



**Une approche dynamique des flux d'éléments et
d'énergie des ateliers de production avicole avec ou sans
parcours : Conception et application du modèle
MOLDAVI**
Bertrand Méda

► **To cite this version:**

Bertrand Méda. Une approche dynamique des flux d'éléments et d'énergie des ateliers de production avicole avec ou sans parcours : Conception et application du modèle MOLDAVI. Science des productions animales. Agrocampus Ouest, 2011. Français. NNT : . tel-00662627v2

HAL Id: tel-00662627
<https://theses.hal.science/tel-00662627v2>

Submitted on 25 Jan 2012

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.

N° ordre : 2011-23

N° Série : C-103

THESE / AGROCAMPUS OUEST

Sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

pour obtenir le diplôme de :

**DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES,
AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE**

Spécialité : Biologie et Agronomie

Ecole Doctorale : Vie Agro Santé

présentée par :

Bertrand MEDA

**UNE APPROCHE DYNAMIQUE DES FLUX D'ELEMENTS ET
D'ENERGIE DES ATELIERS DE PRODUCTION AVICOLE
AVEC OU SANS PARCOURS :**

CONCEPTION ET APPLICATION DU MODELE MOLDAVI

soutenue le 24 novembre 2011 devant la commission d'Examen

composée de :

Suzelle BARRINGTON
Daniel GUEMENE
Maryline KOUBA
Isabelle BOUVAREL
Jean CHAMPAGNE
Jean-Yves DOURMAD
Mélynda HASSOUNA

Professeur, Université McGill – Rapporteur
Directeur de Recherches, INRA – Rapporteur
Professeur, Agrocampus Ouest – Examineur
Ingénieur, ITAVI – Examineur
Directeur adjoint, ITAVI – Examineur
Ingénieur de Recherches, INRA – Directeur de thèse
Ingénieur de Recherches, INRA – Co-directrice de thèse



Laboratoire d'accueil :

UMR INRA – Agrocampus Ouest *Sol Agro et hydrosystème Spatialisation*

REMERCIEMENTS

On dit toujours qu'on garde le meilleur pour la fin.

Alors, après de longues semaines passées à rédiger ce mémoire, me voici en train d'écrire la partie que tout le monde lira (évidemment) en premier, les remerciements.

En espérant n'avoir oublié personne au cours de ces trois années...

Je tiens tout d'abord à remercier mes encadrants qui m'ont guidé, encouragé et fait « grandir » durant ces trois ans. Merci donc à Jean-Yves Dourmad qui m'a donné le goût pour la recherche et l'envie de faire une thèse. Merci pour ses conseils avisés et ses remarques toujours constructives lors de nos réunions. Mais surtout, merci à ma « chef » au quotidien, Mélynda Hassouna. Merci de la confiance que tu m'as portée dès les premiers jours pour mener ma barque « comme un grand ». Merci de ta gentillesse et de ta disponibilité de tous les instants. Merci également pour toutes nos discussions formelles et informelles dans ton bureau (tu m'en auras fait faire des kilomètres d'un bout à l'autre du labo !). Enfin, merci pour tes conseils et tes encouragements qui m'ont permis d'arriver à bon port après trois années à ramer.

Je souhaite ensuite remercier l'ensemble des membres du jury (Suzelle Barrington, Daniel Guéméné, Isabelle Bouvarel, Jean Champagne) d'avoir accepté d'évaluer mes travaux de thèse et en particulier à Maryline Kouba de m'avoir fait l'honneur de présider ce jury.

Le comité de thèse a un rôle essentiel dans une thèse et je tiens également à remercier l'ensemble des membres de mon comité de thèse (Jean-Yves Dourmad, Mélynda Hassouna, Cyrille Rigolot, Paul Robin, Claude Aubert, Philippe Lescoat, Christian Walter, Catherine Disenhaus). Vos conseils et remarques avisés m'ont permis, tantôt de rectifier le tir, tantôt de creuser certaines idées. Un grand merci en particulier à Catherine Disenhaus, ma tutrice pendant ces trois années. Merci pour tes précieux conseils, tes encouragements et ta vision « naïve » du sujet !

Deux autres personnes ont joué un très grand rôle dans le déroulement de cette thèse et je souhaite les remercier chaleureusement. La première est Paul Robin. Monsieur Paul, merci pour ton aide. Merci d'avoir partagé ton expérience, merci pour tes conseils et tes remarques toujours très pertinentes. Ta vision si large de l'agriculture et de l'agronomie m'a permis d'acquérir une vision plus globale de mon travail, même s'il m'a parfois été difficile de te suivre lors de nos sessions intenses de modélisation... A bientôt cher collègue !

La seconde personne est Chris Fléchar. Merci pour tout ! Au début de la thèse, on ne savait pas trop où on allait avec ces chambres en métal et ce bout de pelouse sur lequel gambadaient les poulets. Au final, je crois qu'on s'en est plutôt bien sorti ! Merci pour ta patience, ta disponibilité, ta gentillesse et tes précieux conseils pour

mener à bien une grande partie de mes travaux expérimentaux. J'espère que tu penseras à moi quand tu dégusteras un bon poulet élevé en plein air !

Bien évidemment, je remercie l'ensemble des membres de l'UMR SAS où j'ai passé ces trois années. Merci de votre accueil, de votre bonne humeur et merci pour la super ambiance de travail ! Je tiens particulièrement à remercier Chantal Gascuel de m'avoir accueilli dans son unité. J'ai également une pensée pour le trio administratif Karine, Maryvonne et Tiphaine pour la gestion administrative et financière de cette thèse : ordres de mission, billets de train et d'avion, bons de commande, points budgétaires... Merci à vous pour votre efficacité et votre patience ! Ensuite, une mention spéciale à Monique, documentaliste hors pair, que j'ai harcelée des jours durant pour avoir accès à certaines publis « à plumes ». Te voilà avec un bon fond documentaire sur les volailles, si l'environnement te lasse, tu peux changer de créneau ! Un grand merci également à Cédric pour son aide avec les petits tracas informatiques du quotidien. Tu avais raison, ma rébellion contre Office 2007 n'aura duré qu'un temps (mais c'était pour la bonne cause ! et merci le petit menu façon 2003 !). Enfin, merci à Marcel pour son aide lors des phases sur le terrain, pour sa disponibilité, sa gentillesse et son investissement !

Merci à l'ensemble de l'équipe Analyse environnementale (future équipe ASAE, bonne chance à vous et bon courage Joël !) pour leur soutien durant cette thèse. Merci pour toutes ces pauses café et transhumances vers la cantine. Merci pour vos précieux conseils et votre vision systémique ! Je remercie notamment Michael (et sa femme Michelle) pour ses précieuses relectures *made in USA* : Thanks a lot!

Merci également à tous les stagiaires, doctorants ou nouveaux docteur de l'UMR SAS pour la bonne humeur dans les bureaux et aux pauses café ! Une pensée notamment pour Jéhane qui a « squatté » le bureau 78 pendant un peu plus d'un an. Tant de vidéos débiles, de chansons et de groupes découverts grâce à toi. Je pense t'avoir rendu la pareille. Vive Poussin et les 3 Fromages !

Enfin, je veux terminer ce paragraphe consacré aux collègues de labo en remerciant Aurélie du fond du cœur. Merci d'avoir partagé ton bureau avec moi et de m'avoir supporté dans le parc à zootechniciens (bureau 78, au fond à droite !). Merci pour ta bonne humeur, ton écoute et ta disponibilité. Merci pour nos conversations tantôt 100% pure zoot', tantôt 100% pur geek, mais toujours accompagnées de bons gros schémas sur tableau blanc. Mais surtout, merci pour le partage de ton expérience de la thèse et tes conseils avisés ! Je te souhaite bon courage pour la suite de tes travaux mais aussi d'avoir un peu de chance à la loterie et de gagner un nouveau collègue de bureau aussi top que le précédent ☺. Et, maintenant que j'ai gravi un échelon supplémentaire de la « Lab Food Chain », j'espère que nous serons amenés à (re)travailler ensemble.

La thèse, ce sont également des collaborations à l'extérieur du labo et je tiens ici à remercier les nombreuses personnes qui m'ont aidé de près ou de loin durant ces trois ans.

Au cours de ma thèse, j'ai passé pas mal de temps en vadrouille en Charente-Maritime, sur l'unité expérimentale INRA EASM du Magneraud où j'ai pu réaliser mes travaux expérimentaux. Je tiens donc à remercier son directeur, Hervé Juin, de m'avoir accueilli sur son unité. Une autre personne de cette unité à jouer un grand rôle dans cette thèse, Karine Germain. Merci à toi Karine, pour ta patience, ta disponibilité (combien de mails et de coups de téléphone ?), ta gentillesse et ton aide au cours de ces trois années. Bon courage la suite, et sans doute à bientôt chère collègue ! Je remercie également du fond du cœur l'ensemble du personnel de l'unité INRA EASM qui a mis la main à la pâte durant ces trois années ! (je ne donne pas les noms car j'ai trop peur d'oublier quelqu'un). Merci pour les prélèvements, la récolte de données, les coups de main, de pelle et de pioche ! Et merci aux quelques 30 000 poulets qui ont gambadé sur les parcours ! Enfin, je remercie tous les partenaires du projet AlterAviBio avec qui j'ai pu échanger et apprendre énormément au cours ces trois années.

