s'accompagnait d'une diminution d'environ 40% des émissions d'ammoniac, plus marquée dans le régime à faible teneur en protéines (Daumer et al., 2007). Des effets similaires (25% de réduction) ont aussi été observés avec l'acide adipique (van Kempen, 2001), qui est partiellement excrété dans l'urine.

L'excrétion d'azote urinaire peut également être réduite par l'ajout de fibres fermentescibles dans le régime. En effet, l'augmentation des fermentations dans le gros intestin suite à l'addition de fibres favorise l'utilisation d'ammoniac par les bactéries et la synthèse de protéines microbiennes excrétées dans les fèces, aux dépens de l'excrétion urinaire (Canh et al., 1998d ; Canh et al., 1998e; Jarret et al., 2011 ; Sorensen and Fernandez, 2003) alors que l'excrétion totale n'est pas influencée. Ces phénomènes favorisent l'excrétion de l'azote sous forme protéique, limitant ainsi par la suite la volatilisation d'ammoniac (mesurée en condition de laboratoire). Par ailleurs, l'ajout de fibres favorise la production d'acides gras volatils dans l'intestin et l'effluent ce qui réduit également le pH. Canh et al. ont ainsi mesuré une relation linéaire entre la quantité de fibres dans le régime d'une part et le pH de l'effluent et la volatilisation d'ammoniac d'autre part; pour un accroissement de 100 g/j de la quantité de fibres ingérée le pH de l'effluent diminue de 0,12 point et la volatilisation d'ammoniac de 5,4% (Canh et al., 1998e).

L'utilisation ultérieure de l'azote de l'effluent par les plantes pourrait aussi être influencée par l'incorporation de fibres, une plus grande partie de l'azote étant excrétée sous forme organique dans les fèces. La disponibilité de l'azote de l'effluent est ainsi réduite lorsque la proportion de fibres non fermentescibles (lignine) est augmentée (Sorensen and Fernandez, 2003) alors qu'elle n'est pas affectée avec l'ajout de fibre fermentescibles (Gerdemann et al., 1999; Sorensen and Fernandez, 2003), bien que la proportion de N excrété dans les fèces soit accrue dans les deux cas. La proportion d'azote urinaire et la teneur en fibre des fèces permettent de prédire de façon satisfaisante la disponibilité pour les plantes de l'azote des effluents (Sorensen and Fernandez, 2003).

5.1.3.4. Les références d'émissions de composés azotés des effluents porcins en bâtiment et stockage

La référence recommandée pour le calcul des émissions nationales d'ammoniac est celle de l'agence européenne de l'environnement (EEA-EMEP/CORINAIR, 2007). Pour les effluents d'élevage les émissions sont estimées en % de l'azote ammoniacal des effluents. Dans le cas des lisiers, les valeurs retenues pour le porc en croissance (28% en bâtiment, 14% au stockage) sont différentes de celles retenues pour les truies reproductrice

(22% en bâtiment, 14% au stockage). Exprimée en fonction de l'azote total sur la base d'un rapport N ammoniacal/N excrété de 0,8, l'émission en bâtiment est de 22,4% et elle est de 10,4% au stockage, soit 30,5% au total. Les valeurs sont plus faibles pour les truies avec des facteurs d'émission de respectivement 17,6%, 10,6% et 26,3% en bâtiment, au stockage et au total, très proches de la valeur moyenne proposée par Griffing et al. (Griffing et al., 2007). Toutefois certains pays utilisent des facteurs d'émission en bâtiment de l'ordre de 15-20% (Amon et al., 2005) pour l'Autriche, (Linjordet et al., 2005) pour la Norvège, (Damgaard Poulsen and Kristensen, 1998) pour le Danemark, (Gac et al., 2007) pour la France.

L'origine de ces facteurs d'émission n'est pas toujours précisée. Dans le cas de l'étude de Gac et al. pour la France, le facteur d'émission retenu est la moyenne des valeurs disponibles dans la bibliographie internationale et concerne à la fois les élevages sur litières et sur caillebotis (Gac et al., 2007). La moyenne du facteur d'émission ainsi obtenu (17,5%) est faible comparativement à la valeur rapportée par Griffing et al. (Griffing et al., 2007) ou recommandée par l'EEA (EEA-EMEP/CORINAIR, 2007). Ceci s'explique vraisemblablement par le fait que la synthèse de Gac et al. (Gac et al., 2007) considère toutes les modalités de gestion des effluents alors que celle de Griffing et al. se limite aux porcheries sur caillebotis avec stockage du lisier sous les animaux (Griffing et al., 2007), système connu pour favoriser les émissions d'ammoniac et qui est de loin le plus fréquemment rencontré dans les élevages Français (plus de 80%).

Pour les émissions de N_2O c'est généralement la référence de l'IPCC (IPCC, 2006) qui est retenue avec une valeur par défaut de 0,2% (entre 0 et 0,4%) pour les lisiers, 1% pour les litières accumulées sans brassage et 7% pour les litières brassées. Toutefois comme indiqué ci-dessus la référence IPCC utilisée pour les lisiers semble faible au regard des valeurs publiées.

La détermination des émissions totales de composés azotés est également importante dans la mesure où elle conditionne la quantité d'azote « maitrisable » dans le cadre de la directive « nitrates ». Dans le cas des lisiers les émissions d'ammoniac sont très voisines des émissions totales, bien que selon certaines études les autres composés puissent représenter 1 à 2% de l'excrétion. La valeur retenue par le Corpen (Corpen, 2003) pour les émissions en bâtiment (25%) parait donc en accord avec la valeur d'émission d'ammoniac proposées par Griffing et al. (Griffing et al., 2007) ou retenue par l'EMEP/CORINAIR (22,4%). Si l'on tient compte des émissions au cours du stockage extérieur (5% pour le Corpen, 10% pour EMEP CORINAIR) on obtient des valeurs très voisines d'émissions totales avant épandage (respectivement 28,5 et 30,5% pour le Corpen et l'EMEP/CORINAIR). La valeur proposée par l'IPCC pour les émissions cumulée est un peu plus faible (25%) avec une plage de variation entre 15 à 30% (IPCC, 2006).

5.1.4. Estimation des bilans d'azote des élevages de porcs

Sur la base des informations présentées ci-dessus il est possible de déterminer le flux d'azote moyen des principales catégories de porcs élevés en France, selon la méthodologie proposée en 1999 dans une étude conjointe en France (Dourmad et al., 1999a), au Danemark (Fernandez et al., 1999) et aux Pays-Bas (van der Peet-Schwering et al., 1999b) et reprise par le Corpen (Corpen, 2003). Les teneurs en protéines des aliments correspondent aux valeurs maximales recommandées par le Corpen (2003) et appliquées dans la très grande majorité des élevages, à savoir 14% en gestation, 16,5% en lactation, 20% en porcelet 1er âge, 18% en 2ème âge, 16,5% en croissance et 15,0% en finition. Les performances moyennes des élevages suivis en gestion technique par l'IFIP pour l'année 2010 sont retenues pour le calcul.

Les valeurs obtenues sont rapportées au Tableau 5.2. Pour les truies reproductrices les valeurs sont exprimées par truie et par an. Les truies sont considérées « *productives* » entre la première insémination et le dernier sevrage et « *présentes* » depuis l'arrivée dans l'élevage, en tant que jeune reproducteur, jusqu'à leur sortie. En moyenne la rétention azotée des truies représente 28,9% de l'ingestion et l'excrétion 71,1% dont environ les ¾ sont excrétés au niveau urinaire. Au final l'excrétion azotée annuelle s'élève à 20,4 kg par truie présente, cette valeur étant identique à celle calculée par le Corpen en 2003.

La prise en compte des différents facteurs d'émissions gazeuses discutés ci-dessus permet alors d'estimer le devenir de l'azote excrété par cet élevage jusque l'épandage (Tableau 5.3), selon que les porcs soient élevés sur caillebotis intégral ou sur litière. Dans le cas d'un logement sur caillebotis l'émission de N-NH_3 avant l'épandage représente 26,4% de l'azote excrété et l'émission de N-N_2O 0,4%. Au final 72,4% de l'azote excrété est épandu. Dans le cas d'un logement sur litière la part des émissions de N-N_2O (4,7%) et des émissions de N_2 (29,7%) est beaucoup plus élevée et au final seulement 45% de l'azote excrété est épandu.

Tableau 5.2 : Estimation de la consommation de la rétention et de l'excrétion d'azote (kg) par les truies et les porcs en croissance (estimation à partir des performances 2010) avec une alimentation biphase (Corpen, 2003).

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

[a]Elevage de 100 truies présentes, 22,9 porcs charcutiers vendus par truie présente et par an

Tableau 5.3 : Estimation des flux d'azote d'un élevage de 100 truies présentes selon le mode de gestion des effluents

	Effectif	*N excrété*	*N-NH_3[(a)]*	*N-N_2O[(b)]*	*N Gaz*	*N épandable*
Lisier						
truies présentes	100	2043	539	8	563	1480
porcelets produits	2290	1280	338	5	353	927
porc à l'engrais produits	2290	8657	2283	35	2387	6270
total		11980	3160	48	8677	8677
% excrété		*100*	*26,4*	*0,4*	*27,6*	*72,4*
Litière de paille[(c)]						
truies présentes	100	2043	448	88	959	1084
porcelets produits	2290	1280	256	61	721	559
porc à l'engrais produits	2290	8657	1731	416	4876	3781
total		11980	2435	565	6555	5425
% excrété		*100*	*20,3*	*4,7*	*54,7*	*45,3*

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

[b]le facteur d'émission de N_2O est fixé à 0,04% pour les bâtiments sur caillebotis intégral et 0,48% pour les bâtiments sur litière de paille.

[c]conduite sur litière de paille pour tous les animaux sauf les truies en lactation sur caillebotis

5.2. Les flux d'azote en élevage avicole

La production avicole française, en elle-même, est un problème peu important en termes de volume total des rejets azotés comparativement aux ruminants et aux porcs. En 2006, le CORPEN estimait que les filières avicoles représentaient 3% des volumes de déjections de l'ensemble des productions animales pour un volume estimé de 7,5 millions de tonnes de déjections, dont 2,5 de fumier (Corpen, 2006). De plus, la production en bâtiments peut permettre une gestion efficiente des déjections, comme le montrent les systèmes de traitements couramment développés pour les poules pondeuses. Toutefois, un point critique en aviculture est l'utilisation de ressources azotées importées, principalement du tourteau de soja, en raison de l'absence de production métropolitaine suffisante, ce besoin s'étant accru fortement suite à l'interdiction de l'incorporation des farines animales. Ces importations contribuent à augmenter la pression azotée sur certains territoires et notablement dans le Grand Ouest où une part importante des élevages avicoles se concentre en plus des porcs et bovins. La localisation des déjections avicoles et leur teneur en azote mal connue e en font des ressources assez difficiles à bien maîtriser. Par ailleurs, si les volumes de déjections sont faibles, du fait de leur concentration, ils contribuent pour une part significative à la production d'ammoniac. A titre d'exemple, l'aviculture représente 16% de la production d'ammoniac aux USA (Méda et al., 2011a). Il est donc important de déterminer les flux au sein des élevages et d'en étudier des voies de contrôle.

5.2.1. Les flux d'azote au sein d'ateliers avicoles

Les flux d'azote et leur ordre de grandeur au sein des élevages avicoles peuvent être systématisés de par la structuration majoritairement « hors-sol » et standardisée des élevages. Bien que les modalités de production sur parcours se développent, tant en volaille de chair qu'en pondeuse, les données sont encore insuffisantes pour ces systèmes d'élevage sur parcours.

5.2.1.1. Filière poulets de chair

Des simulations de flux sont effectuées à partir de 3 études. La première est le travail de Mitran et al. qui a suivi par des mesures directes la production et les pertes d'azote au sein d'un élevage de poulets de chair standard sur l'ensemble du cycle de production (ici 42 jours, assez représentatif de ce qui peut être observé en élevage (Mitran et al., 2008). Dans cette étude 99% de l'azote entre sous forme d'aliments et se retrouve au bout de 42 jours à 67% dans les poulets, 26 % dans la litière et 13% dans les émissions gazeuses azotées. La somme des taux dépasse les 100 % du fait des difficultés de mesurer les flux avec précision. Les pertes gazeuses ont lieu pour 23% dans les 21 premiers jours et pour 77% entre 22 à 42 jours, en lien avec le métabolisme des oiseaux, l'interaction entre les animaux et la litière au sein du bâtiment et aussi parce que les quantités ingérées et donc excrétées sont nettement plus élevées sur la deuxième partie du cycle de production. Sur le cycle de production, chaque oiseau produit 15,3 g d'azote volatilisé, très majoritairement du NH_3. Le second travail est celui de Guiziou et Béline (Guiziou and Béline, 2005) où les flux volatilisés étaient trois fois inférieurs à ceux de Mitran et al., montrant les difficultés méthodologiques et aussi la grande variabilité des phénomènes de volatilisation selon les conditions d'élevage et les bâtiments (Mitran et al., 2008). La troisième étude concerne les systèmes volailles intensifs en Irlande (Hayes et al., 2006). Ces trois études balayent la diversité des systèmes de production présents dans la revue de Méda et al. et permettent de simuler les flux annuels pour un bâtiment en volaille de chair classique (Tableau 4.4), et de fournir des ordres de grandeur des flux d'azote dans la litière et volatilisés (Méda et al., 2011a). L'ensemble est comparé aux valeurs du Corpen qui apparaissent légèrement inférieures pour l'azote présent dans les déjections, mais (par mesure de « sécurité » ?) légèrement plus élevé pour l'azote volatilisé que les trois études compilées (Corpen, 2006).

Tableau 5.4 : Flux d'azote excrétés présents dans la litière et les fientes ou volatilisés pour différents systèmes d'élevage avicole. Filière poulet de chair. Synthèse Esco.