Je remercie également chaleureusement la *dream team* ITAVI, Claude Aubert, Gérard Amand et Paul Ponchant, pour leurs conseils et leur expertise sur les élevages de volailles.

Merci au CEMAGREF de Rennes de m'avoir accueilli pour réaliser mes analyses à l'aide du CPG. En particulier, merci à Sylvie Picard pour son aide, sa disponibilité et sa gentillesse afin de dompter la Bête !

Du côté des modélisateurs, je souhaite remercier Jaap van Milgen et Ludovic Brossard de l'UMR SENAH pour leurs conseils avisés de la modélisation de la croissance. Les poulets qui grandissent dans MOLDAVI, c'est grâce à vous ! Je souhaite également remercier Philippe Lescoat de m'avoir initié aux mystères du modèle INAVI. Merci d'avoir pris le temps de décortiquer avec moi les lois de réponses de ce modèle afin de les intégrer à mon gros bébé ! Les poulets MOLDAVIens n'en sont que bien plus réalistes grâce à toi !

Merci également à l'ensemble des membres du laboratoire Agrocampus Ouest de Sciences et Production Animales pour les cafés pris à l'improviste (ou lors de mes passages plus officiels) toujours dans la bonne humeur. Merci donc à Clara, Arlette, Armelle et Jacques pour leur gentillesse, Yannick, Lucile, Catherine, Michel, Jocelyne, Vanessa, Maryline pour leurs conseils, leurs encouragements et leurs coups de pieds aux fesses avant et pendant la thèse ! Enfin, je tiens à remercier tout particulièrement Michel Bonneau qui m'a conseillé et à répondu à mes interrogations alors que j'hésitais à faire une thèse. Michel, je ne regrette aucunement mon choix !

Il n'y pas que le travail dans la vie, et je tiens ici à remercier les nombreux proches qui m'ont tour à tour supporté, encouragé, détendu (rayer la mention inutile) pendant ces trois années...

Je souhaite d'abord m'attarder sur mes amis ensariens de longue date, punaise 7 ans déjà ! Merci donc à Yoze pour nos soirées pizzas-WoW, pour nos longues discussions en tout genre, nos délires à l'Etable et à l'impro. Merci pour ton soutien de tous les instants (et notamment dans les moments durs), et enfin merci pour tes bouquins. Tu sais que je ne suis pas un livrophage, et pourtant je dévore tes créations à chaque fois ! Alors *Dude*, tu arrêtes de lire ces remerciements et go go Léviathan-Tomes 2 et 3 ! Merci à Seb (Patron *forever*) pour ton soutien au cours de cette thèse, pour les soirées improvisées VCQS chez toi, pour tes ti-punch, pour nos délires à l'impro (la reprise de la Compagnie Créole restera un des mes plus grands moments). Merci Psycho Pierre pour le flot quasi continu de bêtises sortant de ton cerveau (que tu partages avec Yoze), pour nos impros mémorables (je t'achèterai une boîte de craies à l'occasion), pour les soirées JDR que tu animes avec brio, et aussi pour nos discussions enflammées sur tout et n'importe quoi (j'ai trouvé en toi mon alter ego question mauvaise foi et entêtement !)... Merci à toi, Laurent, pour ta gentillesse, ta disponibilité et ta patience. Merci à Natacha et Fanf (et leur petit bout de chou arrivé en cours de route) pour leur amitié et leur générosité. Merci à Perrine pour les weekends à Carteret ou à Bayeux (et son étrange « madame » des neiges...) et pour le soutien mutuel au cours des derniers mois de nos thèses respectives.

Viennent ensuite les p'tits jeunes ensariens. Merci donc aux drôles de dames Momone, Marion et Valou (j'ai arrêté de regarder D&Co à votre départ...), à mon fillot Nico (*Spielen Sie !*), à Solène (j'attends toujours mon tofu !), à Petite Marie (et sa gentillesse hors norme), à Victor (Docteur es Nanards), à Pauline (« Elle est où la poulette ? »), à Emile (le tueur), à Marion (la poutrelle), à Julie (mosellane donc pas du bon côté des Vosges), Matthieu (et sa jambe bionique) et Nico (ou Mickaël, je ne sais plus trop).

Merci également aux différentes « pièces rapportées », Antoine, Wab, Marion, Max, Johann, Zoé et d'autres que j'oublie sans doute !

Un salut des plus respectueux pour le quatuor d'Anciens (*se prosterne*) : Lionel, Aurélie, Mathieu et Gilles. Merci pour nos déjeuners entre geeks au Knock (et son merveilleux fondant au chocolat dont on ne saurait se lasser).

Merci aux improvisateurs fous de la NIAC. Toutes générations confondues, la liste est bien trop longue ! Merci pour les jeudis soirs passés à imaginer des personnages ou des situations absurdes et/ou hilarantes, pour les fous rires, les matches devant un public en délire, les « bouffes impro » et les *after* dans une chambre de cité, dans un appart non loin de l'Agro, à l'ENSBAR ou à l'Etable.

/kiss, /hug et /thank à tous les copains de World of Warcraft pour toutes ces soirées en ligne passées à casser du vilain pas beau à 5, 10 ou 25. Merci pour ces délires, ces cris de joies sous TS et (même) ces wipes en boucle. Merci aussi pour les raids tartines et autres IRL passées à boire de la bière, à refaire le « *monde de Warcraft* », ou à parler de geekeries en tout genre. Je pense tout particulièrement aux ex-Ascendants : Graves (devenu Loryk), Listel, Layon, Quincy, Grom, Joc', Tari, Borda, Clari, et à tous les autres que j'oublie. Une pensée aussi pour mon seconde famille, les Spectres du Cairn : Urga, Gwë, Split, Pointe, Lame, Apo, Sahy, Sad, Fellak, Rhog...

Aux copains du volley : Ludo, Gillou, Monzy, Fonzy, Soso (mes épaules s'en rappellent encore), Dherby et les autres : merci pour tous ces lundis soirs passés à taquiner le ballon et le filet. Merci pour les rendez-vous pré- et post-entraînement, les coupes ADAS (en route Barracuda !), les divers tournois... Merci à Papy pour l'organisation des séances ! Rendez-vous l'an prochain à la coupe ADAS, de l'autre côté du terrain mais ça sera avec très grand plaisir (et une petite larme à l'œil) ! Petit message personnel pour Monzy : désolé pour la tonne de passes pourries que j'ai pu te faire durant ces années... j'espère que tu continueras à faire de belles attaques en 2 comme tu les aimes... sur le poteau !

Enfin, une pensée pour mes deux plus vieux potos, depuis le temps lointain du collège... Eric et Mathias, merci pour votre amitié depuis toutes ces années. On ne se voit que trop rarement, mais les retrouvailles sont à chaque fois des plus agréables !

Je ne peux pas évidemment pas manquer de remercier ma famille qui m'a soutenu et encouragé dans mes études durant toutes ces années. Merci à ma mère qui a toujours cru en moi et m'a encouragé à suivre ma voie. Merci à ma marraine et mon parrain qui m'ont toujours poussé à donner le meilleur de moi-même. Merci à ma tante, Sabine, pour son soutien et ses encouragements de tous les instants. Enfin merci à ma grand-mère adorée qui n'a pu assister à la soutenance et à la fin des longues études de son petit-fils !

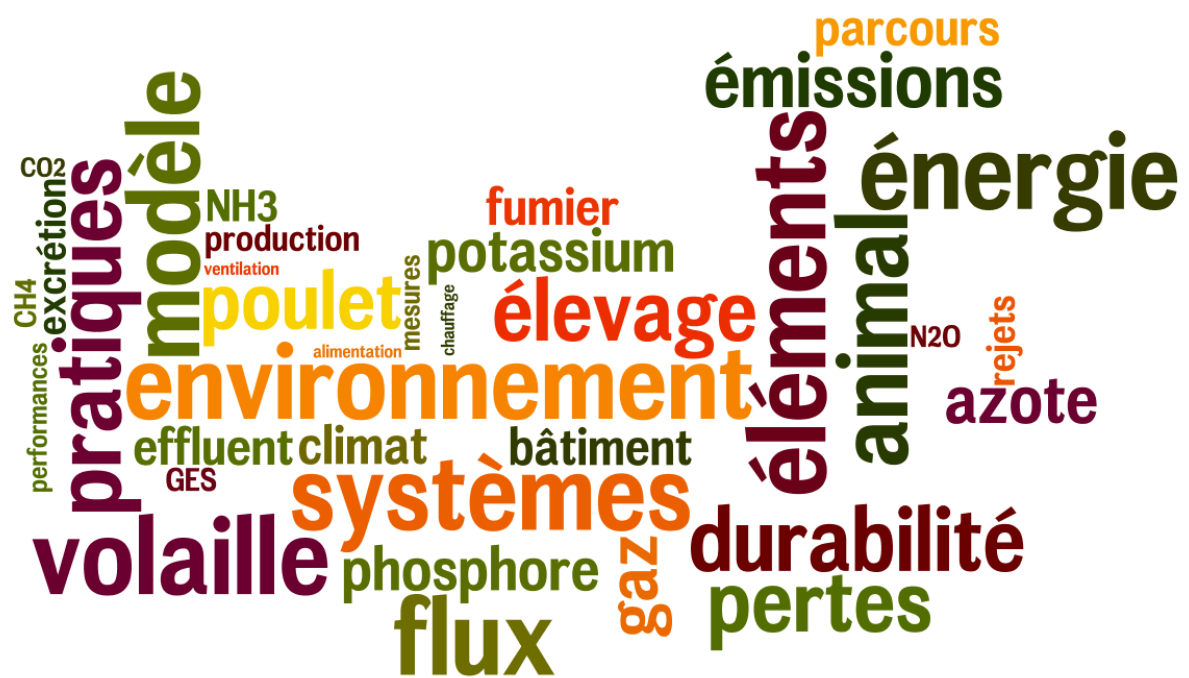
Je veux également remercier la famille de Marleen qui m'a accueilli et encouragé. Merci à Johan et Johanna pour leur gentillesse et nos discussions sur l'agriculture. Merci aussi aux beaux-frères et belles-sœurs : Iede, Willemien et Greg, Annemarie et Benjamin.

Enfin, (last but not least), je voudrais remercier du fond du cœur Marleen pour son soutien durant ces trois années. J'ai conscience que j'ai parfois été difficile à supporter (surtout durant les dernières semaines !). Merci pour ta patience, ton écoute et ton amour tout au long de cette aventure. Une page blanche où tout reste à écrire s'offre désormais à nous... Avec tout mon amour.

La science cherche encore, l'amour a trouvé. (H. Miller)

Ces travaux de thèse ont été financés par la région Bretagne
et l'INRA (département PHASE).





« Then I say the earth belongs to each of these generations during its course, fully,
and in their own right. [...] Then no generation can contract debts greater than may
be paid during the course of its own existence. »

Thomas Jefferson

Lettre à James Madison, 6 Septembre 1789.

« Un voyage de mille lieux commence toujours par un premier pas. »

Lao-Tseu

Tao Tö King, VI^{ème} siècle av. J-C.

« It's gonna be legen... wait for it... dary! Legendary! »

Barney Stinson

How I met your mother

RESUME

Dans une démarche globale de durabilité, l'aviculture doit identifier des solutions pour mieux valoriser ses intrants, réduire ses rejets et minimiser ses consommations d'énergie. Pour ce faire, le développement d'un modèle des flux d'éléments et d'énergie est la démarche la plus appropriée. Cette thèse présente donc la conception et l'application de MOLDAVI, modèle dynamique à l'échelle de l'atelier de production avicole simulant les flux d'énergie et de C, N, P, K, Cu, Zn et d'eau. MOLDAVI est composé d'un module « Animal » simulant les performances de volailles de chair (croissance, ingestion, excrétion, chaleur), d'un module « Bâtiment » producteur et consommateur d'énergie et source d'émissions gazeuses (H_2O , CO_2 , NH_3 , N_2O , N_2 , CH_4) et d'un module optionnel « Parcours » sur lequel une partie des déjections est excrétée et source d'émissions gazeuses. Cependant, peu de connaissances étant disponibles sur les ateliers avec parcours, des expérimentations sur deux ateliers de production biologique de poulets de chair ont été réalisées afin d'acquérir des facteurs d'émission gazeuse (NH_3 , N_2O , CH_4) en bâtiment et sur parcours ainsi que des références sur la répartition des déjections entre le bâtiment et le parcours. A l'issue de cette thèse, MOLDAVI pourra être associé à d'autres modèles à l'échelle de l'exploitation ou encore à la méthode d'Analyse du Cycle de Vie afin d'évaluer les impacts environnementaux de systèmes existants et innovants.

Mots-clés : *volaille, modélisation, atelier de production, parcours, système, environnement*

ABSTRACT

Given global efforts towards sustainability, poultry production must find ways to optimise input use, reduce waste production and minimise energy consumption. To meet these objectives, MOLDAVI, a dynamic model simulating fluxes of C, N, P, K, Cu, Zn, water and energy at the scale of the rearing system, was developed. It is composed of an “Animal” module simulating animal performances (growth, feed consumption, excretion, heat production), a “Housing” module simulating energy production and use and gaseous emissions (H_2O , CO_2 , NH_3 , N_2O , N_2 , CH_4) and an optional “Outdoor run” module simulating gaseous emissions from the proportion of total droppings excreted there. However, as there is little knowledge about rearing systems with outdoor access, experiments on two organic broiler-production systems were conducted to collect data on the quantity of droppings and gaseous emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 in the house and on the outdoor run. Ultimately, MOLDAVI can be associated with other farm-scale modelling approaches or used in a combined approach with Life Cycle Assessment methodology.

Keywords: poultry, modelling, rearing system, outdoor run, system, environment

LISTE DES ARTICLES ET COMMUNICATIONS

ARTICLES SCIENTIFIQUES

Meda B., Hassouna M., Aubert C., Robin P., Dourmad J.-Y., 2011. Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses. *World's Poultry Science Journal* 67, 441-456.

Meda B., Hassouna M., Lecomte M., Germain K., Dourmad J.-Y., Robin P., 2011. Influence of season and outdoor run characteristics on organic broiler excretion partition and housing emissions. *En préparation pour soumission à Animal*.

Meda B., Flécharde C., Germain K., Robin P., Walter C., Hassouna M., 2011. Greenhouse gas emissions from the grassy outdoor run of organic broilers. *Soumise à Biogeosciences*.

Meda B., Robin P., Aubert C., Rigolot C., Dourmad J.-Y., Hassouna M., 2011. MOLDAVI: A dynamic model simulating nutrient and energy flows from broiler rearing systems. *En préparation pour soumission à Animal*.

COMMUNICATIONS ORALES

Meda B., Hassouna M., Flécharde C., Lecomte M., Cellier P., Germain K., Picard S., Robin P., 2010. Gaseous emissions from organic chicken production facility in France: Measurements of emission factors for a housing and an outdoor-Run of AlterAviBio experimental facility. *13th European Poultry Congress, 23-27 Août, Tours, France. p.317.*

Meda B., Hassouna M., Flécharde C., Lecomte M., Cellier P., Germain K., Picard S., Robin P., 2011. Emissions gazeuses d'un élevage biologique de poulets de chair : Emissions de NH₃, de N₂O et de CH₄ en bâtiment et de N₂O et de CH₄ sur parcours. *9^{mes} Journées de la Recherche Avicole, 29-30 Mars, Tours, France. p. 55.*

Meda B., Robin P., Aubert C., Rigolot C., Dourmad J.-Y., Hassouna M., 2011. MOLDAVI : Un modèle pour simuler les flux d'éléments et d'énergie des ateliers de production de volailles de chair avec ou sans parcours. *9^{mes} Journées de la Recherche Avicole, 29-30 Mars, Tours, France. p. 62.*

Meda B., Hassouna M., Flécharde C., Lecomte M., Cellier P., Germain K., Picard S., Robin P., 2011. Housing emissions of NH₃, N₂O and CH₄ and outdoor emissions of CH₄ and N₂O from organic broilers. *15th International Congress on Animal Hygiene ISAH 2011, 3-7 Juillet, Vienne, Autriche, pp. 215-218.*

Meda B., Robin P., Aubert C., Rigolot C., Dourmad J.-Y., Hassouna M., 2011. MOLDAVI : A model to predict nutrient and energy fluxes from meat-poultry production systems. *15th International Congress on Animal Hygiene ISAH 2011, 3-7 Juillet, Vienne, Autriche, pp. 239-242.*

COMMUNICATIONS AFFICHEES

Meda B., Hassouna M., Robin P., Rigolot C., Dourmad J.-Y., 2009. Modélisation dynamique des flux de masse et d'énergie des systèmes de production avicole. *3^{ème} Journées d'Animation Scientifique du Département PHASE, 7-8 Octobre, Tours, France. p. 184.*

Meda B., Hassouna M., Aubert C., Robin P., Dourmad J.-Y., 2010. Review of ammonia and greenhouse gases emission factors from poultry housings: Influence of practices and rearing conditions. *13th European Poultry Congress, 23-27 Août, Tours, France. p. 893.*