Elevage représentatif de la situation en France	Azote présent dans les déjections (Kg N/an)	Azote volatilisé (Kg N/an)
Poulet standard, 22000 poulets/bande, 6,3 bandes/an de 38 jours		
Guiziou et Béline (2005)	6926	710
Hayes et al (2006)	6083	1553
Mitran et al (2008)	5673	1962
CORPEN (2006)	5373	2262
Poulet label, 11000 poulets/bande, 3,2 bandes/an de 87 jours		
Guiziou et Béline (2005)	5131	408
Hayes et al (2006)	4646	893
Mitran et al (2008)	4410	1128
CORPEN (2006)	4238	1301

5.2.1.2. Filière poule pondeuse

Neijat et al. réalisé un bilan des flux d'azote pour des poules pondeuses d'un format inférieur aux poules françaises, mais les chiffres peuvent donner un bon ordre de grandeur : pour une ingestion moyenne de 3 g d'azote par jour, 2% sont retenus par la poule, 33% exportés dans l'œuf et 65% excrétés dans les fientes (Neijat et al., 2011). Par la suite, en fonction du système de collecte des fientes, la production d'ammoniac peut être estimée à 0,163 kg par poule par an pour un système sur fosse profonde ou 0,062 kg par poule par an pour un système avec convoyage et séchage (Fabbri et al., 2007), correspondant à des taux de volatilisation de respectivement 23 et 9%. Ces valeurs sont assez cohérentes avec les données proposées par Méda et al. (Méda et al., 2011a). Mais elles sont basses par rapport à celles proposées par le Corpen, qui s'élèvent à 60% et 25% pour ces deux systèmes (Corpen, 2006).

Le tableau 5.5 illustre la forte variabilité des valeurs obtenues en fonction des systèmes de production. Le choix des unités de référence détermine les résultats des comparaisons de systèmes. Ainsi, les unités d'élevages de poulets standards produisent nettement plus d'azote que les exploitations de poulets labels, alors que les analyses de cycle de vie ayant comme unité fonctionnelle le kg de poulet produit montrent un résultat inverse (Da Silva et al., 2010). Pour les poules pondeuses, les simulations soulignent trois points. Tout d'abord, les élevages de poules pondeuses sont des producteurs importants de déjections étant donnée leur taille.

Tableau 5.5 : Comparaison des normes Corpen avec les résultats d'une étude récente par Fabbri et al. (Fabbri et al., 2007)

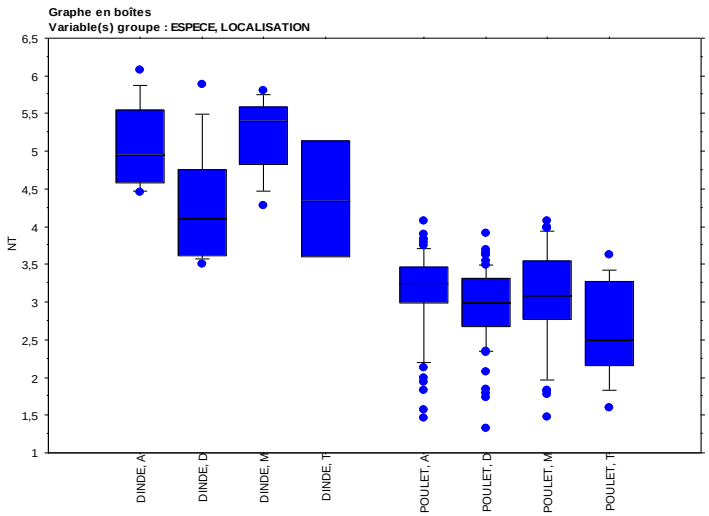
Elevage représentatif de la situation en France	Déjections (Kg N/an)	Volatilisation (Kg N/an)
Poules pondeuses convoyage et séchage 60000 poules sur l'année (Fabbri et al (2007)	38774	3723
CORPEN (2006)	31985	10512
Poules pondeuses : Lisier sur fosses profondes, 60000 poules sur l'année, (Fabbri et al (2007))	32642	9855
CORPEN (2006)	16874	25623

5.2.1. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote

Il est difficile d'évaluer précisément les sorties d'azote des ateliers avicoles. Concernant l'air, plusieurs travaux expérimentaux s'attachent à mettre en place des méthodologies de mesure des flux de débit d'air et de composition en ces différents composants (exemple : (Méda et al., 2011a)), mais il est très difficile d'arriver à calculer des bilans en lien avec le pilotage de la ventilation et les variations continues observées.

Deux formes principales de gestion des effluents coexistent : les litières et les lisiers. La première difficulté à résoudre est la mesure du contenu en azote de l'effluent, notamment dans le cas des litières. L'échantillonnage des litières est une opération délicate car elles n'ont pas la même composition dans les différentes zones d'un même bâtiment, où peuvent se distinguer des aires d'abreuvement, des mangeoires et des zones dortoirs, avec des occupations par les volailles, des déjections et des teneurs en azote variables. Des suivis en élevage réalisés conjointement par l'Inra et l'ITAVI en 2006 ont mis en évidence cette variabilité et la difficulté de réaliser des échantillons composites représentatifs. La Figure 5.8 illustre ces variations pour des élevages de dinde et de poulets avec des zones d'abreuvoir (A), de dortoir (D) et de mangeoire (M), T étant la composition des échantillons. Cette différentiation est confirmée comme nécessaire par Méda et al. qui mettent en avant notamment les différentes teneurs en humidité en fonction des zones au sein du bâtiment, entrainant des taux de volatilisation différents (Méda et al., 2011a). De plus, la connaissance du contenu des litières en bâtiment n'est qu'un élément indicatif, étant donnés les changements sur la nature et les teneurs en azote induits par le stockage, avant épandage ou transformation pour exporter vers les zones de grande culture. Enfin, les coûts d'analyse et la nécessité de multiplier leur nombre pour capter l'incertitude de l'échantillonnage font un frein aux mesures directes. Une piste actuellement mise en œuvre au sein d'un projet collaboratif est le développement d'outils de mesures rapides permettant à la fois de connaitre la valeur des litières et la valorisation de la ration par les oiseaux (Programme DIGSPIR, CASDAR 2011-2013).

Figure 5.8 : teneur en azote total (% MS) des litières en élevage de dindes et poulets pour les zones abreuvoir (A), dortoir (D) et mangeoire (M), T étant un échantillon composite



Le second point est le grand nombre de facteurs de variations induisant des modifications de la composition des déjections, notamment en termes de taux de matière sèche (Corpen, 2006). Ce taux de MS est un facteur déterminant de variation des fermentations qui conduisent à la volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac (forme très largement majoritaire), de protoxyde d'azote (N_2O) et de diazote (N_2), et joue donc un rôle important dans l'évolution de la teneur en azote de l'effluent. Les chiffres les plus élevés pour le protoxyde d'azote sont ceux de Calvet et al. qui n'excèdent pas l'équivalent de 8,8% de la production d'ammoniac (Calvet et al., 2011). Des chiffres assez différents sont rapportés par Méda et al. mais les valeurs de N_2O restent très faibles et les lois de variation de cette production semblent reliées de façon quadratique à la teneur en eau des litières avec une augmentation de la production jusqu'à une certaine humidité puis une diminution (Méda et al., 2011a).

5.2.1.1. Influence des espèces et des lignées d'animaux

Chez les volailles, l'espèce a un rôle primordial dans la quantité et la composition des déjections au sein des bâtiments d'élevage. En moyenne on peut retenir une production de 150 kg de fumier/m²/an pour les élevages de volailles de chair avec des variations allant de 90 kg/m²/an environ pour les poulets labels à 200 kg/m²/an en élevage de dindes. La teneur des fumiers en azote (mais aussi dans les autres éléments fertilisants) varie sensiblement selon l'espèce, nécessitant leur connaissance précise pour une utilisation agronomique adaptée. Pour les poules pondeuses, les quantités brutes de déjections à stocker sont comprises entre 10-12 kg/place/an pour des fientes à 80% de matière sèche (litières) et 70 kg/an pour du lisier (Corpen, 2006). Ces différences et

les efficacités induites en termes d'utilisation de l'azote sont principalement liées à la combinaison de deux facteurs : le système de production et les lignées génétiques utilisées.

Concernant les lignées ou les espèces, les indices de consommation sont très contrastés. Pour les poulets de chair, entre les souches à croissance rapide (1,9 kg de poids vif à 37 jours d'âge) et les souches à croissance lentes (2,25 kg de poids vif à 87 jours d'âge), l'indice de consommation sur l'ensemble de la période d'élevage n'est pas du même ordre de grandeur (IC= 1,9 kg/kg et 3,15 respectivement). Ceci induit une ingestion globale nettement plus élevée en élevage long et des rejets vers l'environnementaux fortement augmentés. Ainsi Bokkers et de Boer ont montré des émissions beaucoup plus importantes de l'élevage biologique comparé à l'élevage conventionnel aux Pays-Bas (Bokkers and de Boer, 2009). Une sélection génétique focalisée sur une amélioration de la rétention protéique par l'oiseau, voire directement sur une diminution des rejets, est envisageable. Des lignées avicoles divergentes en terme de digestibilité de l'énergie ont été développées à l'Inra (de Verdal et al., 2010 ; Mignon-Grasteau et al., 2010). Les résultats obtenus laissent envisager la possibilité de travailler sur une meilleure digestibilité, et si l'absorption correspond à une utilisation métabolique améliorée des acides aminés, à une rétention plus élevés de l'azote par les oiseaux. De la même façon, rendre les oiseaux capables de s'adapter à des systèmes d'alimentation variables peut permettre une amélioration de la valorisation des protéines alimentaires. Deux exemples peuvent être développés : en poulet de chair, les lignées actuelles sont capables de réagir à très courts termes (quelques minutes) à l'apport d'aliments contrastés, ce qui a permis de développer des systèmes d'alimentation séquentielle alternant des aliments riches ou pauvres en azotes et en énergie. Les oiseaux ont eu des performances identiques, ouvrant la possibilité de mieux valoriser des matières premières riches en protéines mais trop pauvres en énergie pour permettre des croissances suffisantes. Ce système est envisageable sur des lignées à croissance rapide mais il ne semble pas fonctionner sur des lignées à croissance lente, montrant l'aspect génétique de cette adaptabilité (Bouvarel et al., 2007). En poule pondeuse, la capacité d'adaptation des oiseaux à une alimentation séquentielle, comme démontré par les travaux de Faruk et al. où une amélioration de l'indice de consommation de 5% a été observée, peut être mise en avant dans le cadre d'une sélection adaptée à des réactions à des systèmes d'alimentation contrastés (Faruk et al., 2011). Des pistes combinant des approches génétiques et de systèmes d'alimentation semblent donc à développer.

5.2.1.2. Influence de l'alimentation

La nature de l'alimentation influence la composition et l'état des litières à travers plusieurs éléments : la quantité d'azote ingérée par l'oiseau, la nature des matières premières incorporées et les teneurs en électrolytes en lien avec la consommation d'eau. Le cas le plus courant est l'incorporation quasi-systématique en alimentation avicole de tourteau de soja, riche en potassium, et entraînant par conséquent une consommation d'eau élevée. Les valeurs observées en élevage et en conditions expérimentales montrent que pour des poulets à croissance rapide, il est possible d'observer une ingestion d'eau allant de 1,7 à 2,5 litres par kilogramme d'aliment ingéré en fonction des régimes, des conditions d'élevage et des vitesses de croissance (résultats non publiés). Étant donné que la rétention d'eau ne varie pas significativement à l'échelle de l'oiseau, cette ingestion influence l'humidité de la litière et par conséquent la volatilisation, sans doute maximale pour une humidité comprise entre 40 et 60% (Méda et al., 2011a).

De même que pour les porcs, l'utilisation de certaines matières premières, caractérisées par une disponibilité élevée des protéines (Sauvant et al., 2004) et un équilibre entre les acides aminés (AA) (combiné ou non avec l'ajout d'AA de synthèse) permet d'augmenter significativement la rétention des protéines ingérées et de diminuer l'excrétion d'azote jusqu'à 40% (Nahm, 2007) avec une diminution approximative de 10% des rejets azotés par pourcent de diminution des protéines dans l'aliment. Corrélativement, cette diminution des rejets impacte sur la fraction volatilisée (Méda et al., 2011a). Des travaux importants co-construits par l'industrie et la recherche ont permis d'aboutir à des équations de prévisions des valeurs nutritionnelles améliorant nettement la valorisation de ces matières premières, comme par exemple les drèches (Cozannet et al., 2010). Mieux connaitre les coproduits de l'industrie des biocarburants (drèches, tourteau de colza) est une nécessité pour les incorporer de façon pertinente dans l'alimentation des volailles, comme source majeure d'apports de protéines. Certains cahiers des charges de production avicoles n'acceptent pas l'utilisation des AA de synthèse, et les déséquilibres nutritionnels ainsi assumés au titre des cahiers des charges contribuent à accroitre les rejets, comme illustré par Kratz et al., ce qui peut jouer en défaveur de ces filières (Kratz et al., 2004a). De même, des contraintes d'incorporation de certaines matières premières ont un effet négatif en filière de production sous signe de qualité.