Meda B., Bellande A., Dutin G., Busnot S., Germain K., Walter C., 2010. Influence of organic chicken dejections on the soils of two contrasting outdoor-runs of AlterAviBio experimental facility: Ex-ante assessment of variations in C, N, P, Cu and Zn soil stocks. *13th European Poultry Congress, 23-27 Août, Tours, France. p.894.*

AUTRES COMMUNICATIONS

Meda B., Hassouna M., Fléchar C., Lecomte M., Robin P., 2011. Emissions gazeuses en production biologique de poulets de chair. *Alter Agri – Bimestriel des Agricultures Alternative : 105, Janvier-Février 2011. p. 19.*

INDEX DES TABLEAUX	25
INDEX DES FIGURES.....	27
LISTE DES ABREVIATIONS	29
Introduction générale.....	31
1. Introduction bibliographique	37
1.1. Modélisation systémique des ateliers de production avicoles.....	39
1.1.1. <i>Qu'est ce qu'un « système » ?.....</i>	<i>39</i>
1.1.2. <i>Notion de « système d'élevage ».....</i>	<i>40</i>
1.1.3. <i>Comment construire un modèle ?.....</i>	<i>41</i>
1.1.4. <i>Modéliser les flux d'éléments et d'énergie dans les systèmes d'élevage avicole</i>	<i>43</i>
1.2. Diversité des pratiques en élevage de volailles	44
1.2.1. <i>Performances zootechniques</i>	<i>46</i>
1.2.1.1. Cas des volailles de chair	46
1.2.1.2. Cas des poules pondeuses	47
1.2.2. <i>Alimentation des animaux.....</i>	<i>48</i>
1.2.2.1. Mode de présentation de l'aliment.....	48
1.2.2.2. Composition de l'aliment.....	48
1.2.2.2.1. Teneur en énergie	48
1.2.2.2.2. Teneur en azote et profil en acides aminés.....	49
1.2.2.2.3. Teneur en phosphore	50
1.2.2.2.4. Autres minéraux, oligo-éléments et vitamines.....	51
1.2.2.3. Abreuvement	51
1.2.3. <i>Bâtiments d'élevage.....</i>	<i>52</i>
1.2.3.1. Elevage sur litière.....	53
1.2.3.2. Elevage sur caillebotis	53
1.2.3.3. Elevage en cages.....	53
1.2.3.4. Isolation du bâtiment	54
1.2.3.5. Ventilation	55
1.2.3.6. Chauffage	56
1.2.3.7. Refroidissement évapouratif.....	56
1.2.3.8. Eclairage.....	57
1.2.3.9. Systèmes alternatifs.....	57
1.2.3.9.1. Récupérateurs de chaleur.....	57
1.2.3.9.2. Chaudières à biomasse.....	58

1.2.3.9.3. Energie solaire	58
1.2.4. Accès à un parcours.....	58
1.2.4.1. Type d'élevages concernés	58
1.2.4.2. Caractéristiques des parcours	59
1.2.5. Gestion des effluents.....	59
1.2.5.1. Gestion sous forme de fumier.....	60
1.2.5.2. Gestion sous forme de lisier	62
1.2.5.3. Gestion sous forme de fientes.....	63
1.2.6. Autres pratiques d'élevage.....	64
1.2.6.1. Détassage	64
1.2.6.2. Réduction des poussières	64
1.2.6.3. Réduction de la surface disponible au démarrage du lot	65
1.3. Problématiques environnementales liées à l'élevage de volailles	65
1.3.1. Impacts sur la qualité de l'air.....	65
1.3.2. Impacts sur la qualité des sols.....	66
1.3.3. Impacts sur la qualité de l'eau.....	67
1.3.4. Consommations en eau et en énergie	69
1.3.5. Impacts indirects liés à la production d'intrants.....	70
1.3.6. Autres questions environnementales	71
2. Influence des pratiques d'élevage et de gestion des effluents sur les émissions gazeuses des bâtiments d'élevage avicole.....	73
2.1. Introduction du chapitre	75
2.2. Abstract	77
2.3. Introduction	78
2.4. Dietary manipulation	79
2.5. Age and weight at slaughter.....	80
2.6. Manure moisture.....	83
2.7. Manure renewal or built-up litter	86
2.8. Floor management	86
2.9. Indoor conditions and ventilation rate	87
2.10. Litter treatment.....	88
2.11. Discussion and conclusions	89
2.12. Conclusion du chapitre.....	91

3.	Influence de la saison et des caractéristiques du parcours sur les flux d'éléments de deux systèmes d'élevage de poulets biologiques	93
3.1.	Introduction du chapitre	95
3.2.	Abstract	97
3.3.	Implications.....	97
3.4.	Introduction	98
3.5.	Methods	98
<i>3.5.1.</i>	<i>Animals and husbandry.....</i>	<i>98</i>
<i>3.5.2.</i>	<i>Straw bedding and litter sampling.....</i>	<i>101</i>
<i>3.5.3.</i>	<i>Mass balances.....</i>	<i>101</i>
<i>3.5.4.</i>	<i>Measurement of housing ventilation, gas concentrations and ambient temperature</i> <i>101</i>	
<i>3.5.5.</i>	<i>Laboratory analysis.....</i>	<i>105</i>
<i>3.5.6.</i>	<i>Statistical analysis.....</i>	<i>105</i>
3.6.	Results	105
<i>3.6.1.</i>	<i>Housing conditions</i>	<i>105</i>
<i>3.6.2.</i>	<i>Broiler performances.....</i>	<i>106</i>
<i>3.6.3.</i>	<i>Amount and composition of litter.....</i>	<i>106</i>
<i>3.6.4.</i>	<i>Partition of total excretion between the house and the outdoor run.....</i>	<i>107</i>
<i>3.6.5.</i>	<i>Gas emissions</i>	<i>109</i>
3.7.	Discussion.....	111
<i>3.7.1.</i>	<i>Broilers performances</i>	<i>111</i>
<i>3.7.2.</i>	<i>Mass balances and measurement uncertainties</i>	<i>111</i>
<i>3.7.3.</i>	<i>Partition of total excretion between the house and the outdoor run.....</i>	<i>113</i>
<i>3.7.4.</i>	<i>Emissions of N compounds</i>	<i>114</i>
<i>3.7.5.</i>	<i>Methane emissions.....</i>	<i>116</i>
3.8.	Conclusions	117
3.9.	Acknowledgements.....	118
3.10.	Conclusion du chapitre.....	119
4.	Emissions de GES sur le parcours de type prairie d'un atelier de production de poulets biologiques.....	121
4.1.	Introduction du chapitre	123
4.2.	Abstract	125
4.3.	Introduction	126

4.4.	Materials and Methods.....	127
4.4.1.	<i>Study site characteristics.....</i>	<i>127</i>
4.4.2.	<i>Organic broiler production system.....</i>	<i>127</i>
4.4.3.	<i>Flux measurement technique.....</i>	<i>129</i>
4.4.4.	<i>Soil and meteorological measurements.....</i>	<i>129</i>
4.4.5.	<i>Spatial integration of GHG fluxes</i>	<i>130</i>
4.4.6.	<i>Temporal gap-filling and integration of GHG fluxes.....</i>	<i>132</i>
4.4.7.	<i>Outdoor nitrogen excretion.....</i>	<i>132</i>
4.4.8.	<i>Temporal and spatial variations in soil nutrient (P, N, C) stocks.....</i>	<i>132</i>
4.4.9.	<i>Outdoor spatial distribution of broilers.....</i>	<i>133</i>
4.5.	Results	133
4.5.1.	<i>Overview of measured chamber fluxes.....</i>	<i>133</i>
4.5.2.	<i>Spatially integrated GHG fluxes.....</i>	<i>138</i>
4.5.3.	<i>Temporal gap-filling functions.....</i>	<i>140</i>
4.5.4.	<i>Batch-scale and annual-scale GHG fluxes.....</i>	<i>143</i>
4.6.	Discussion.....	144
4.6.1.	<i>Emission factors for the outdoor run</i>	<i>144</i>
4.6.2.	<i>Spatial and temporal controls of GHG fluxes</i>	<i>146</i>
4.6.3.	<i>An attempt to estimate the annual GHG budget of the outdoor run.....</i>	<i>150</i>
4.7.	Conclusions	154
4.8.	Acknowledgements.....	155
4.9.	Conclusion du chapitre.....	156
5.	Modélisation dynamique des flux d'éléments et d'énergie d'un système de production avicole avec ou sans parcours	159
5.1.	Introduction du chapitre	161
5.2.	Abstract	164
5.3.	Implications.....	164
5.4.	Introduction	165
5.5.	Objectives.....	166
5.6.	Model description	167
5.6.1.	<i>General description.....</i>	<i>167</i>
5.6.2.	<i>Animals.....</i>	<i>168</i>
5.6.2.1.	<i>Mortality</i>	<i>168</i>
5.6.2.2.	<i>Outdoor-run access.....</i>	<i>169</i>