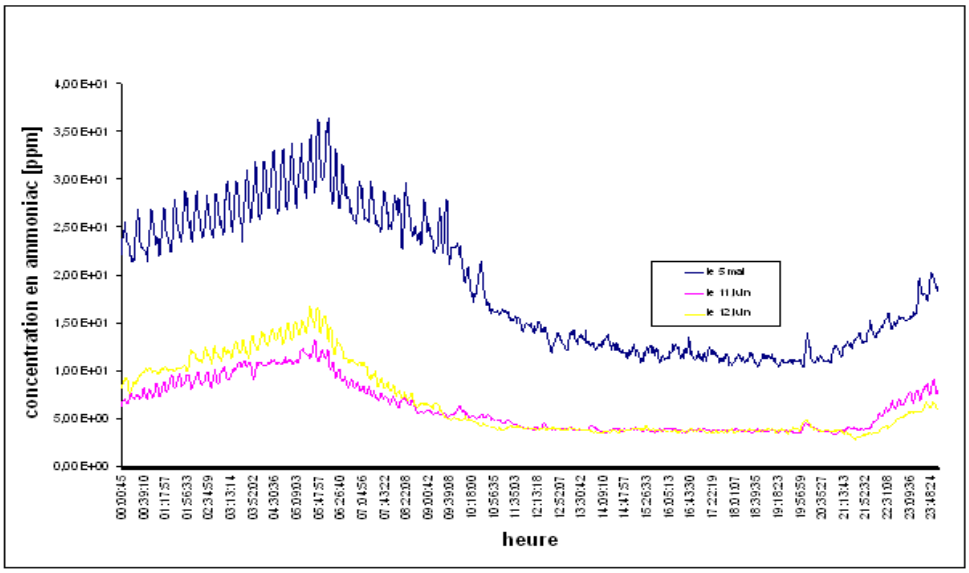
Par ailleurs, la mise en œuvre de traitements technologiques particuliers et l'utilisation d'enzymes exogènes conduisent à des gains importants de digestibilité de la matière organique, avec pour conséquence immédiate une diminution des rejets azotés. A titre d'exemple, la combinaison de 3 AA de synthèse et de 2 niveaux de protéines dans l'aliment permet de faire varier pour une dinde la production d'ammoniac de 230 à 176 g par dinde sur l'ensemble de la période d'élevage, soulignant tout l'intérêt d'une alimentation de précision (Liu et al., 2011). L'ajout d'une protéase dans un aliment diminué de 10% de son taux de protéine par rapport au témoin permet d'obtenir des performances identiques, et donc des rejets diminués, chez des poulets à croissance rapide (Angel et al., 2011). Des approches très « techniques » des aliments pour volailles sont donc à continuer dans une optique d'ajustement des apports aux besoins tant à l'échelle de la journée (exemple : (Faruk et al., 2011) qu'au cours de l'ensemble de la période de croissance, comme cela est fait avec les alimentations multiphases classiquement utilisées, qu'il est possible de d'ajuster plus précisément encore en faisant un suivi quotidien de la croissance (Cangar et al., 2007).

5.2.1.3. Influence des conditions d'ambiance dans les bâtiments

L'ambiance au sein du bâtiment, résultant d'interactions entre hygrométrie et températures qui induisent des niveaux de ventilation variables, et une accélération ou au contraire une stabilisation des réactions au sein des litières, affecte principalement les phénomènes de volatilisation. Pour l'azote, des mesures sur un bâtiment de poulets de chair à croissance rapide ont donné une valeur d'émission de 5,74 g N/poulet pour l'ensemble de sa croissance sans aucune émission de N_20, sachant qu'au sein du bâtiment, la teneur en ammoniac a varié de 0,8 à 32 ppm (Guiziou and Béline, 2005). Dobeic et al. ont mesuré la concentration d'ammoniac et de N_2O dans des élevages de poulets de chair et de poules pondeuses et mis en évidence de fortes variations selon les bâtiments en fonction, non seulement des espèces et de l'âge des animaux, mais aussi des systèmes de ventilation sur les quantités des différentes catégories de composés azotés obtenus (Dobeic et al., 2007). Ainsi dans les bâtiments fermés modernes la température est contrôlée précisément, entrainant des vitesses de ventilation liée au différentiel de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. Il en résulte une volatilisation pouvant être de deux à six fois plus élevée en été que l'hiver, en lien avec la ventilation et non pas uniquement avec la température (Méda et al., 2011a) : il est probable que le changement de volatilisation de l'ammoniac résulte d'une combinaison de la température au sol et du passage de l'air au niveau de la litière. Un agencement pertinent et un entretien suivi des sources d'abreuvement sont un élément clé de réduction de la volatilisation, favorisée par des dégradations de l'état des litières dans les zones humides (Méda et al., 2011a).

Pour pouvoir maîtriser correctement les pertes d'azote, il est nécessaire de disposer d'outils de mesure fiables et peu coûteux et de contrôler l'ambiance du bâtiment. Méda et al. ont ainsi proposé un modèle de détermination des flux au sein de l'élevage à partir de l'ensemble des paramètres d'ambiance et des performances des oiseaux (Méda et al., 2011b) En même temps qu'elle réduit la valeur du fertilisant organique, la volatilisation génère une teneur en ammoniac élevée dans le bâtiment, qui est une cause de mal-être pour les oiseaux comme pour les éleveurs notamment en fin de période d'élevage où les systèmes de ventilation sont susceptibles de moins bien fonctionner. Ceci avait été observé expérimentalement à l'unité de recherches avicoles en expérimentation sur des dindes où des suivis de teneurs en ammoniac avaient montré des teneurs en ammoniac très handicapante en fin de nuit rendant le travail des animaliers difficiles sans parler des impacts pour les volailles. Des mesures courantes semblent par conséquent nécessaires. Des outils sont proposés par exemple par Amaral et al., qui concluent à la pertinence des mesures mais à la difficulté d'échantillonner correctement dans le temps et dans les différentes zones du bâtiment pour un résultat utilisable (Amaral et al., 2008). La Figure 5.9 illustre les cinétiques d'ammoniac mesurées dans le bâtiment expérimental de dindes, à trois dates différentes en phase de finition montrant ainsi l'importance des conditions de ventilation sur les teneurs mesurées et leurs évolutions en cours de journée avec des teneurs très élevées en début de matinée au moment des températures les plus basses et par conséquent d'une ventilation minimale.

Figure 5.9 : Evolution des concentrations en ammoniac au cours de la journée et entre jour (données non publiées, Inra)



Une meilleure maîtrise de l'ambiance dans les bâtiments est un objectif à poursuivre étant donnée la forte relation entre température, humidité et évolution des litières ou des lisiers. Bos et al. proposent une approche innovante consistant à s'éloigner d'une solution technique unique agissant directement sur le problème des émissions dans l'environnement, pour repenser l'ensemble du système animal/environnement comme une entité complexe répondant à ces propres règles pour une amélioration des conditions d'élevage (Bos et al., 2003). La mise en œuvre de la réglementation relative au bien-être en poules pondeuses a par exemple permis aux oiseaux d'exprimer des comportements naturels qui étaient inhibés dans les conditions précédentes. Des travaux font l'hypothèse que les modifications de comportements et une utilisation nouvelle de l'espace d'élevage pourraient avoir un impact sur l'état et /ou sur la localisation des déjections.

5.2.1.4. Influence de la nature de la litière

On a déjà vu que la nature de la litière peut jouer sur l'évolution du contenu en azote des déjections. Un aspect particulier est l'utilisation de facteurs d'abattement comme des activateurs de litières, qui orientent les réactions au sein de celles-ci. Des ajouts à base d'aluminium peuvent être réalisés notamment quand les litières sont accumulées pendant plusieurs cycles d'élevage comme parfois aux Etats-Unis ou au Brésil où les poussins arrivant sur une litière déjà utilisée (Gilmour et al., 2004). Plus largement, une grande variété d'additifs dans l'alimentation des volailles ou directement sur les litières est disponible et susceptible d'agir sur la formation d'ammoniac, comme l'ont évalué sous forme d'un screening (Jelinek et al., 2007). Des diminutions de volatilisation de 33 à 94% ont été observées en fonction des additifs utilisés en laboratoire par Li et al. (Li et al., 2008). En France, Aubert et al. annoncent une diminution des émissions d'ammoniac de 36% par kg de poids vif en élevage de poulet de chair suite à des comparaisons entre bandes ayant reçu ou non des « complexes de microorganismes » sur les litières (Aubert et al., 2011). Néanmoins, les mécanismes d'action restent à élucider et une certaine prudence s'impose quant à la généralisation de ces premiers résultats. Dans un système d'interrelations animal-environnement, ces modifications sont à évaluer conjointement au bien-être de l'oiseau et de l'éleveur et à élargir à une étude d'impact au moment des épandages. Une synthèse réalisée par Méda et al. pointe l'importance de la nature de la litière (copeaux de bois avec moins d'émission qu'avec de la paille, …), de la quantité mise en place, de l'ajout ou non d'additifs au sein de cette litière et de leur renouvellement ou non (le renouvellement diminuant l'émission) entre bandes sur les facteurs d'émissions de l'ammoniac (Méda et al., 2011a).

L'utilisation de parcours a un rôle important sur la répartition des déjections au sein de l'élevage. Or les systèmes alternatifs utilisant des parcours sont en plein développement pour répondre aux réglementations sur le bien-être animal et aux cahiers des charges de type agriculture biologique ou sous label. Une partie des déjections se retrouve donc directement sur le parcours et n'aura pas à être épandu sur d'autres surfaces, mais la possibilité de fortes concentrations localisées est en cours d'étude. Kratz et al. ont montré qu'il est possible de relier la

teneur en azote des sols et la fréquentation des volailles sur les parcours, et mis en évidence des points noirs où les teneurs excessives rendent susceptible la lixiviation d'azote (Kratz et al., 2004b). Dans le cadre du développement de systèmes alternatifs, une meilleure connaissance de la répartition des déjections est nécessaire afin de mieux évaluer l'état des surfaces utilisées pour proposer des modes de gestion régulant l'accès au parcours (dans le temps et l'espace) pour limiter les risques de lixiviation.

Enfin, les volailles de chair à croissance rapide et dans une moindre mesure celles à croissance lente sont très sujettes à des troubles intestinaux sans liens directs avec des agents pathogènes. Une prévalence de l'ordre de 25% peut être un ordre de grandeur correct. Il en résulte la production de fientes humides et volumineuses entraînant des dégradations de la litière et par action en retour une généralisation de cet état à l'ensemble des oiseaux du lot concerné. Cet état intestinal s'accompagne d'une dégradation de la digestion des nutriments entraînant des rejets plus élevés. Des travaux sont engagés entre Arvalis Institut du Végétal, l'Itavi et l'Inra pour quantifier ces changements en situation d'élevage (Programme CASDAR DIGSPIR 2011-2013).

5.2.1.5. Influence de la gestion des déjections

La manutention des déjections et le stockage font varier très largement la teneur en azote final, ce qui dans le cas des déjections concentrées de volailles impacte largement les émissions et la valeur fertilisante. Ainsi en poule pondeuse dans des bâtiments de 60 000 poules, le facteur d'émission de l'ammoniac était diminué de 61% par le séchage comparé aux fosses profondes (Tableau 5.5), soit une production de NH_3 de 0,163 kg an/poule en fosse profonde contre 0,062 en convoyage et séchage des fientes (Fabbri et al., 2007). Le séchage semble donc une voie pertinente pour réduire le niveau de volatilisation de NH_3 comme souligné par Koerkamp, mais il induit des coûts énergétiques et économiques qui sont à mettre en balance avec le gain environnemental sur l'azote (Koerkamp, 1994). De plus, Koerkamp souligne l'évacuation et le séchage des déjections ne sont plus possibles que dans certains types de bâtiments pour poule pondeuse, et non dans ceux où les volailles sont au sol (Koerkamp, 1994). Or les nouvelles réglementations bien-être mises en œuvre favorisent l'élevage au sol même si des structures avec des batteries adaptées sont aussi utilisables. La possibilité ou non de sécher va notamment provoquer des différences d'impact environnemental pour l'azote entre systèmes de productions, les systèmes label ou en agriculture biologique excluant peu ou prou l'utilisation de cages. Une dernière étape doit sans doute être mieux évaluée : le lien entre les modalités de stockage et les pertes à l'épandage, afin d'éviter les transferts de pollution : un abattement de la volatilisation au sein du bâtiment laisse plus d'azote à épandre, avec risque de volatilisation ou lixiviation de l'azote au champ. Sagoo et al. soulignent la nécessité de faire une analyse globale comprenant l'épandage pour éviter une simple « délocalisation » de la volatilisation ou de la lixiviation (Sagoo et al., 2007).

Pour résumer les différentes étapes entre l'apport d'azote à l'oiseau et la quantité exportable, de nombreux facteurs d'abattement sont observés comme le montrent les figures 5.10 issues du Corpen et corrigées au regard des éléments exposés ci-dessus (Corpen, 2006). Cette Figure compare les différents flux d'azote et devenirs de l'azote ingéré dans les systèmes fumier et lisier.

Figure 5.10 : les flux d'azote dans une gestion des déjections avicoles sous forme de lisier (gauche) et de fumier (droite) (d'après Corpen (Corpen, 2006))



La Figure 5.10 met en évidence la hiérarchie des facteurs d'abattement dans une situation moyenne avec des litières : la rétention faible par l'oiseau puis les pertes en bâtiments et à l'occasion du stockage. Les variables discutées ci-dessus et permettant de changer les valeurs proposées sont autant de pistes pour diminuer la quantité de rejet (au niveau de l'oiseau) et les phénomènes de volatilisation. La Figure 5.10 concernant les lisiers amène au même constat d'une fixation très faible par l'oiseau et pertes très élevées par volatilisation lors des étapes ultérieures.

5.3. Les flux d'azote en élevage bovin

5.3.1. Bilan azoté chez les ruminants

Chez les ruminants, le taux de valorisation de l'azote (exprimé par le rapport N fixé / N ingéré) est faible et varie en moyenne de 0 à 35% selon le type de production. Il est minimum chez l'animal à l'entretien tel la vache adulte tarie, varie de 8 à 20-22% chez l'animal en croissance (Marini and van Amburgh, 2005) et en finition (Estermann et al., 2002 ; Micol et al., 2003 ; Yan et al., 2007), et est plus élevé pour la fonction « Lactation » avec un taux qui varie de 20 à 35% (Borsting et al., 2003 ; Castillo et al., 2000 ; Nadeau et al., 2007; Peyraud et al., 1995). En conséquence, l'essentiel et parfois la totalité de l'N ingéré est excrété par l'animal et restitué dans les déjections (Tableau 5.6).

Tableau 5.6 : Taux de valorisation de l'azote chez les bovins selon le type d'animal

	Vache laitière	*Vache allaitante*	*Jeune bovin viande*	*Génisses laitières*
N ingéré (g/j)	460	240	200	180
N fixé (lait ou muscle en g/j)	128	40	38	20
N total excrété (g/j)	332	200	162	160
Valorisation (%)	28	17	19	11

Chez la femelle laitière adulte, l'azote fixé dans le lait dépend de la quantité de lait produit et de la teneur en protéines de ce lait. Avec une production annuelle de 7 500 kg de lait la vache laitière exporte environ 38,5 kg d'azote par an. Chez la brebis qui produit un lait plus riche en protéines, une lactation de 280 kg de lait correspond à une exportation de 2,4 kg N. Chez la chèvre, une lactation de 800 kg de lait correspond à un export de 4,1 kg d'N. Chez les animaux en croissance ou en engraissement d'espèce bovine ou ovine, la quantité de protéines fixée dépend essentiellement du type d'animal - lait ou viande - et de son âge. Les équations de dépôts protéiques ont été récemment révisées et publiées par l'Inra (Agabriel, 2010). A titre d'exemple, une génisse laitière de sa naissance à son 1er vêlage à 28 mois fixe environ 15 kg d'azote. Le logiciel INRAtion (Version 4.07 - Inra, 2010) permet de déterminer pour chaque type d'animal, suite à un calcul de ration, les quantités d'azote ingérées et une description quantifiée de la répartition entre azote fixé et excrété sous forme urinaire et fécale.

L'azote rejeté dans les fèces a pour origine l'azote alimentaire non digestible, l'azote microbien non digéré et la fraction endogène associée aux desquamations de l'épithélium intestinal et aux sécrétions digestives non absorbées (Inra, 1978). Comme la digestibilité vraie des protéines alimentaires est très élevée chez le ruminant, la quantité d'azote fécal est peu dépendante de la teneur en N du régime (Demarquilly et al., 1995) et varie surtout avec les quantités totales de matière sèche (MS) d'aliments ingérées. Ainsi, la quantité d'azote fécal excrétée est en moyenne de 7,5 g N par kg de MS consommé, valeur assez constante entre espèces de ruminants (bovins, ovins). Elle varie de 7 à 8 g environ selon l'espèce animale considérée et la teneur en N du régime (Lantinga et al., 1987; Peyraud and Astigarraga, 1998). En conséquence, quel que soit le régime alimentaire, l'N fécal excrété varie d'abord avec le format et le poids vif de l'animal qui est le premier facteur de variation de l'ingestion, puis, chez les vaches laitières notamment, avec le niveau de production de l'animal (Delaby et al., 1995 ; Nennich et al., 2005; Peyraud et al., 1995).

L'azote urinaire résulte du catabolisme des protéines dans l'organisme et des excédents d'azote apportés par la ration. Elle a pour origine nutritionnelle, soit un excès d'azote dégradable au niveau du rumen qui n'est pas valorisé par les microbes, soit un excès d'acides aminés au niveau intestinal non valorisé par l'animal (Calsamiglia et al., 2010; Peyraud et al., 1995 ; Tamminga, 1992). La quantité d'azote ainsi éliminée par voie urinaire. L'azote excrété par voie urinaire dépend essentiellement de la quantité d'azote ingéré, donc à la fois de la quantité de MS consommée mais aussi de la teneur en azote de cette ration, ce chez les bovins (Huhtanen et al., 2008 ; Yan et al., 2007) comme chez les ovins (Giraldez et al., 1997). Ces deux variables ont alors un effet multiplicatif sur l'excrétion d'azote urinaire. C'est pourquoi, la quantité d'N urinaire excrété augmente avec le poids et le niveau de production des animaux, ce d'autant plus que la teneur en azote du régime est élevée (Vérité and Delaby, 2000).

C'est principalement l'excrétion d'azote sous forme d'urée qui varie, l'azote uréique de l'urine peut ainsi représenter de 0 à 70% de l'azote total urinaire. Comme la forme uréique de l'azote diffuse librement dans la phase aqueuse de l'organisme, l'urée est un métabolite présent et facile à mesurer dans le sang ou dans le lait. Cet élément est souvent retenu comme un indicateur intéressant de l'état de nutrition azotée des femelles laitières et des rejets azotés, notamment urinaires (Ciszuk and Gebregziabher, 1994 ; Jonker et al., 1998 ; Nennich et al., 2006) à condition selon certains auteurs d'intégrer le poids vif des animaux dans les équations de prédiction (Kauffman and St-Pierre, 2001). Cependant, certaines situations particulières (début de lactation, alimentation au pâturage) associées à des variations de clairance de l'urée dans l'organisme (Faverdin and Vérité, 2003) limitent la fiabilité des mesures individuelles ou ponctuelles de la teneur en l'urée du lait pour prédire l'excrétion d'N urinaire (Faverdin and Vérité, 1998). A l'échelle du troupeau et de l'année, la teneur moyenne en urée du tank à lait est néanmoins proposée et utilisée en association avec la production laitière moyenne du troupeau pour évaluer les rejets azotés (Lambert et al., 2010) ; (Aarts, communication personnelle).

5.3.2. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote

Lors du calcul de bilan azoté journalier, l'azote urinaire est souvent déterminé par différence entre d'une part l'azote ingéré, résultat des quantités ingérées de chaque composant de la ration, et d'autre part la somme de l'azote exporté dans le lait ou fixé dans les tissus corporels et de l'azote fécal, estimé grâce aux quantités de MS ingérées. Cette méthode a été utilisée afin d'établir les références Corpen en 1999 et 2001 (Corpen, 1999 ; 2001). Afin de s'affranchir de la connaissance des quantités de MS ingérée qui constitue une variable peu disponible en élevage, certains auteurs ont élaboré des équations de prédiction des rejets azotés intégrant le poids vif, la production laitière, la teneur en azote et parfois la teneur en NDF de la ration (Wilkerson et al., 1997 ; Yan et al., 2006). Ces derniers auteurs soulignent bien l'importance de la teneur en N du régime comme variable de prédiction, compte tenu de son influence majeure sur l'excrétion d'azote urinaire. Fort de ces méthodes d'évaluation indirectes, il est possible de calculer à l'échelle du jour, du mois ou de l'année et selon la succession des différentes rations utilisées, les quantités d'azote excrétées par les ruminants. Les deux principaux facteurs de variation de ces rejets annuels chez les vaches laitières sont le niveau de production, d'une part et la teneur en N du régime d'autre part.

5.3.2.1. Influence du niveau de production

L'ensemble des auteurs s'accorde pour souligner la relation forte et positive entre la quantité de lait produite au cours d'une lactation et les rejets azotés totaux. Les données danoises décrites par Borsting et al. rapportent une augmentation des rejets N totaux de 14 kg par vache (respectivement 116 et 130 kg N) pour une augmentation de production de 7 000 à 9 000 kg de lait (Borsting et al., 2003). Ces résultats sont très proches de ceux décrits par Vérité et Delaby (Vérité and Delaby, 2000). Selon ces auteurs, une augmentation de production de 1 000 kg de lait augmente les rejets N annuels urinaires de 4,0 kg et les rejets N annuels fécaux de 3,3 kg. Cette augmentation des rejets totaux s'accompagne néanmoins d'une amélioration de l'efficacité de l'azote, traduite par la réduction des rejets rapportés à 1 000 kg de lait produit (Borsting et al., 2003 ; Peyraud et al., 1995). Selon les données de Borsting et al., l'excrétion totale annuelle d'N diminue de 16,6 à 14,4 kg par tonne de lait produite (Borsting et al., 2003). Ces valeurs varient selon Peyraud et al. (Peyraud et al., 1995)de 13,3 à 11,2 kg/tonne de lait produite pour des niveaux de production de respectivement 6 000 et 9 000 kg de lait avec des rations à base d'ensilage de maïs (Peyraud et al., 1995).

Ce résultat à l'échelle de l'animal doit être revisité à des échelles supérieures : replacé dans le contexte de l'exploitation, l'accroissement du niveau de production s'accompagne en général d'un accroissement du taux de renouvellement des animaux et donc du nombre de génisses, ainsi que de pratiques de rationnement plus libérales (Jonker et al., 2002) pour maintenir le niveau élevé de production par vache. L'augmentation du potentiel des animaux induit donc une augmentation des achats en aliments concentrés. A l'échelle des filières, l'augmentation de la production laitière par animal entraîne une réduction du cheptel laitier mais un report sur l'élevage allaitant, moins efficace du point de vue de l'azote (Faverdin and Peyraud, 2010). Ce changement d'échelle sera détaillé en 5.4 et 5.5.

Tableau 5.7 : Illustration quantifiée de l'effet du niveau d'ingestion et de la teneur en N du régime sur les flux d'azote journaliers chez la vache laitière (d'après Corpen 1999)

Production laitière (kg/j)	***25***	***25***	***35***	***35***
Quantité de MS ingérée (kg/j)	18	18	22	22
Teneur en MAT du régime (g/kg MS)	160	220	160	220
Teneur en N du régime (MAT/6,25 - g/kg MS)	25.6	25.6	35.2	35.2
N exporté dans le lait (g/j)	128	128	179	179
N fécal (g/j)	144	144	176	176
N urinaire (g/j)	188	362	209	420
N total excrété (g/j)	332	506	385	596

5.3.2.2. Influence de la teneur en azote du régime

Chez tous les ruminants, la nature de l'alimentation et notamment la teneur en N des rations influence également les rejets azotés. Ce d'autant plus que l'apport d'azote, notamment l'azote dégradable au niveau du rumen, est supérieur aux besoins des microbes et des animaux. C'est ainsi que les plantes fourragères naturellement pauvres en azote, tel le maïs récolté sous forme d'ensilage (11,2 à 13,8 g N/kg MS – (Agabriel, 2010)), permettent d'élaborer des rations bien équilibrées grâce l'adjonction idoine de suppléments protéiques en cohérence avec les besoins des animaux. A l'inverse, les rations à base d'herbe verte, voire de légumineuses (trèfle, luzerne), notamment pâturées, se caractérisent par des teneurs en azote des plantes parfois très élevées (de 25,6 à 35,2 g kg MS) et induisent des rejets azotés plus importants (Peyraud et al., 1995). Ainsi, Vérité et Delaby (Vérité and Delaby, 2000) ont quantifié à l'échelle de l'année les conséquences de rations mensuelles diverses sur les rejets azotés totaux (Tableau 5.8). Afin de pallier cet excès d'azote, de nombreux travaux ont proposés de réduire la part de l'herbe pâturée dans les rations des ruminants (Valk, 1994 ; van Vuuren and Meijs, 1987), ce qui d'un point de vue strictement nutritionnel est assez efficace et semble judicieux. Selon ces auteurs, un apport de 50% de la ration sous forme d'ensilage de maïs qui se substitue en même proportion à l'herbe consommée permet de réduire les rejets azotés journaliers de 219 g (dont 212 g sous forme urinaire – (Valk, 1994)) et de 143 g (dont 163 g sous forme urinaire – (van Vuuren and Meijs, 1987)) sans modification (Valk, 1994) voire même avec une augmentation de la production laitière selon les seconds auteurs grâce à une augmentation des quantités totales de MS ingérées.

Tableau 5.8 : Influence de la nature du régime alimentaire mensuel sur les rejets azotés annuels totaux d'une vache laitière (6 000 kg de lait – (Vérité and Delaby, 2000))

Site de restitution	***Stabulation***					***Parcelle***
E.Maïs (13,1 g N / kg MS) (mois) (1)	0	3	6	9	12	
Pâturage (28,8 g N / kg MS)						
0 (mois)	109	102	95	88	80	0
3	87	80	73	65		29
6	65	58	50			57
9	43	35				86

(1) Le complément à 12 mois est constitué par la ration à base d'herbe conservée (24,0 g N / kg MS).

A l'échelle de l'année, en combinant les différentes séquences alimentaires, il est possible d'évaluer les rejets azotés d'un troupeau laitier et leur site de restitution (bâtiment, parcelle) selon la part de pâturage dans l'alimentation du troupeau (Delaby et al., 1995). L'exemple d'un troupeau laitier de 40 vaches (7 500 kg de lait) dont la conduite alimentaire varie selon le système fourrager est présenté au Tableau 5.9.

Tableau 5.9: Influence du système d'alimentation sur les rejets azotés annuels d'un troupeau de 40 vaches laitières et leur répartition – 7 500 kg de lait – adapté de (Peyraud et al., 1995 ; Vérité and Delaby, 2000))

Système d'alimentation	*Ens. de maïs 12 mois*	*Ens de maïs 9 mois Pâturage 3 mois*	*Ens maïs & herbe 6 mois Pâturage 6 mois*	*Ens herbe & Foin 6 mois Pâturage 6 mois*
N total ingéré (kg)	5246	5705	6439	6715
N fourrage ingéré (kg)	2712	3697	5100	5518
N concentré ingéré (kg)	2534	2008	1339	1197
N total excrété (kg)	3648	4104	4836	5112
N excrété (% N ingérée)	69	72	75	76
N fécal (kg)	1830	1822	1769	1725
N urinaire (kg)	1818	2282	3067	3387
N restitué en bâtiment (kg)	3648	2964	2556	2832
(% du total excrété)	(100)	(72)	(53)	(55)
N restitué au pâturage (kg)	0	1140	2280	2280
N épandable (kg) (1)	2736	3363	4197	4404
N exporté par les fourrages (% N épandable)	99	109	121	125

en admettant 25% de volatilisation sur l'N restitué en bâtiment. N épandable = 0,75 x N bâtiment + N pâturage