5.6.2.3.	Growth.....	169
5.6.2.4.	Heat production, water vapour and CO ₂ emitted by the animal	170
5.6.2.5.	Feed intake, body retention and excretion.....	171
5.6.3.	<i>Litter characteristics and gaseous emissions from litter.</i>	<i>172</i>
5.6.3.1.	Water evaporation and carbon dioxide emission.....	172
5.6.3.2.	NH ₃ , N ₂ O, N ₂ emissions	172
5.6.3.3.	CH ₄ emissions.....	175
5.6.3.4.	Mass and composition	175
5.6.4.	<i>Droppings on the outdoor run and outdoor gaseous emissions.</i>	<i>176</i>
5.6.4.1.	NH ₃ , N ₂ O, N ₂ emissions	176
5.6.4.2.	Water and carbon dioxide emissions.....	177
5.6.4.3.	CH ₄ emissions.....	177
5.6.4.4.	Nutrient load in outdoor run soil.....	178
5.6.5.	<i>Broiler house</i>	<i>178</i>
5.6.5.1.	Heat balance.....	178
5.6.5.2.	Water vapour balance	180
5.7.	Validation	181
5.7.1.	<i>Animal performances.....</i>	<i>182</i>
5.7.2.	<i>Ventilation rate, heating and indoor climatic conditions.....</i>	<i>183</i>
5.7.3.	<i>Gaseous emissions.....</i>	<i>185</i>
5.7.4.	<i>Manure amount and composition</i>	<i>187</i>
5.8.	Simulations.....	187
5.8.1.	<i>Effects of feeding strategy and farming practices on gaseous emissions and litter characteristics.....</i>	<i>187</i>
5.8.2.	<i>Effects of housing characteristics on broiler performances during a heat wave.....</i>	<i>189</i>
5.9.	Discussion and conclusion.....	191
5.10.	Acknowledgment.....	192
5.11.	Conclusion du chapitre.....	193
6.	Discussion générale	195
6.1.	Vers une compréhension du fonctionnement des systèmes avec parcours	197
6.1.1.	<i>Le parcours, élément du système.....</i>	<i>197</i>
6.1.2.	<i>Le parcours, un écosystème au fonctionnement complexe.....</i>	<i>199</i>
6.1.3.	<i>Vers une optimisation des flux d'éléments et d'énergie ?.....</i>	<i>199</i>
6.2.	Perspectives d'évolution du modèle MOLDAVI.....	200

6.2.1.	<i>La modélisation : des allers-retours entre simulation et expérimentation</i>	200
6.2.1.1.	A l'échelle des animaux	201
6.2.1.2.	A l'échelle de l'effluent	202
6.2.1.3.	A l'échelle du bâtiment.....	202
6.2.2.	<i>Evaluation de MOLDAVI</i>	203
6.2.3.	<i>Quelles évolutions envisagées pour MOLDAVI ?</i>	204
6.2.3.1.	Développement d'un modèle de stockage/traitement des effluents.....	204
6.2.3.2.	Adaptation pour simuler des systèmes d'élevage de poules pondeuses	205
6.2.3.3.	Intégrer de nouvelles pratiques d'élevage ou de nouveaux équipements	206
6.2.4.	<i>Quelles applications pour MOLDAVI ?</i>	206
6.3.	Une approche multicritère de la durabilité des systèmes	207
6.3.1.	<i>Quelles limites pour un système d'élevage?</i>	207
6.3.2.	<i>Evaluation environnementale : intérêt d'une démarche couplant modélisation et Analyse du Cycle de Vie</i>	209
6.3.3.	<i>Etudier les systèmes sous l'angle des trois piliers de la durabilité</i>	210
	Conclusions et perspectives	213
	Références bibliographiques	217

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1. Diversité des systèmes français de production avicole	46
Tableau 2. Performances zootechniques des principaux systèmes français de production de volailles de chair	47
Tableau 3. Performances des systèmes français de production d'œufs.....	48
Tableau 4. Concentrations recommandées en énergie métabolisable dans les aliments de différentes espèces et souches de volailles.....	49
Tableau 5. Teneurs recommandées en matières azotées totales dans les aliments de différentes espèces et souches de volailles.....	49
Tableau 6. Recommandations d'apports en acides aminés pour des poulets ROSS	50
Tableau 7. Comparaison des teneurs en matière sèche, N, P ₂ O ₅ et K ₂ O de quelques effluents avicoles, porcins et bovins.....	60
Tableau 8. Recommandations concernant la gestion de la litière en élevage de poulets de chair et de dindes	60
Tableau 9. Ratio eau/aliment pour les principales productions avicoles.....	69
Tableau 10. Consommations moyennes en électricité et propane pour différentes productions avicoles.....	70
Table 11. Ammonia (NH ₃) emission factors (EF) for different types of meat poultry production and manure-management practices.....	82
Table 12. Ammonia (NH ₃) emission factors (EF) for layer production for different manure types and manure-management practices.....	84
Table 13. Methane (CH ₄) and nitrous oxide (N ₂ O) emission factors (EF) for different types of poultry production and manure-management practices.....	85
Table 14. Dates of chick arrival, first access to the outdoor run and slaughter of broilers in the two rearing systems and for the two seasons of rearing	100
Table 15. Composition of starter, grower and finisher diets used in the two rearing systems and for the two seasons of rearing	100
Table 16. Average ambient temperature, relative humidity and ventilation rates in the two rearing systems and for the two seasons of rearing	104
Table 17. Performances of broilers in the two rearing systems.....	106
Table 18. Total amount of straw bedding, total amount and composition of litter in the two rearing systems and for the two seasons of rearing	107
Table 19. Balance of nitrogen, phosphorus and potassium in the two rearing systems and for the two seasons of rearing.....	108

Table 20. Daily gas emissions per broiler in the two rearing systems for each measurement period and for the overall rearing period.....	110
Table 21. Water and dry mater balances in the two rearing systems and for the two seasons of rearing.....	112
Table 22. Main characteristics of the two broiler batches during which GHG fluxes were measured	129
Table 23. Summary of N ₂ O, CO ₂ and CH ₄ flux statistics for each measurement date	131
Table 24. Summary of spatially integrated GHG fluxes for each measurement day, computed using (an average of) kriging and radial basis functions to interpolate between all available individual chamber measurements	139
Table 25. Temporally integrated GHG fluxes at the batch and annual scales, using alternative integration methods	144
Table 26. Values used in the estimation of carbon export out of the outdoor run (Cexport)	151
Table 27. An assessment of annual carbon budget, greenhouse gases fluxes and their net budget (NGHGE) in CO ₂ equivalents for the outdoor run in 2010.....	152
Table 28. Broiler body retention for N, P, K, Cu and Zn for fast- and slow-growing strains	171
Table 29. Comparison of animal performances from an experimental dataset and by simulation with MOLDAVI.....	182
Table 30. Comparison of gaseous emissions from the broiler house and manure characteristics (amount and composition) measured in the ADEME study and predicted by the model. ...	186
Table 31. Litter characteristics and gaseous emissions in the broiler house according to different farming practices combinations.....	188
Table 32. Influence of the use of a cooling system on animal and economical performances of a broiler house over a year with heat waves during two summer batches	191

INDEX DES FIGURES

Figure 1. Le système d'élevage, articulation d'un sous-système décisionnel et d'un sous-système biotechnique.....	41
Figure 2. Les différentes étapes de construction d'un modèle.....	42
Figure 3. Exemple de modèle à compartiments : flux de phosphore de l'aliment à l'effluent.	43
Figure 4. Production française en 2008 de volailles de chair.....	44
Figure 5. Effectifs de pondeuses élevées en France en 2009	45
Figure 6. Principaux types d'abreuvoirs utilisés en aviculture	52
Figure 7. Paramètres influençant la qualité de l'air dans la zone de vie des animaux	53
Figure 8. Conceptions de batteries pour les cages de poules pondeuses.....	54
Figure 9. Exemple de système d'élevage de poules pondeuses au sol.....	54
Figure 10. Echangeur Air/Air à plaques en flux croisé.....	58
Figure 11. Principales filières de gestion des effluents produits en élevage de volailles de chair	62
Figure 12. Principales filières de gestion des effluents produits en élevage de poules pondeuses	64
Figure 13. Entrées, sorties et processus de transport de l'azote et du phosphore dans les systèmes agricoles	68
Figure 14. Simplified representation of processes and major factors influencing ammonia and greenhouse gas emissions from poultry manure	80
Figure 15. Localization of the two rearing systems and of the meteorological station	99
Figure 16. Description of the experimental set-up used to estimate gas emissions from the broiler houses of the two rearing systems	102
Figure 17. Partition of P and K total excretion between indoor (litter) and outdoor (outdoor run) in the GRASS and TREE rearing systems during Winter/spring (WS) and Summer/Autumn (SA) batches.....	108
Figure 18. (a) Site map showing the approximately square-shaped fenced-in outdoor run (50m x 47m), the broiler house, the topography of the outdoor run, and the distribution of the static chambers. Photographic records of the state of soil and vegetation, showing differences in soil moisture, vegetation density and soil compaction for chamber frames located at 5m, 24m and 41m from the broiler house.....	128
Figure 19. Overview of soil conditions, meteorology, measured and gap-filled (grey lines) GHG fluxes at the outdoor run scale. (a) Soil temperature at -5cm depth, rainfall and water-filled pore space. (b) N ₂ O fluxes. (c) Ecosystem respiration (R_{eco}). (d) CH ₄ fluxes.....	135
Figure 20. Spatially interpolated (kriging method) maps of N ₂ O fluxes.	136
Figure 21. Spatially interpolated (kriging method) maps of CH ₄ fluxes.....	137
Figure 22. Spatially interpolated (kriging method) maps of ecosystem respiration (R_{eco}).....	138
Figure 23. Kriged maps of broiler foraging index (a) and annual variations of phosphorus (b), total nitrogen (c) and total carbon (c) soil stocks	147