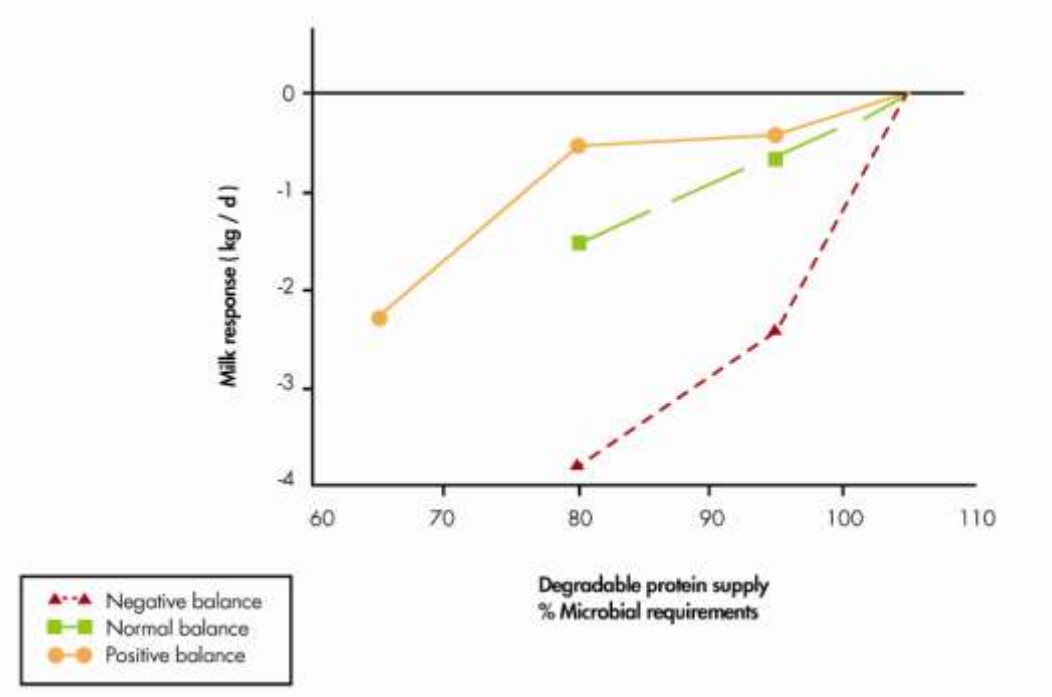
Globalement les quantités d'azote issues d'un troupeau de 40 vaches à gérer sous forme de déjections varient de 3 600 à 5 100 kg. La part de l'N restitué émise en bâtiment représente entre 50 et 100 % du total excrété selon la part de pâturage dans la ration annuelle du troupeau. Comme l'on décrit Peyraud et al., les quantités totales d'azote ingérées ainsi que celle provenant des fourrages consommés augmentent avec l'augmentation de la part d'herbe notamment pâturée dans la ration (Peyraud et al., 1995). Avec un régime annuel à base d'ensilage de maïs, près de 50 % de l'azote consommé par les vaches provient du concentré souvent importé sous forme de tourteaux de soja. A même niveau de production par vache, les quantités d'azote fécal varient peu avec la part d'herbe dans la ration tandis que les quantités d'azote urinaire varient de 1 800 à 3 900 kg par an.

5.3.3. Réduire les rejets à productivité égale des animaux.

Tout excès alimentaire, que ce soit en azote dégradable au niveau du rumen ou en apport intestinal d'acides aminés sera excrété en urée par la voie urinaire réduisant ainsi l'efficience d'utilisation de l'azote au niveau de l'animal et accroissant les risques d'émissions d'ammoniac en bâtiments (van Duinkerken et al., 2005) et rendant l'azote des déjections moins maîtrisable pour la fertilisation. Ceci doit inciter à calculer les rations des ruminants en évitant tout risque d'excès d'apport chaque fois que cela est possible, en particulier tant que les troupeaux sont en bâtiments. L'ajustement des rations est aisément réalisable avec le logiciel INRAtion (www.inration.educagri.fr/fr/).

Les apports d'azote dégradable doivent correspondre aux recommandations et non les excéder. Il semble même possible dans certains cas de réduire ces apports un peu en dessous des recommandations pour accroître l'efficience d'utilisation de l'azote et diminuer encore les rejets sous forme d'urée sans trop pénaliser les performances. Cette marge de manœuvre peut être utilisée chez des ruminants par ailleurs bien alimentés en acides aminés ((Vérité et al., 1997), Figure 5.11). Un déficit de 5% du niveau d'apport d'azote dégradable par rapport aux recommandations n'aura ainsi pas de conséquences sur les performances de production (voir Figure 9.5) mais permettra de réduire les rejets d'environ 10 kg de N par vache sur une lactation. Une réduction plus importante, conduira à diminuer fortement les performances.

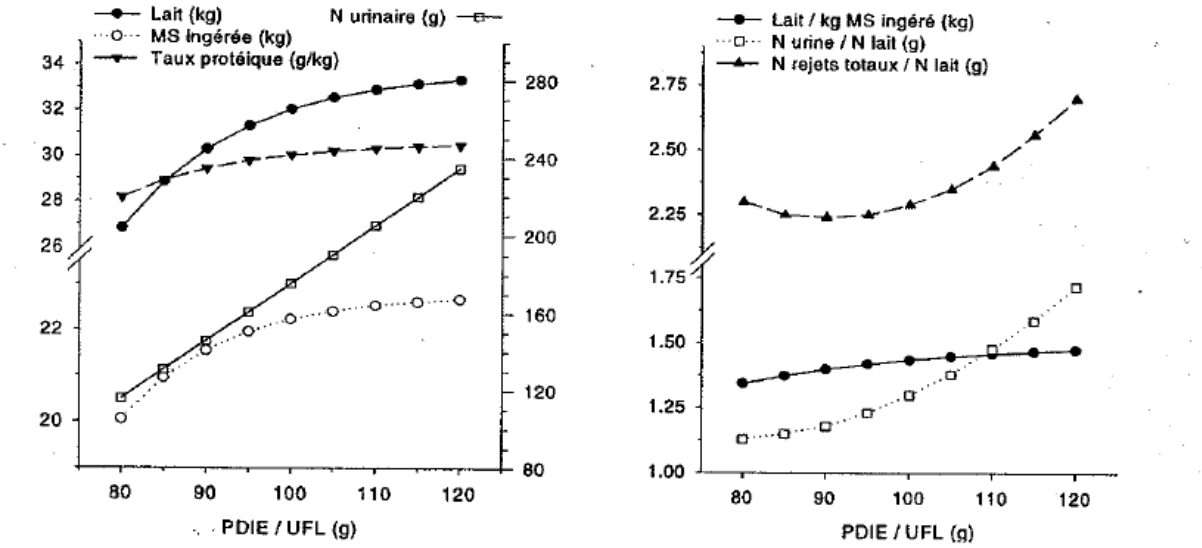
Figure 5.11 : Variation de la production laitière en fonction du déficit en apport d'azote dégradable et du niveau d'apport de protéines métabolisables d'après (Vérité et al., 1997)



Pour l'équilibre des apports de protéines métabolisables (PDIE dans le système PDI), la synthèse des nombreux essais réalisés sur vaches laitières avec différents niveaux d'apports (les apports de N dégradable étant bien raisonnés) démontrent qu'il est essentiel de raisonner cet apport en relatif aux apports d'énergie et un optimum se dégage pour les vaches laitières autour de 100 g de PDIE/UFL. En deçà, le rejet d'azote dans l'urine diminue, mais ramené au kg de lait produit, il ne diminue plus et l'efficacité d'utilisation de l'énergie tend à baisser en raison des effets dépressif d'une carence en protéines sur l'ingestion de fourrage. Au-delà, la réponse de production devient très faible et l'essentiel du supplément de protéines est excrété dans l'urine, le rejet N par kg de lait augmentant alors rapidement ((Vérité and Delaby, 1998), Figure 5.12). Un apport de PDIE excédentaire de 10% au besoin des animaux représente un gain de production de moins de 0,5 kg lait/j mais conduit à accroître les rejets d'azote de la vache de 13 à 20 kg/an selon que cet apport est réalisé avec du tourteau tanné ou des tourteaux non tannés.

La réduction de la dégradabilité des protéines des aliments concentrés reste un enjeu fort pour maîtriser les rejets azotés des ruminants pour limiter les pertes urinaires. Le tannage des protéines des tourteaux (principalement soja et colza) est un procédé qui a été largement développée par l'Inra en collaboration avec quelques industriels à partir de 1975. La technique est aujourd'hui bien maîtrisée par l'industrie de l'alimentation animale (1 millions de tonnes en 2000). Elle permet d'accroitre leur valeur protéique (+ 70% pour le soja, (Agabriel, 2010; Sauvant et al., 2004) et permet donc de limiter la teneur en azote des rations des ruminants tout en maintenant les performances des animaux. Il est ainsi possible d'équilibrer des rations de vaches laitières à 14% de matières azotées totales (MAT) tout en couvrant les besoins protéiques des animaux. Cette technologie n'est pas utilisée dans les autres pays d'Europe, ce qui conduit à formuler des rations à plus de 15% MAT. Cette technologie est aujourd'hui remise en cause compte tenu des risques potentiels pour la santé humaine associés à l'emploi du formol. Aucune alternative n'est aujourd'hui disponible sauf à augmenter à nouveau les teneurs en protéines des rations et donc les rejets. Des techniques de chauffage ont été utilisées mais elles induisent des réactions de Maillard souvent irréversibles rendant les protéines peu digestibles. D'autres pistes visant à modifier l'activité de la flore ruminale, tels que l'utilisation de tanins naturels, d'huiles essentielles font l'objet d'intenses travaux mais qui ne sont pas probants (Calsamiglia et al., 2007).

Figure 5.12 : Lois de réponse de la production de lait et de l'ingestion aux variations des apports de protéines métabolisables de la ration d'azote dégradable (Vérité et Delaby, 1998)



5.3.4. Facteurs de variation des émissions d'ammoniac par les bovins en stabulation

L'émission d'ammoniac en bâtiments a fait l'objet de moins de travaux en élevage bovin que chez les porcs, mais les publications sur le sujet sont en forte augmentation ces dernières années. Il reste encore beaucoup d'incertitudes sur les émissions en bâtiment dans le cas des bovins car les mesures se heurtent à de nombreuses difficultés : d'ordre méthodologique d'abord car la ventilation des bâtiments est importante et leur structure complexe ; d'ordre structurel aussi car les conditions ne sont pas constantes au cours de l'année et entre les systèmes, il y a notamment une très grande diversité de type de logement et de bâtiments, de systèmes alimentaires. En outre, la présence des animaux dans les bâtiments est discontinue (du fait des périodes de pâturage) et la température est très fluctuante. Même dans des bâtiments expérimentaux contrôlés, il n'est pas encore possible de boucler complètement le bilan de masse de l'azote. Seulement 90 à 93% de l'azote ingéré est mesuré dans les différents flux de sorties y compris avec une mesure des émissions d'ammoniac dans une pièce avec un débit d'air mesuré et contrôlé (Aguerre et al., 2011). La diversité des modes d'expression des émissions et des méthodes de mesure ne facilite pas la comparaison des données. Cependant, la plupart des travaux s'accordent à reconnaître que l'alimentation et la température sont les deux facteurs majeurs favorisant l'émission d'ammoniac dans les stabulations bovines comme dans les porcheries.

La quantité d'azote urinaire excrété est le premier facteur affectant les émissions d'ammoniac en bâtiment. Cette quantité est fonction de la ration, et notamment de sa teneur en protéines. La teneur en urée du lait reste un bon indicateur de l'azote urinaire excrété. Les travaux de van Duinkerken et al. (van Duinkerken et al., 2005 ; van Duinkerken et al., 2011) ont permis d'élaborer des modèles statistiques montrant que les émissions d'ammoniac s'accroissent d'environ 3% pour chaque point supplémentaire de teneur en urée du lait (entre 20 et 30 mg d'urée/100 ml). Les travaux récents de Aguerre et al. (Figure 5.13) montrent clairement l'importance de l'alimentation dans la variabilité des émissions d'ammoniac qu'ils ont mesuré indirectement par la méthode des bilans (Aguerre et al., 2010). Des niveaux très élevés d'ingestion d'azote avec des rations riches en protéines (16 à 18% de MAT) conduisent à des émissions d'ammoniac très supérieures aux émissions généralement relatées dans les publications précédentes, même si des différences méthodologiques peuvent expliquer ces écarts. Les émissions peuvent ainsi être multipliées par 4 ou 5, à même exportation d'azote dans le lait.

La température dans le bâtiment est le second facteur affectant les émissions. L'émission de NH_3 s'accroît de 2,6% pour une augmentation de la température de 1°C (entre 8 et 25°C) (van Duinkerken et al., 2005 ; van Duinkerken et al., 2011). Ainsi, dans le même bâtiment et avec la même méthode de mesure, les auteurs observent des émissions variant de 11 à 61 g d'azote ammoniacal par vache et par jour.

Le type de stabulation affecte également les émissions. Les émissions mesurées dans des installations avec des animaux à l'attache et des fumiers évacués régulièrement (en Autriche (Amon et al., 2001), au Canada (Bluteau et al., 2009), aux USA (Aguerre et al., 2011)) varient de 5 à 20 g d'ammoniac par animal et par jour et sont sensiblement plus faibles que celles observés en stabulations libres, où elles sont généralement comprises entre 20 et 100 g par vache et par jour (Powell et al., 2011). Une synthèse récente (Pereira et al., 2010) rassemble les valeurs publiées dans les dernières années avec des systèmes lisiers (Tableau 5.10).

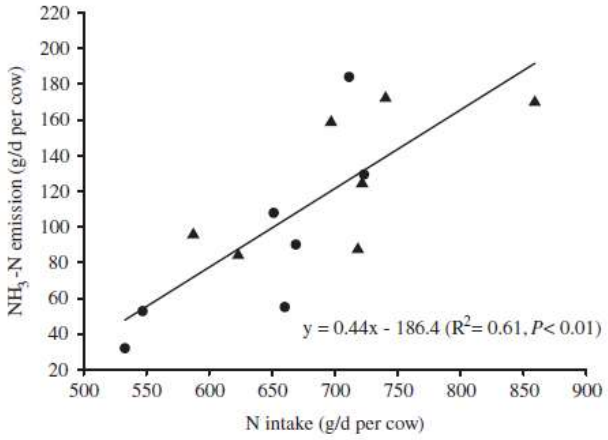
Tableau 5.10: Facteurs d'émissions moyens observés dans des stabulations libres à logettes avec un système lisier et ventilées naturellement (Pereira et al., 2010)

Emission factor	Country	Author
Housing system		
34.0 g NH_3–N LU^{-1} day^{-1}	UK	Misselbrook et al., 2000
36.5 g NH_3–N LU^{-1} day^{-1} [a]	UK	Burton et al., 2007
20.0 g NH_3–N LU^{-1} day^{-1}	Sweden	Ngwabie et al., 2009
43.7 g NH_3–N LU^{-1} day^{-1} [a]	Portugal	This study
2.0–15.0% of total N excreted[b]	Netherlands	Monteny and Erisman, 1998
3.0% of total N excreted[b]	Northern Europe	Sommer et al., 2006
5.6% of total N excreted[b]	Sweden	Ngwabie et al., 2009
9.5% of total N excreted[c]	Portugal	This study
Outdoor concrete yards		
0.47 g NH_3–N $animal^{-1}$ h^{-1} [d]	UK	Misselbrook et al., 2006
26.6 g NH_3–N LU^{-1} day^{-1} [d] (0.76 g NH_3–N $animal^{-1}$ h^{-1})	Portugal	This study

[a] Measured with the same method (Ferm tubes, Scholtens et al., 2004).
[b] Total-N in the fresh slurry that was emitted as NH_3–N.
[c] Mean value of the %N excreted that was emitted as NH_3–N from housing system (mean value of the three dairy houses, derived from Table 6).
[d] Measured with the same method (Svensson chambers, Svensson and Ferm, 1993).