Figure 24. Relationships between average measured N_2O and CH_4 chamber fluxes and explanatory variables	148
Figure 25. General organization of MOLDAVI components.....	168
Figure 26. (a) Comparison of growth dynamics (Live weight, LW) measured in the ADEME study and predicted by the model. (b) Relationship between LW measured in the ADEME study and predicted by the model.....	183
Figure 27. (a) Comparison of ventilation rate dynamics measured in the ADEME study and predicted by the model. (b) Relationship between ventilation rates measured in the ADEME study and predicted by the model.....	183
Figure 28. (a) Outdoor temperature (measured in the ADEME study and used as an input in the model), indoor temperatures measured in the ADEME study and predicted by the model. (b) Relationship between indoors temperatures measured in the ADEME study and predicted	184
Figure 29. (a) Outdoor relative humidity (HR) (measured in the ADEME study and used as an input in the model), indoor HR measured in the ADEME study and predicted by the model. (b) Relationship between indoors HR measured in the ADEME study and predicted by the model.....	185
Figure 30. Comparison of indoor set-point temperature and predicted indoor temperatures with or without a cooling system, during a heat wave in Western France in 2003.....	190
Figure 31. Influence des caractéristiques du parcours et des conditions climatiques sur les flux d'éléments et d'énergie en bâtiment et sur parcours d'un système d'élevage avicole avec parcours.....	197
Figure 32. La spirale de la durabilité : entre conception et évaluation	207
Figure 33. Influence des limites du système sur le bilan GES d'un système de production de poulet de chair avec parcours.....	208
Figure 34. Intérêt du couplage modélisation/ACV.....	209

LISTE DES ABREVIATIONS

ACV : Analyse du Cycle de Vie

C : Carbone

CH₄ : Méthane

CIGR : Commission Internationale du Génie Rural

CO : Monoxyde de carbone

CO₂ : Dioxyde de carbone

CORPEN : Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement

CP : Crude Protein

Cu : Cuivre

DM : Dry Matter

DP : Deep-pits

ECS : Evaporative cooling system

EF : Emission factor

FCR : Feed conversion ratio

GES : Gaz à effet de serre

GHG : Greenhouse gas

GRASS : système "Prairie"

GWP : global warming potential

H₂O : eau

HR : High-rise

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change

ITAVI : Institut Technique de l'Aviculture

K : Potassium

LW : Live weight

MB : Manure belt

MS : Matière sèche

N : Azote

NEE : Net ecosystem exchange

NGHGE : Net greenhouse gas exchange

NH₄⁺ / NH₃ : Ammonium /Ammoniac

N₂O : Protoxide d'azote

OM : Organic matter

P : Phosphore

Q : air flow rate

R_{eco} : ecosystem respiration

SA : Summer-Autumn

SWC : Soil water content

TREE : système "Arboré"

VF : Variation factor

WFPS : Water-filled pore space

WS : Winter-Spring

Zn : Zinc

Introduction générale

Les produits issus de l'élevage représentent environ un tiers des protéines consommées dans le monde. L'aviculture est l'une des principales sources de production de protéines animales (viande + œufs) dans le monde (30% de la production totale de viande en 2002) (FAO, 2010). Les prévisions de la FAO confirment cette tendance et la production totale devrait doubler d'ici 2050 pour répondre à la demande croissante. Cette augmentation de la demande peut s'expliquer principalement par la croissance démographique (plus de 9 milliards d'habitants en 2050) et par la transition alimentaire des pays en voie de développement (Afrique et Asie principalement) où la consommation de protéines animales augmente avec les revenus (FAO, 2006, 2010).

Toutefois, de nouvelles demandes concernant l'agriculture (et notamment les systèmes de production animale) sont apparues depuis la fin du 20^{ème} siècle. En effet, avec l'émergence du concept de développement durable (Brundtland, 1987), les systèmes de production animale ne doivent plus seulement assurer l'autosuffisance alimentaire. Ils doivent aussi être viables économiquement, vivables pour les éleveurs (pénibilité du travail), socialement acceptables (qualité des produits, respect du bien-être animal, sécurité alimentaire) et respecter davantage l'environnement.

L'élevage est en effet connu pour son impact négatif sur l'environnement (contribution au changement climatique, à l'eutrophisation...) (FAO, 2006) et de nombreux défis se dressent aujourd'hui devant les systèmes de production animale :

- réduire les rejets de polluants vers l'eau, l'air et le sol notamment en augmentant l'efficacité des systèmes et le recyclage des nutriments,
- limiter l'utilisation d'intrants extérieurs notamment en améliorant l'autonomie des élevages,
- réduire les consommations énergétiques et notamment l'utilisation d'énergies fossiles (gaz, pétrole...),
- réduire la consommation de ressources non-renouvelables (phosphore, énergies fossiles) et raisonner l'utilisation de l'eau.

Afin de répondre aux attentes sociétales en termes d'environnement, les systèmes de production avicole doivent donc améliorer leurs pratiques et imaginer de nouveaux systèmes de production avec de meilleures performances environnementales. La compréhension des interactions entre les différents éléments composant les systèmes d'élevage (éleveur, animaux, bâtiment, parcours, effluents) et la connaissance des dynamiques des flux d'éléments et d'énergie dans ces systèmes est un pré-requis indispensable à l'amélioration des pratiques actuelles, à l'apparition de nouvelles pratiques et à la conception de systèmes innovants. En outre, les élevages de demain devront évoluer pour s'adapter au changement climatique.

Dans ce but, l'expérimentation a longtemps été utilisée dans des approches sectorielles (*i.e.* l'étude d'une seule partie du système) et souvent monocritères (*i.e.*

un type de flux d'élément ou d'énergie pris en compte). Bien qu'ayant apporté des innovations (alimentation multiphase, phytases, traitement des effluents...), ces approches ont montré leurs limites car elles peuvent conduire à des transferts de pollutions vers les autres parties du système qui n'ont pas été étudiées (Van der Werf *et al.*, 2011). Plus récemment, les approches expérimentales « système » et multicritères se sont développées pour évaluer l'impact environnemental de systèmes de production animale. Toutefois, elles sont plus difficiles à mettre en œuvre car coûteuses et chronophages.

La modélisation se révèle ici comme une alternative intéressante en raison :

- d'un coût limité lors du développement,
- de la rapidité d'obtention des résultats (scénarios),
- de la possibilité de représenter des systèmes complexes et de grande taille (atelier de production, exploitation agricole voire territoire),
- de la possibilité de prendre en compte facilement la diversité des pratiques et leur influence sur les rejets vers l'environnement,
- de la possibilité de tester l'influence des conditions climatiques extérieures (en vue de l'adaptation au changement climatique et aux événements climatiques extrêmes).

Si des modèles simulant les flux d'éléments à l'échelle de l'atelier de production et de l'exploitation existent pour les productions porcines et laitières (Berntsen *et al.*, 1999; Rotz, 2004; Rotz and Coiner, 2005; Chardon *et al.*, 2007; Chardon, 2008; Rigolot, 2009; Rigolot *et al.*, 2010a; Rigolot *et al.*, 2010b), aucun modèle de ce type n'a encore été développé pour la production avicole et seuls des modèles sectoriels sont disponibles (Applegate *et al.*, 2003; Quentin, 2004; CORPEN, 2006; Hassouna *et al.*, 2011).

Inscrite dans ce contexte de recherches dites « systémiques », cette thèse a donc pour objectif de proposer une méthode permettant, au sein d'un atelier de production avicole de volailles de chair¹, d'étudier les flux d'éléments (C, N, P, K, Cu, Zn et eau) et d'énergie (flux de chaleur, énergies fossiles, électricité). Cet objectif sera atteint par la construction d'un modèle de simulation permettant de :

- simuler les flux d'éléments et d'énergie dans les différentes parties de l'atelier (animaux, bâtiment, parcours éventuel, effluents),
- prendre en compte la dynamique de ces flux au cours d'un cycle d'élevage, de l'année ou de plusieurs années,
- prendre en compte la diversité des productions de volailles (poulet, canard, dinde),

¹ Désigné comme « système d'élevage » dans la suite de cette thèse.

- prendre en compte la diversité des pratiques d'élevage (alimentation, conception des bâtiments, accès à un parcours, gestion des effluents...),
- proposer des indicateurs zootechniques (poids à l'abattage, indice de consommation...) et environnementaux (émissions d'ammoniac et des gaz à effet de serre, consommation d'énergies fossiles...).

Ce mémoire présentera donc les différentes étapes pour atteindre cet objectif. Dans le premier chapitre de cette thèse, nous étudierons la notion de « système d'élevage » et présenterons les bases de la modélisation systémique. Nous présenterons ensuite les principales pratiques d'élevage qui devront être prises en compte dans une approche de modélisation des ateliers de production avicole. Enfin, nous ferons le point sur l'impact environnemental des élevages de volailles.

Dans le second chapitre, nous mettrons l'accent sur les émissions gazeuses en bâtiment (ammoniac, gaz à effet de serre), qui sont l'une des principales sources de polluants vers l'environnement. Nous identifierons les principaux facteurs contrôlant ces émissions, et les mettrons en relation avec les pratiques d'élevage. Ce chapitre sera également l'occasion d'identifier les manques dans la bibliographie concernant les émissions gazeuses en bâtiment, et nous verrons que les systèmes alternatifs avec parcours n'ont presque pas été étudiés.

Au cours des chapitres 3 et 4, nous présenterons donc l'acquisition de références sur les rejets (déjections et émissions gazeuses) en élevage de poulets de chair avec parcours grâce à la mise en place d'expérimentations sur deux systèmes d'élevage biologique de poulets de chair.

Dans le chapitre 5, nous présenterons la construction d'un modèle permettant de simuler les flux d'éléments (C, N, P, K, Cu, Zn et eau) et d'énergie au sein d'un atelier de production de poulets de chair. Pour construire ce modèle, nous nous servirons notamment des références acquises dans les chapitres 2 à 4.

Enfin, dans le dernier chapitre, nous discuterons nos travaux et soulignerons notamment les limites et les perspectives d'évolution de notre modèle. Enfin, nous replacerons nos travaux dans le contexte plus général de recherches intégrées sur la durabilité des systèmes de production agricole.

1.

Introduction bibliographique

Dans la première partie de cette introduction bibliographique, nous aborderons la notion de « système d'élevage » en lien avec la modélisation, afin de jeter les bases théoriques du modèle que nous cherchons à construire. Nous présenterons ensuite les caractéristiques des systèmes d'élevage avicole, et verrons qu'il existe une grande diversité de pratiques d'élevage (gestion des animaux, gestion des effluents, conception des bâtiments...). Enfin, nous étudierons les principales questions environnementales associées à l'élevage avicole.

1.1. Modélisation systémique des ateliers de production avicoles

1.1.1. *Qu'est ce qu'un « système » ?*

A la fin des années 1970, Le Moigne (1977) propose la théorie du système général. Cette théorie remet profondément en cause l'approche dite « cartésienne » d'une question, et notamment les préceptes énoncés par Descartes dans son *Discours de la méthode* au 17^{ème} siècle (Descartes, 1637) :

- Ne recevoir aucune chose pour vraie tant que son esprit ne l'aura clairement et distinctement assimilé préalablement,
- Diviser chacune des difficultés afin de mieux les examiner et les résoudre,
- Établir un ordre de pensées, en commençant par les plus simples jusqu'aux plus complexes et diverses, et ainsi de les retenir toutes et en ordre,
- Passer toutes les choses en revue afin de ne rien omettre.

Ces quatre préceptes deviennent pour Le Moigne (1977) :

- le précepte de la pertinence,
- le précepte du globalisme (« l'objet à connaître par notre intelligence est une partie immergée et active au sein d'un plus grand tout »),
- le précepte téléologique (quel est le projet ou la finalité ?),
- le précepte d'agrégativité (toute représentation est simplificatrice, il faut choisir les agrégats pertinents).

Le système passe alors d'un « ensemble possédant une structure constituant un ensemble cohérent » à un « ensemble d'éléments en interactions dynamiques organisés en fonction d'un but » (Brossier, 1987). Ainsi, dans le cas d'une exploitation agricole, le système est défini par une interaction entre des animaux et/ou des cultures, des ressources (humaines, physiques, économiques...) et un décideur (l'agriculteur) qui fait des choix et oriente ses pratiques en fonction d'un ou plusieurs objectifs (augmentation de la production, réduction des rejets vers l'environnement, adaptation au changement climatique, réduction du temps de

travail...). Appliquée à l'élevage, l'approche systémique a conduit au développement de recherches autour de la notion de « système d'élevage ».

1.1.2. *Notion de « système d'élevage »*

En zootechnie, selon Dedieu *et al.* (2008), les approches des « systèmes d'élevage » sont dirigées selon deux objectifs :

- Se donner les moyens d'accéder aux logiques des éleveurs (objectifs de production, cohérence des choix) car il faut en tenir compte dans les processus d'analyses et d'évaluation des unités de productions,
- Rendre compte des processus impliqués dans la production en précisant les liens entre les fonctionnements biologiques animaux (à court et moyen terme) et la gestion des individus, des lots, des cycles de productions et du renouvellement du troupeau.

Le système d'élevage forme ainsi un « tout » complexe d'éléments en interaction et la modélisation systémique est appropriée pour formaliser et étudier le comportement de ce tout. Ainsi, selon Landais (1987), le système d'élevage peut alors être défini comme un ensemble d'objets en interaction dynamique, organisé par l'éleveur en fonction de ses objectifs pour produire (lait, viande, œufs...) et se reproduire un ensemble d'animaux en valorisant et renouvelant différentes ressources.

Ainsi, en termes de modélisation, le système peut alors être représenté comme l'articulation de deux sous-systèmes, l'un décisionnel et l'autre biotechnique (Landais et Deffontaines, 1989; Martin-Clouaire et Rellier, 2003) (Figure 1). Les deux sous-systèmes sont reliés entre eux par les pratiques d'élevage (traduction des décisions de l'éleveur qui induisent des changements d'état ou de composition du sous-système biotechnique) et par les retours d'informations (état des animaux et du troupeau...).

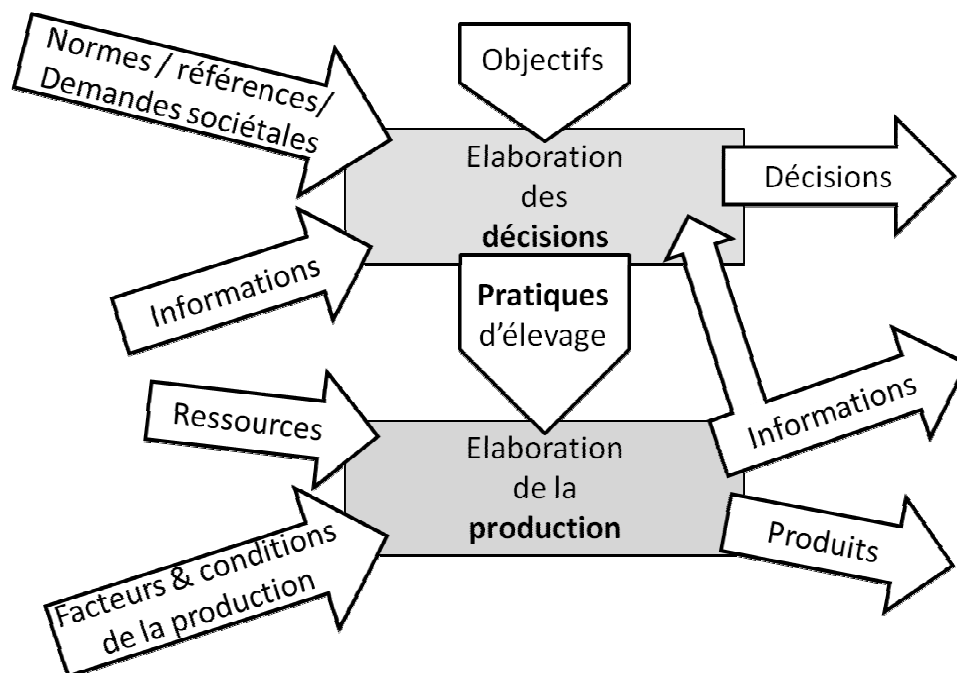


Figure 1. Le système d'élevage, articulation d'un sous-système décisionnel et d'un sous-système biotechnique (d'après Landais et Deffontaines, 1989).

1.1.3. Comment construire un modèle ?

Un modèle est une représentation simplifiée (voire idéalisée) d'un système réel afin de répondre aux questions que se pose le modélisateur sur celui-ci (Popper, 1973; Hill, 1993). Cette définition du modèle est en accord avec la vision de Minsky (1968) : "To an observer B, an object A* is a model of an object A to the extent that B can use A* to answer questions that interest him about A". Les caractéristiques du modèle seront donc en lien étroit avec les attentes du modélisateur. Ainsi, dans des modèles de systèmes d'élevage comme SEPATOU (Cros *et al.*, 2001) ou MELODIE (Chardon, 2008; Rigolot, 2009), la variabilité entre individus n'est pas un objectif et les animaux sont donc représentés sous la forme d'animaux « moyens » et leurs performances zootechniques (croissance, ingestion, production laitière...) simulées « en moyenne ».