7

Figure 5.13 : Relation entre l'azote ingéré par des vaches laitières et les émissions d'ammoniac avec des régimes suivant les normes américaines d'apports protéiques (●) ou excédentaires (▲) d'après (Aguerre et al., 2010). Les émissions sont calculées par la méthode des bilans.



Les émissions de N_2O en bâtiment sont encore mal connues (Arriaga et al., 2010). Des premiers résultats indiquent des émissions de l'ordre de 0,5 à 0,6 g par vache et par jour (Edouard et al., 2011). Ce premier résultat reste à confirmer par d'autres travaux.

En fonction des régimes, de la température et des types de bâtiments, les émissions d'ammoniac par les ruminants peuvent varier considérablement, en particulier par les vaches laitières qui reçoivent des régimes parfois très riches en azote. Même si le facteur d'émission est en moyenne voisin de 10% de l'azote excrété en bâtiment, il peut varier considérablement, allant de 3% (Sommer et al., 2007) à près de 30% avec les rations très riches en azote (Aguerre et al., 2010). Les méthodes et les modèles restent à affiner pour mieux estimer et prévoir ces émissions, mais il est clair que c'est un facteur sur lequel des possibilités d'action existent.

5.3.5. Spécificité de l'azote excrété par les bovins au pâturage.

Le pâturage est une spécificité de l'alimentation des ruminants. Au pâturage, les restitutions d'azote sous forme de déjections présentent des spécificités qu'il importe de connaître pour en évaluer les conséquences. Contrairement aux situations en bâtiments, les déjections ne sont ni stockées, ni compostées et sont épandues directement par l'animal lui-même, séparément sous forme d'urine (pissats) et de fèces (bouses dans le cas des bovins). Les transformations chimiques primaires associées aux mélanges (lisiers, fumiers et composts), tout comme la volatilisation en cours de stockage sont donc inexistantes. Il n'y a en conséquence pas de pertes entre l'émission par l'animal et l'épandage. Enfin, l'épandage est le plus souvent réalisé sur un couvert végétal actif puisque les herbivores pâturent durant la période favorable à la croissance des végétaux, sur des prairies bien implantées.

Ainsi, malgré les quantités très importantes d'azote émises localement par les animaux au pâturage, les voies d'utilisation de cet azote sont nombreuses, notamment grâce au couvert végétal actif qui reçoit ces déjections. Le sol est également capable d'intégrer sous forme organique une part conséquente de cet azote en excès. Sauf situations très particulières, tant pour la dénitrification que la volatilisation sous forme de NH_3 ou N_2O, les pertes par voies gazeuses sont limitées quantitativement (mais des pertes sous formes de N_2O de l'ordre de quelques % ont un impact environnemental important). Seules les pertes par lixiviation constituent un risque sérieux, notamment dans le cas des pissats émis en fin de saison de pâturage, juste avant ou pendant la période de drainage. Cette partie sera développée dans le chapitre 6 partie 6.5.1

Références bibliographiques du chapitre 5

L'analyse du corpus est conjointe aux chapitres 5,6, 7 en fin de partie II.

Aarnink, A.J.A.; Elzing, A., 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science*, 53 (2): 153-169. http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(97)00153-x

Aarnink, A.J.A.; Schrama, J.W.; Heetkamp, M.J.W.; Stefanowska, J.; Huynh, T.T.T., 2006. Temperature and body weight affect fouling of pig pens. *Journal of Animal Science*, 84 (8): 2224-2231. http://dx.doi.org/10.2527/jas.2005-521

Aarnink, A.J.A.; Swierstra, D.; van den Berg, A.J.; Speelman, L., 1997. Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 66 (2): 93-102. http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0121

Aarnink, A.J.A.; van den Berg, A.J.; Keen, A.; Hoeksma, P.; Verstegen, M.W.A., 1996. Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 64 (4): 299-310. http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0071

Agabriel, J., 2010. *Alimentation des bovins, ovins et caprins*. Versailles: Editions Quae (*Guide pratique*), 312 p.

Aguerre, M.J.; Wattiaux, M.A.; Hunt, T.; Larget, B.R., 2010. Effect of dietary crude protein on ammonia-N emission measured by herd nitrogen mass balance in a freestall dairy barn managed under farm-like conditions. *Animal*, 4 (8): 1390-1400. http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000248

Aguerre, M.J.; Wattiaux, M.A.; Powell, J.M.; Broderick, G.A.; Arndt, C., 2011. Effect of forage-to-concentrate ratio in dairy cow diets on emission of methane, carbon dioxide, and ammonia, lactation performance, and manure excretion. *Journal of Dairy Science*, 94 (6): 3081-3093.

Amaral, M.F.P.; Gates, R.S.; Overhults, D.G.; Tinoco, I.F.F.; Li, H.; Burns, R.T.; Xin, H.; Earnest, J.W., 2008. Analysis of different methods to compute ammonia concentration and emission rate. *Central theme, technology for all: Sharing the knowledge for development. Proceedings of the International Conference of Agricultural Engineering, XXXVII Brazilian Congress of Agricultural Engineering, International Livestock Environment Symposium - ILES VIII*. Iguassu Falls City, Brazil, 31st August to 4th September 2008. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR), Institut fur Landtechnik, unpaginated.

Amon, B.; Amon, T.; Boxberger, J.; Alt, C., 2001. Emissions of NH(3), N(2)O and CH(4) from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60 (1-3): 103-113.

Amon, B.; Frohlich, M.; Hopfner-Sixt, K.; Amon, T., 2005. Emission inventory for the agricultural sector in Austria: State of the art and future developments. In: Kuczynski, T.; Dammgen, U.; Webb, J.; Myczko, A., eds. *Emissions from European Agriculture* Wageningen: Wageningen Academic

Publishers, 147-179.

Angel, C.R.; Saylor, W.; Vieira, S.L.; Ward, N., 2011. Effects of a monocomponent protease on performance and protein utilization in 7- to 22-day-old broiler chickens. *Poultry Science*, 90 (10): 2281-2286.
http://dx.doi.org/10.3382/ps.2011-01482

Arriaga, H.; Salcedo, G.; Calsamiglia, S.; Merino, P., 2010. Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135 (1/2): 132-139.
http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.09.007

Aubert, C.; Rousset, N.; Allain, E.; Ponchant, P., 2011. Utilisation d'un complexe de microorganismes pour réduire les émissions d'ammoniac en élevage de poulets. *Journées de la Recherche Avicole*. Tours, France, 29-30 mars 2011.

Belzile, M.; Godbout, S.; Lemay, S.P.; Lavoie, J.; Lachance, I.; Pouliot, F., 2006. Impact de la séparation fécès-urine sous caillebotis sur la qualité de l'air ambiant en porcherie. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/2006, 21-26.

Berthiaume, P.; Bigras-Poulin, M.; Rousseau, A.N., 2005. Dynamic simulation model of nitrogen fluxes in pig housing and outdoor storage facilities. *Biosystems Engineering*, 92 (4): 453-467.
http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.08.008

Bluteau, C.V.; Masse, D.I.; Leduc, R., 2009. Ammonia emission rates from dairy livestock buildings in Eastern Canada. *Biosystems Engineering*, 103 (4): 480-488.

Bokkers, E.A.M.; de Boer, I.J.M., 2009. Economic, ecological, and social performance of conventional and organic broiler production in the Netherlands. *British Poultry Science*, 50 (5): 546-557.
http://dx.doi.org/10.1080/00071660903140999

Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Germon, J.C.; Hassouna, M.; Lebret, B.; Loyon, L.; Paillat, J.M.; Ramonet, Y.; Robin, P., 2008. Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins. *Productions Animales*, 21 (4): 345-359.

Borsting, C.F.; Kristensen, T.; Misciattelli, L.; Hvelplund, T.; Weisbjerg, M.R., 2003. Reducing nitrogen surplus from dairy farms. Effects of feeding and management. *Livestock Production Science*, 83 (2-3): 165-178.
http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(03)00099-x

Bos, B.; Koerkamp, P.; Groenestein, K., 2003. A novel design approach for livestock housing based on recursive control - with examples to reduce environmental pollution. *Livestock Production Science*, 84 (2): 157-170.
http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2003.09.012

Bourdon, D.; Dourmad, J.Y.; Henry, Y., 1995. Réduction des rejets azotés chez le porc en croissance par la mise en œuvre de l'alimentation multiphase, associée à l'abaissement du taux azoté. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/1995, 269-278.

Bouvarel, I.; Chagneau, A.M.; Lescoat, P.; Vilarino, M.; Juin, H.; Métayer, J.P.; Lessire, M.; Crépon, K.; Etave, G.; Tesseraud, S.; Leterrier, C., 2007. Alimentation séquentielle et maîtrise de l'ingestion chez le poulet de chair. Effets des teneurs énergétiques et protéiques des aliments. *Journées de la Recherche Avicole*. Tours, France, 28-29 mars 2007, 145-149.

Calsamiglia, S.; Busquet, M.; Cardozo, P.W.; Castillejos, L.; Ferret, A., 2007. Essential oils as modifiers of rumen microbial fermentation. *Journal of Dairy Science*, 90 (6): 2580-2595. http://dx.doi.org/10.3168/jds.2006-644

Calsamiglia, S.; Ferret, A.; Reynolds, C.K.; Kristensen, N.B.; van Vuuren, A.M., 2010. Strategies for optimizing nitrogen use by ruminants. *Animal*, 4 (7): 1184-1196. http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000911

Calvet, S.; Cambra-Lopez, M.; Estelles, F.; Torres, A.G., 2011. Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poultry Science*, 90 (3): 534-542. http://dx.doi.org/10.3382/ps.2010-01037

Cangar, O.; Aerts, J.M.; Vranken, E.; Berckmans, D., 2007. Online growth control as an advance in broiler farm management. *Poultry Science*, 86 (3): 439-443.

Canh, T.T.; Aarnink, A.J.A.; Mroz, Z.; Jongbloed, A.W.; Schrama, J.W.; Verstegen, M.W.A., 1998a. Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Production Science*, 56 (1): 1-13. http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(98)00148-1

Canh, T.T.; Aarnink, A.J.A.; Schutte, J.B.; Sutton, A.; Langhout, D.J.; Verstegen, M.W.A., 1998b. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science*, 56 (3): 181-191. http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(98)00156-0

Canh, T.T.; Aarnink, A.J.A.; Verstegen, M.W.A.; Schrama, J.W., 1998c. Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science*, 76 (4): 1123-1130. http://jas.fass.org/content/76/4/1123

Canh, T.T.; Schrama, J.W.; Aarnink, A.J.A.; Verstegen, M.W.A.; van't Klooster, C.E.; Heetkamp, M.J.W., 1998d. Effect of dietary fermentable fibre from pressed sugar-beet pulp silage on ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Animal Science*, 67: 583-590. http://dx.doi.org/10.1017/S1357729800033026

Canh, T.T.; Sutton, A.L.; Aarnink, A.J.A.; Verstegen, M.W.A.; Schrama, J.W.; Bakker, G.C.M., 1998e. Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science*, 76 (7): 1887-1895. http://jas.fass.org/content/76/7/1887

Castillo, A.R.; Kebreab, E.; Beever, D.E.; France, J., 2000. A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, 9 (1): 1-32.

Ciszuk, P.; Gebregziabher, T., 1994. Milk urea as an estimate of urine nitrogen of dairy cows and goats. *Acta Agriculturae Scandinavica Section a-Animal Science*, 44 (2): 87-95.

Corpen, 1999. *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager : influence de l'alimentation et du niveau de production*. Paris: Corpen, Groupe "Alimentation Animale", sous groupe "Vaches laitières", 21 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2001_06_flux_bovin_engrais.pdf

Corpen, 2001. *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance et à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers et à leur*

système fourrager. Paris: Corpen, 33 p.
http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2001_06_flux_bovin_engrais.pdf

Corpen, 2003. *Estimation des rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de cuivre et de zinc des porcs - Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites*. Paris: Corpen, 44 p.
http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2003_06_rejet_porc.pdf

Corpen, 2006. *Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, calcium, cuivre et zinc par les élevages avicoles. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections*. Paris: Corpen, 55 p.
http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2007_10_rejet_elevage_avicole.pdf

Cozannet, P.; Lessire, M.; Gady, C.; Metayer, J.P.; Primot, Y.; Skiba, F.; Noblet, J., 2010. Energy value of wheat dried distillers grains with solubles in roosters, broilers, layers, and turkeys. *Poultry Science*, 89 (10): 2230-2241.
http://dx.doi.org/10.3382/ps.2010-00833

Da Silva, P.V.; van der Werf, H.; Soares, S.R., 2010. LCA of French and Brazilian broiler poultry production scenarios. *7. International Conference on LCA in agri-food sector. Towards a sustainable management of the food chain* Bari, Italy, 22-24 septembre 2010.

Damgaard Poulsen, H.; Kristensen, V.F., 1992. Livestock production and environmental protection: Proceedings of "Effects of cattle and pig production systems on the environment". *42. Annual meeting of the E.A.A.P.* Berlin, Germany, 9-12 September 1991. 152 p. + v-ix.

Damgaard Poulsen, H.; Kristensen, V.F., 1998. Standard values for farm manure. A revaluation of the danish standard values concerning the nitrogen, phosphorus and potassium content of manure. *Dias Report. Animal Husbandry* Ministry of Food, Agriculture and Fisheries. Danish Institute of Agricultural Sciences. 170 p.

Daumer, M.L.; Guiziou, F.; Dourmad, J.Y., 2007. Influence de la teneur en protéines de l'aliment et de l'addition d'acide benzoïque et de phytase microbienne sur les caractéristiques des effluents chez le porc à l'engraissement. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 6-8/02/2007, 13-22.

de Verdal, H.; Mignon-Grasteau, S.; Jeulin, C.; Le Bihan-Duval, E.; Leconte, M.; Mallet, S.; Martin, C.; Narcy, A., 2010. Digestive tract measurements and histological adaptation in broiler lines divergently selected for digestive efficiency. *Poultry Science*, 89 (9): 1955-1961.
http://dx.doi.org/10.3382/ps.2010-813

Delaby, L.; Peyraud, J.L.; Vérité, R., 1995. Effect of milk yield level and feeding systems on N excretion in dairy cows. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 13-14 decembre 1995. Institut de l'Elevage, 349-353.

Demarquilly, C.; Chenost, M.; Giger, S., 1995. Pertes fécales et digestibilité des aliments et des rations. *Nutrition des ruminants domestiques*. Versailles: Inra Editions, 601-647.

Dobeic, M.; Pintaric, S.; Gobec, I.; Barlovic, N., 2007. Greenhouse gas emissions from poultry and pig production in Slovenia. *13. International Congress in Animal Hygiene*. Tartu, Estonia, 17-21 June 2007. Estonian University of Life Sciences, Jogeva Plant Breeding Institute, Estonian Research Institute of Agriculture, 937-941.
http://www.cabi.org/cabdirect/FullTextPDF/2008/20083172355.pdf

Dourmad, J.Y.; Etienne, M.; Valancogne, A.; Dubois, S.; van Milgen, J.; Noblet, J., 2008a. InraPorc: A model and decision support tool for the nutrition of sows. *Animal Feed Science and Technology*,

143 (1-4): 372-386.
http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2007.05.019

Dourmad, J.Y.; Guingand, N.; Latimier, P.; Seve, B., 1999a. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livestock Production Science*, 58 (3): 199-211.
http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00009-3

Dourmad, J.Y.; Henry, Y.; Bourdon, D.; Quiniou, N.; Guillou, D., 1993. Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs. *EAAP Publication*, 69: 206-212.

Dourmad, J.Y.; Jondreville, C., 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.
http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.002

Dourmad, J.Y.; Le Mouel, C.; Rainelli, P., 1995. Réduction des rejets azotés des porcs par la voie alimentaire : évaluation économique et influence des changements de la Politique Agricole Commune. *Productions Animales*, 8 (2): 135-144.

Dourmad, J.Y.; Moset-Hernandez, V.; Espagnol, S.; Hassouna, M.; Rigolot, C., 2008b. Modélisation dynamique de l'émission et de la concentration d'ammoniac dans un bâtiment d'engraissement de porcs. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 5-6/02/2008, 267-268.

Dourmad, J.Y.; Rigolot, C.; Jondreville, C., 2009. Influence de la nutrition sur l'excrétion d'azote, de phosphore, de cuivre et de zinc des porcs, et sur les émissions d'ammoniac, de gaz à effet de serre et d'odeurs. *Productions Animales*, 22 (1): 41-48.

Dourmad, J.Y.; Seve, B.; Latimier, P.; Boisen, S.; Fernandez, J.; van der Peet-Schwering, C.; Jongbloed, A.W., 1999b. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. *Livestock Production Science*, 58 (3): 261-264.
http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(99)00015-9

Edouard, N.; Hassouna, M.; Robin, P.; Faverdin, P., 2011. Effect of diet protein level on nitrogen excretion and greenhouse gases emissions in lactating dairy cows. *Advances in Animal Biosciences*. 8. International Symposium on the Nutrition of Herbivores, Abersystwyth, UK, 2011/09/06-09, 1 p.

EEA-EMEP/CORINAIR, 2007. *Emission inventory guidebook*. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.
http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5

Estermann, B.L.; Sutter, F.; Schlegel, P.O.; Erdin, D.; Wettstein, H.R.; Kreuzer, M., 2002. Effect of calf age and dam breed on intake, energy expenditure, and excretion of nitrogen, phosphorus, and methane of beef cows with calves. *Journal of Animal Science*, 80 (4): 1124-1134.
http://jas.fass.org/content/80/4/1124

Fabbri, C.; Valli, L.; Guarino, M.; Costa, A.; Mazzotta, V., 2007. Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Gaseous emissions from agricultural systems. 11. Conference of the FAO Escorena Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety*. Murcia, Spain, 6-9 October 2004. Elsevier, 441-455.
http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.036

Faruk, M.U.; Bouvarel, I.; Mallet, S.; Ali, M.N.; Tukur, H.M.; Nys, Y.; Lescoat, P., 2011. Is sequential feeding of whole wheat more efficient than ground wheat in laying hens? *Animal*, 5 (2):

230-238.
http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110001837

Faverdin, P.; Peyraud, J.L., 2010. Nouvelles conduites d'élevage et conséquences sur le territoire : cas des bovins laitiers. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 89-100.

Faverdin, P.; Vérité, R., 1998. Utilisation de la teneur en urée du lait comme indicateur de la nutrition protéique et des rejets azotés chez la vache laitière. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/1998, 209-212.

Faverdin, P.; Vérité, R., 2003. A dynamic model of nitrogen fluxes and uraemia in dairy cows. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4 decembre 2003. Institut National de la Recherche Agronomique, 159-162.

Fernandez, J.A.; Poulsen, H.D.; Boisen, S.; Rom, H.B., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: Denmark. *Livestock Production Science*, 58 (3): 225-242.
http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00011-1

Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T.; Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH4, N2O, NH3) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science*, 112 (3): 252-260.
http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.006

Gerdemann, M.M.; Machmuller, A.; Frossard, E.; Kreuzer, M., 1999. Effect of different pig feeding strategies on the nitrogen fertilizing value of slurry for Lolium multiflorum. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 162 (4): 401-408.
http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1522-2624(199908)162:4<401::aid-jpln401>3.0.co;2-v

Gilmour, J.T.; Koehler, M.A.; Cabrera, M.L.; Szajdak, L.; Moore, P.A., 2004. Alum treatment of poultry litter: Decomposition and nitrogen dynamics. *Journal of Environmental Quality*, 33 (1): 402-405.
http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.4020

Giraldez, F.J.; Valdes, C.; Pelaez, R.; Frutos, P.; Mantecon, A.R., 1997. The influence of digestible organic matter and nitrogen intake on faecal and urinary nitrogen losses in sheep. *Livestock Production Science*, 51 (1-3): 183-190.
http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(97)00066-3

Griffing, E.M.; Overcash, M.; Westerman, P., 2007. A review of gaseous ammonia emissions from slurry pits in pig production systems. *Biosystems Engineering*, 97 (3): 295-312.
http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.02.012

Groenestein, C.M., 1994. Ammonia emission from pig house after frequent removal of slurry with scrapers. *12. World congress on agricultural engeneering*. Milano, Italia.

Groenestein, C.M.; van Faassen, H.G., 1996. Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 65 (4): 269-274.
http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0100

Guingand, N., 2000. Influence de la vidange des préfosses sur l'émission d'ammoniac et d'odeurs par les porcheries d'engraissement. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 1-3/02/2000: 2000, 83-88.

Guingand, N.; Granier, R., 2001. Comparaison caillebotis partiel et caillebotis intégral en engraissement. Effets sur les performances zootechniques et sur l'émission d'ammoniac. *Journées*

Recherche Porcine. Paris, France, 30/01-01/02/2001, 31-36.

Guingand, N.; Quiniou, N.; Courboulay, V., 2010. Emissions comparées d'ammoniac et de gaz à effet de serre par des porcs charcutiers élevés au froid sur caillebotis partiel ou à la thermoneutralité sur caillebotis intégral. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 2-3/02/2010, 277-300.

Guiziou, F.; Béline, F., 2005. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Ramiran 2002 10. International Conference on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture*. Strbske, Slovakia, 14-18 May 2002. Elsevier Science Ltd, 203-207.
http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.009

Hassouna, M.; Robin, P.; Texier, C.; Ramonet, Y., 2005. NH3, N2O and CH4 emission factors from pig-on-litter systems. *Proceedings of the International Workshop on Green Pork Production*. Paris. Inra, 121–122.

Hayes, E.T.; Curran, T.P.; Dodd, V.A., 2006. Odour and ammonia emissions from intensive poultry units in ireland. *Bioresource Technology*, 97: 933-939.

Hayes, E.T.; Leek, A.B.G.; Curran, T.P.; Dodd, V.A.; Carton, O.T.; Beattie, V.E.; O'Doherty, J.V., 2004. The influence of diet crude protein level on odour and ammonia emissions from finishing pig houses. *Bioresource Technology*, 91 (3): 309-315.
http://dx.doi.org/10.1016/s0960-8524(03)00184-6

Hoeksma, P.; Verdoes, N.; Oosthoek, J.; Voermans, J.A.M., 1992. Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculated liquid. *Livestock Production Science*, 31 (1-2): 121-132.
http://dx.doi.org/10.1016/0301-6226(92)90060-H

Huhtanen, P.; Nousiainen, J.I.; Rinne, M.; Kytola, K.; Khalili, H., 2008. Utilization and partition of dietary nitrogen in dairy cows fed grass silage-based diets. *Journal of Dairy Science*, 91 (9): 3589-3599.
http://dx.doi.org/10.3168/jds.2008-1181

Inra, 1978. *Alimentation des ruminants*. Versailles: Inra Publications, 598 p.

IPCC, 2006. *2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4 Agriculture, forestry and other land use*. Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies.
http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html

Jarret, G.; Martinez, J.; Dourmad, J.Y., 2011. Effect of biofuel co-products in pig diets on the excretory patterns of N and C and on the subsequent ammonia and methane emissions from pig effluent. *Animal*, 5 (4): 622-631.
http://dx.doi.org/10.1017/S1751731110002041

Jarvis, S.; Hutchings, N.; Brentrup, F.; Olesen, J.E.; van de Hoek, K.W., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 211-228.

Jelinek, A.; Dedina, M.; Kraus, R., 2007. Research of the utilization of biotechnological agents for the reduction of ammonia and greenhouse gases emissions in livestock breeding in the Czech Republic. *Research in Agricultural Engineering*, 53 (4): 126-133.

Jongbloed, A.W.; Poulsen, H.D.; Dourmad, J.Y.; van der Peet-Schwering, C.M.C., 1999.

Environmental and legislative aspects of pig production in the Netherlands, France and Denmark. *Livestock Production Science*, 58 (3): 243-249. http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(99)00012-3

Jonker, J.S.; Kohn, R.A.; Erdman, R.A., 1998. Using milk urea nitrogen to predict nitrogen excretion and utilization efficiency in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 81: 2681-2692. http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(98)75825-4

Jonker, J.S.; Kohn, R.A.; High, J., 2002. Dairy herd management practices that impact nitrogen utilization efficiency. *Journal of Dairy Science*, 85 (5): 1218-1226. http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(02)74185-4

Kauffman, A.J.; St-Pierre, N.R., 2001. The relationship of milk urea nitrogen to urine excretion in Holstein and Jersey cows. *Journal of Dairy Science*, 84 (10): 2284-2294. http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(01)74675-9

Kermarrec, C.; Robin, P.; Bernet, N.; Trolard, F.; de Oliveira, P.A.L., A.; Souloumiac, D., 1998. Influence du mode de ventilation des litières sur les émissions gazeuses d'azote NH3, N2O, N2 et sur le bilan d'azote en engraissement porcin. *Agronomie*, 18 (7): 473-488. http://dx.doi.org/10.1051/agro:19980704

Koerkamp, P., 1994. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 59 (2): 73-87. http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1994.1065

Kratz, S.; Halle, I.; Rogasik, J.; Schnug, E., 2004a. Nutrient balances as indicators for sustainability of broiler production systems. *British Poultry Science*, 45 (2): 149-157. http://dx.doi.org/10.1080/00071660410001715731

Kratz, S.; Rogasik, J.; Schnug, E., 2004b. Changes in soil nitrogen and phosphorus under different broiler production systems. *Journal of Environmental Quality*, 33 (5): 1662-1674. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.1662

Lambert, R.; De Toffoli, M.; Dufrasne, I.; Hornick, J.L.; Stilmant, D.; Seutin, Y., 2010. Towards a revison of the dairy cow's standard for nitrogen production: Justification and what are consequences for soil link rate of dairy farms. *Biotechnologie Agronomie Societe et Environnement*, 14: 67-71. http://www.bib.fsagx.ac.be/base/text/v14ns1/67.pdf

Landrain, B.; Ramonet, Y.; Quillien, J.P.; Robin, P., 2009. Incidence de la mise en place d'un système de raclage en « V » en préfosse dans une porcherie d'engraissement sur caillebotis intégral sur les performances zootechniques et les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-4/02/2009, 259-264.

Lantinga, E.A.; Keuning, J.A.; Groenwold, J.; Deenen, P.J., 1987. Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effects on sward quality, herbage production and utilization. In: Van Der Meer, H.G.; Unwin, R.J.; Van Dijk, T.A.; Ennik, G.C., eds. *Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste?* Leiden: Martinus Nijhoff Publishers, 103-117.

Latimier, P.; Dourmad, J.Y., 1993. Effect of three protein feeding strategies, for growing-finishing pigs, on growth performance and nitrogen output in the slurry and in the air. *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences: Proceedings of the First International Symposium*. Wageningen, The Netherlands, 242-246.

Li, H.; Xin, H.; Liang, Y.; Burns, R.T., 2008. Reduction of ammonia emissions from stored laying hen

manure through topical application of zeolite, Al+ clear, Ferix-3, or poultry litter treatment. *Journal of Applied Poultry Research*, 17 (4): 421-431.
http://dx.doi.org/10.3382/japr.2007-00076

Linjordet, R.; Morken, J.; Boen, A., 2005. Norwegian ammonia emissions. present state and perspectives. In: Kuczynski, T.; Dammgen, U.; Webb, J.; Myczko, A., eds. *Emissions from European Agriculture*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 181-192.

Liu, Z., .; Powers, W.; Karcher, D.; Angel, R.; Applegate, T.J., 2011. Effect of amino acid formulation and supplementation on nutrient mass balance in turkeys. *Poultry Science*, 90 (6): 1153-1161.

Marini, J.C.; van Amburgh, M.E., 2005. Partition of nitrogen excretion in urine and the feces of Holstein replacement heifers. *Journal of Dairy Science*, 88 (5): 1778-1784.
http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)72852-6

Massabie, P.; Granier, R.; Larrère, V., 2006. Densité et température ambiante : incidence sur les performances du porc à l'engrais. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/2006, 407-414.

Méda, B.; Hassouna, M.; Aubert, C.; Robin, P.; Dourmad, J.Y., 2011a. Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses. *Worlds Poultry Science Journal*, 67 (3): 441-455.
http://dx.doi.org/10.1017/s0043933911000493

Méda, B.; Robin, P.; Aubert, C.; Rigolot, C.; Dourmad, J.Y.; Hassouna, M., 2011b. MOLDAVI: a model to predict nutrient and energy fluxes from meat-poultry production systems. *Animal hygiene and sustainable livestock production. XV. International Congress of the International Society for Animal Hygiene*. Vienna, Austria, 3-7 July 2011, 239-242.

Micol, D.; Hoch, T.; Agabriel, J., 2003. Besoins protéiques et maitrise des rejets azotés du bovin producteur de viande. *Fourrages*, 174: 231-242.

Mignon-Grasteau, S.; Bourblanc, M.; Carre, B.; Dourmad, J.Y.; Gilbert, H.; Juin, H.; Noblet, J.; Phocas, F., 2010. La réduction des rejets avicoles et porcins par la sélection. *Productions Animales*, 23 (5): 415-425.

Mitran, L.; Harter-Dennis, J.M.; Meisinger, I.J., 2008. Determining the nitrogen budget and total ammoniacal nitrogen emissions from commercial broilers grown in environmental chambers. *Journal of Applied Poultry Research*, 17 (1): 34-46.
http://dx.doi.org/10.3382/japr.2006-00125

Nadeau, E.; Englund, J.E.; Gustafsson, A.H., 2007. Nitrogen efficiency of dairy cows as affected by diet and milk yield. *Livestock Science*, 111 (1-2): 45-56.
http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2006.11.016

Nahm, K.H., 2007. Feed formulations to reduce N excretion and ammonia emission from poultry manure. *Bioresource Technology*, 98 (12): 2282-2300.
http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.039

Neijat, M.; House, J.D.; Guenter, W.; Kebreab, E., 2011. Production performance and nitrogen flow of shaver white layers housed in enriched or conventional cage systems. *Poultry Science*, 90 (3): 543-554.
http://dx.doi.org/10.3382/ps.2010-01069

Nennich, T.D.; Harrison, J.H.; van Wieringen, L.M.; Meyer, D.; Heinrichs, A.J.; Weiss, W.P.; St-

Pierre, N.R.; Kincaid, R.L.; Davidson, D.L.; Block, E., 2005. Prediction of manure and nutrient excretion from dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 88 (10): 3721-3733. http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)73058-7

Nennich, T.D.; Harrison, J.H.; van Wieringen, L.M.; St-Pierre, N.R.; Kincaid, R.L.; Wattiaux, M.A.; Davidson, D.L.; Block, E., 2006. Prediction and evaluation of urine and urinary nitrogen and mineral excretion from dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 89 (1): 353-364. http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72101-4

Noblet, J.; Etienne, M., 1987. Body-composition, metabolic-rate and utilization of milk nutrients in suckling piglets. *Reproduction Nutrition Development*, 27 (4): 829-839. http://dx.doi.org/10.1051/rnd:19870609

Noblet, J.; Etienne, M., 1989. Estimation of sow milk nutrient output. *Journal of Animal Science*, 67 (12): 3352-3359.

Noblet, J.; Karege, C.; Dubois, S., 1994. Prise en compte de la variabilité de la composition corporelle pour la prévision du besoin énergétique et de l'efficacité alimentaire chez le porc en croissance. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 1-3/02/1994, 267-276.

Olesen, J.E.; Sommer, S.G., 1993. Modeling effect of wind-speed and surface cover on ammonia lolatilization from stored pig slurry. *Atmospheric Environment*, 27 (16): 2567-2574. http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686(93)90030-3

Osada, T.; Rom, H.B.; Dahl, P., 1998. Continuous measurement of nitrous oxide and methane emission in pig units by infrared photoacoustic detection. *Transactions of the ASAE*, 41 (4): 1109-1114.

Pereira, J.; Misselbrook, T.H.; Chadwick, D.R.; Coutinho, J.; Trindade, H., 2010. Ammonia emissions from naturally ventilated dairy cattle buildings and outdoor concrete yards in Portugal. *Atmospheric Environment*, 44 (28): 3413-3421.

Peyraud, J.L.; Astigarraga, L., 1998. Review of the effect of nitrogen fertilization on the chemical composition, intake, digestion and nutritive value of fresh herbage: consequences on animal nutrition and N balance. *Animal Feed Science and Technology*, 72 (3-4): 235-259. http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8401(97)00191-0

Peyraud, J.L.; Vérité, R.; Delaby, L., 1995. Rejets azotés chez la vache laitière : effets du type d'alimentation et du niveau de production des animaux. *Fourrages*, 142: 131-144.

Philippe, F.X.; Laitat, M.; Canart, B.; Farnir, F.; Massart, L.; Vandenheede, M.; Nicks, B., 2006. Effects of a reduction of diet crude protein content on gaseous emissions from deep-litter pens for fattening pigs. *Animal Research*, 55 (5): 397-407. http://dx.doi.org/10.1051/animres:2006029

Philippe, F.X.; Laitat, M.; Canart, B.; Vandenheede, M.; Nicks, B., 2007. Gaseous emissions during the fattening of pigs kept either on fully slatted floors or on straw flow. *Animal*, 1 (10): 1515-1523. http://dx.doi.org/10.1017/s1751731107000845

Pomar, C.; Harris, D.L.; Minvielle, F., 1991a. Computer-simulation model of swine production systems. 1. Modeling the growth of young-pigs. *Journal of Animal Science*, 69 (4): 1468-1488. http://jas.fass.org/content/69/4/1468

Pomar, C.; Harris, D.L.; Minvielle, F., 1991b. Computer-simulation model of swine production systems. 2. Modeling body-composition and weight of female pigs, fetal development, milk-

production, and growth of suckling pigs. *Journal of Animal Science*, 69 (4): 1489-1502. http://jas.fass.org/content/69/4/1489

Pomar, C.; Pomar, J.; Babot, D.; Dubeau, F., 2007. Effet d'une alimentation en multiphase quotidienne sur les performances zootechniques, la composition corporelle et les rejets d'azote et de phosphore du porc charcutier. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 6-8/02/2007, 23-30.

Portejoie, S.; Dourmad, J.Y.; Martinez, J.; Lebreton, Y., 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, 91 (1-2): 45-55. http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.06.013

Powell, J.M.; Jokela, W.E.; Misselbrook, T.H., 2011. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate leaching in no-till corn silage. *Journal of Environmental Quality*, 40 (2): 383-392.

Ramonet, Y.; Guivarch, C.; Landrain, B.; Robin, P.; Amrane, A.; Ochoa, J.C., 2007. Evacuer fréquemment les lisiers des porcheries avec les techniques du lisier frais. *Techni-Porc*, 30 (2): 31-40.

Rigolot, C.; Espagnol, S.; Pomar, C.; Dourmad, J.Y., 2010a. Modelling of manure production by pigs and NH3, N2O and CH4 emissions. Part I: Animal excretion and enteric CH4, effect of feeding and performance. *Animal*, 4 (8): 1401-1412. http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000492

Rigolot, C.; Espagnol, S.; Robin, P.; Hassouna, M.; Béline, F.; Paillat, J.M.; Dourmad, J.Y., 2010b. Modelling of manure production by pigs and NH3, N2O and CH4 emissions. Part II: Effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, 4 (8): 1413-1424. http://dx.doi.org/10.1017/S1751731110000509

Robin, P.; Hassouna, M.; Texier, C., 2004. Emissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote des porcs engraissés sur litière de paille. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-5/02/2004, 63-70.

Sagoo, E.; Williams, J.R.; Chambers, B.J.; Boyles, L.O.; Matthews, R.; Chadwick, D.R., 2007. Integrated management practices to minimise losses and maximise the crop nitrogen value of broiler litter. *Gaseous emissions from agricultural systems. 11t. Conference of the FAO Escorena Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety*. Murcia, Spain, 6-9 October 2004. Elsevier, 512-519. http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.032

Sauvant, D.; Perez, J.M.; Tran, G., 2004. *Tables de composition et de valeurs nutritive des matières premières destinées aux animaux d'élevage : porcs, volailles, bovins, ovins, caprins, lapins, chevaux, poissons*. Versailles: Inra Editions-AFZ, 293 p.

Sève, B., 1994. Alimentation du porc en croissance : intégration des concepts de protéine idéale, de disponibilité digestive des acides aminés et d'énergie nette. *Productions Animales*, 7 (4): 275-291.

Sommer, S.G.; Petersen, S.O.; Sorensen, P.; Poulsen, H.D.; Moller, H.B., 2007. Methane and carbon dioxide emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78 (1): 27-36. <Go to ISI>://WOS:000245978800003

Sorensen, P.; Fernandez, J.A., 2003. Dietary effects on the composition of pig slurry and on the plant utilization of pig slurry nitrogen. *Journal of Agricultural Science*, 140: 343-355. http://dx.doi.org/10.1017/s0021859603003113

Tamminga, S., 1992. Nutrition management of dairy-cows as a contribution to pollution-control. *Journal of Dairy Science*, 75 (1): 345-357. http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(92)77770-4

Valk, H., 1994. Effects of partial replacement of herbage by maize silage on N-utilization and milk production of dairy cows. *Livestock Production Science*, 40: 241-252.

van der Peet-Schwering, C.M.C.; Aarnink, A.J.A.; Rom, H.B.; Dourmad, J.Y., 1999a. Ammonia emissions from pig houses in The Netherlands, Denmark and France. *Livestock Production Science*, 58 (3): 265-269. http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(99)00017-2

van der Peet-Schwering, C.M.C.; Jongbloed, A.W.; Aarnink, A.J.A., 1999b. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: The Netherlands. *Livestock Production Science*, 58 (3): 213-224. http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00010-X

van Duinkerken, G.; André, G.; Smits, M.C.J.; Monteny, G.J.; Šebek, L.B.J., 2005. Effect of rumen-degradable protein balance and forage type on bulk milk urea concentration and emission of ammonia from dairy cow houses. *Journal of Dairy Science*, 88 (3): 1099-1112. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022030205727776?showall=true

van Duinkerken, G.; Smits, M.C.J.; Andre, G.; Sebek, L.B.J.; Dijkstra, J., 2011. Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science*, 94 (1): 321-335.

van Kempen, T.A.T.G., 2001. Dietary adipic acid reduces ammonia emission from swine excreta. *Journal of Animal Science*, 79 (9): 2412-2417. http://jas.fass.org/content/79/9/2412

van Milgen, J.; Valancogne, A.; Dubois, S.; Dourmad, J.Y.; Seve, B.; Noblet, J., 2008. InraPorc: A model and decision support tool for the nutrition of growing pigs. *Animal Feed Science and Technology*, 143 (1-4): 387-405. http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2007.05.020

van Vuuren, A.M.; Meijs, J.A.C., 1987. Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. In: van der Meer, H.G.; Unwin, R.J.; van Dijk, T.A.; Ennik, G.C., eds. *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops. Fertilizer or waste ?* Leiden: Martinus Nijhoff Publishers, 17-25.

Vérité, R.; Delaby, L., 1998. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/1998, 185-192.

Vérité, R.; Delaby, L., 2000. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Annales de Zootechnie*, 49 (3): 217-230. http://dx.doi.org/10.1051/animres:2000101

Vérité, R.; Faverdin, P.; Agabriel, J., 1997. Developments in the INRA feeding systems for dairy cows. In: Wiseman, J.; Garnsworthy, P.C., eds. *Recents advances in animal nutrition*. Nottingham: Nottingham University Press, 153-166.

Voermans, J.A.M.; van Poppel, F., 1993. Scraper systems in pig houses. *International Livestock Environmental Symposium*: 651-656.

Whittemore, C.T.; Fawcett, R.H., 1976. Theoretical aspects of a flexible model to simulate protein and lipid growth in pigs. *Animal Production*, 22: 87-96.
http://dx.doi.org/10.1017/S0003356100035455

Wilkerson, V.A.; Mertens, D.R.; Casper, D.P., 1997. Prediction of excretion of manure and nitrogen by Holstein dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 80 (12): 3193-3204.
http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(97)76292-1

Yan, T.; Frost, J.P.; Agnew, R.E.; Binnie, R.C.; Mayne, C.S., 2006. Relationships among manure nitrogen output and dietary and animal factors in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 89 (10): 3981-3991.
http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72441-9

Yan, T.; Frost, J.P.; Keady, T.W.J.; Agnew, R.E.; Mayne, C.S., 2007. Prediction of nitrogen excretion in feces and urine of beef cattle offered diets containing grass silage. *Journal of Animal Science*, 85 (8): 1982-1989.
http://dx.doi.org/10.2527/jas.2006-408

Zhang, Y.; Wu, S.Y.; Krishnan, S.; Wang, K.; Queen, A.; Aneja, V.P.; Arya, S.P., 2008. Modeling agricultural air quality: current status, major challenges, and outlook. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3218-3237.
http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.01.063