Plusieurs grands « types » de modèles peuvent ainsi être distingués :

- **les modèles mécanistes** qui cherchent à expliquer et prévoir le comportement d'un système en s'appuyant sur des liens de cause à effet (A entraîne B, B entraîne C),
- **les modèles empiriques**, qui à l'inverse des modèles mécanistes, ne s'attachent qu'aux relations globales entre les variables prédictrices (variables ou flux d'entrée) et les variables à prédire (état du système ou flux de sortie),
- les modèles déterministes, dans lesquels les paramètres et variables d'état correspondent à des valeurs fixes ou moyennes,

- **les modèles stochastiques**, dans lesquels les paramètres ont une variabilité aléatoire,
- **les modèles statiques**, qui ne prennent pas en compte la temporalité des phénomènes,
- **les modèles dynamiques**, prenant en compte l'évolution temporelle des phénomènes.

Après avoir défini le système et les objectifs du modèle, la construction d'un modèle se déroule en plusieurs étapes précisées par Sauvans (2005) (Figure 2).

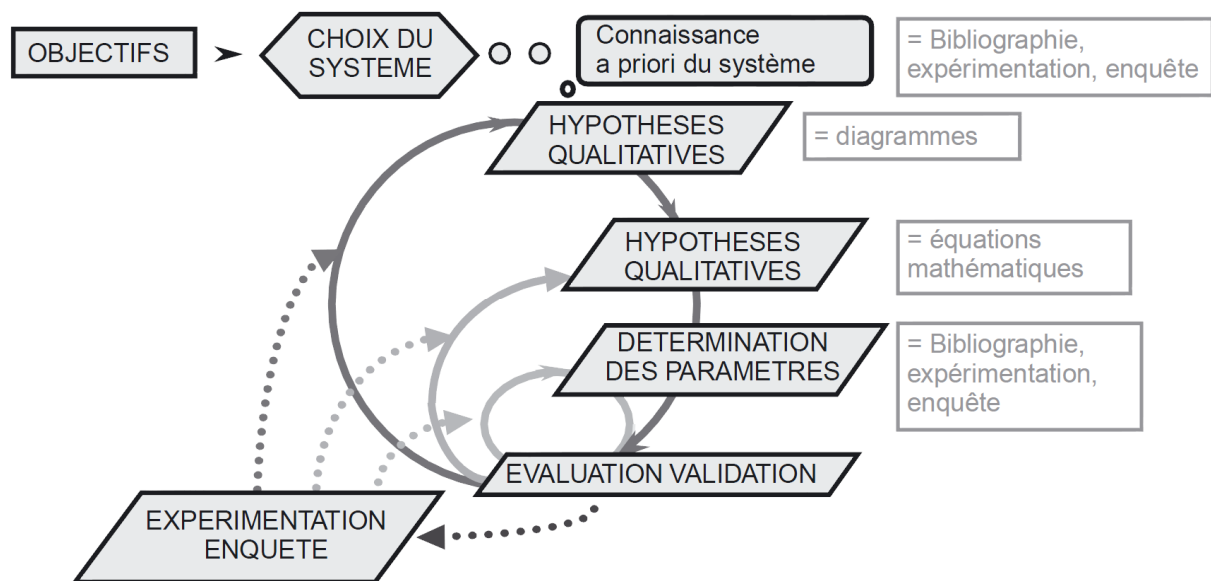


Figure 2. Les différentes étapes de construction d'un modèle (d'après Sauvans, 2005).

Après avoir défini le système et ses limites, les connaissances *a priori* du système sont mobilisées afin de définir les principaux objets et relations entre objets. L'architecture globale du modèle est alors construite. Les relations entre objets sont ensuite formalisées par des équations mathématiques (croissance des animaux, ingestion, rétention corporelle par exemple) ou par l'écriture de règles générales et/ou de règles conditionnelles (âge d'abattage des animaux, accès à un parcours).

L'estimation des paramètres régissant ces équations et/ou règles s'effectue en analysant les données issues d'expériences, d'enquêtes ou de la bibliographie. Le modèle doit être alors validé grâce à des expérimentations virtuelles et/ou réelles. Pour ce faire, plusieurs méthodes de validation sont disponibles (Coquillard et Hill, 1997) :

- La **validation par confrontation** qui implique de faire valider les résultats et le comportement du modèle par des experts (structure du modèle, règles de fonctionnement...),

- La **validation par répétitivité** lorsque les résultats de simulations sont comparées aux données réelles ou issues d'autres modèles,
- La **validation fonctionnelle** basée sur une validation « interne » c'est-à-dire où les simulations ont uniquement pour but de s'assurer du bon fonctionnement du modèle (analyse de sensibilité, test de conditions extrêmes...).

Cette étape de validation permet au modélisateur de vérifier la cohérence et la fiabilité de son modèle. Ainsi, des ajustements de paramètres ou même des modifications de conceptualisation peuvent être entrepris (Sauvant, 2005) afin d'améliorer le modèle et de répondre ainsi davantage aux objectifs fixés au départ par le modélisateur.

Enfin, si la modélisation permet de synthétiser et d'agréger des connaissances (parfois très sectorielles), elle peut également servir de base à d'autres études, et créer ainsi des allers-retours entre expérimentation et modélisation (Hoch et Agabriel, 2001; Perochon *et al.*, 2001).

1.1.4. Modéliser les flux d'éléments et d'énergie dans les systèmes d'élevage avicole

Les concepts exposés précédemment permettent de mieux cerner nos besoins en modélisation pour représenter un atelier de production de volailles de chair et ses flux d'éléments et d'énergie. Ainsi, notre modèle sera :

- Empirique, car nous ne nous intéressons pas au fonctionnement détaillé de la litière qui produira des émissions gazeuses ou au métabolisme de la croissance des animaux, mais seulement aux résultantes de ces phénomènes,
- Déterministe, car notre modèle n'a pas, par exemple, vocation à étudier la variabilité des performances des animaux,
- Dynamique, afin de prendre en compte notamment l'effet de l'âge des animaux sur les rejets et donc sur les émissions gazeuses ou encore les variations climatiques extérieures.

Par ailleurs, comme nous nous intéressons aux flux d'éléments (C, N, P, K, Cu, Zn, eau) et d'énergie dans les ateliers de production de volaille de chair, la représentation d'un système grâce à un modèle dit « à compartiments » est tout à fait en adéquation avec nos besoins. En effet, dans ce type de modèle, les relations entre objets d'un système y sont représentées par des flux (Figure 3).



Figure 3. Exemple de modèle à compartiments : flux de phosphore de l'aliment à l'effluent.

Ainsi, nous venons de faire des choix dans notre approche des flux d'éléments et d'énergie des systèmes avicoles, le chapitre 5 présentera en détail la conception du modèle MOLDAVI ainsi que sa validation.

1.2. Diversité des pratiques en élevage de volailles

En 2008, la production totale française de volailles de chair était de 1,85 millions de tonnes équivalent-carcasse réparties entre trois espèces majeures comme présenté sur la Figure 4, ce qui fait de la France le premier producteur de volailles de chair de l'Union Européenne avec près de 16% de la production (ITAVI, 2010a). En 2009, la production d'œufs était de 918 000 tonnes équivalent-coquille², plaçant la France au deuxième rang des producteurs de l'Union Européenne (derrière l'Espagne) avec 13% de la production totale (FranceAgriMer, 2010). Nous noterons ici que les systèmes dits « alternatifs » (poules au sol, Label Rouge, Plein air, Biologique), que nous présenterons plus en détail par la suite, représentent environ 18% de la production de poulets de chair (ITAVI, 2010a) et 20% des effectifs totaux de poules pondeuses en France (Figure 5).

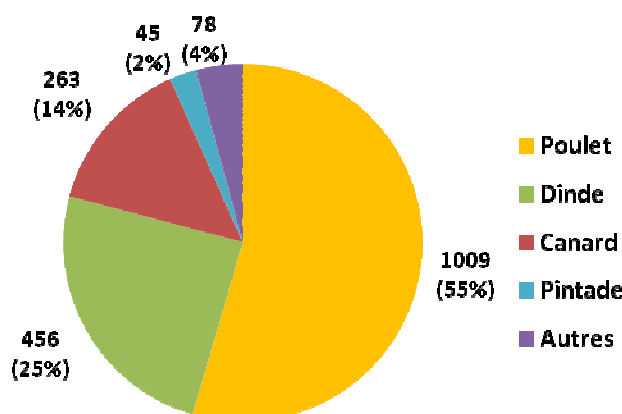


Figure 4. Production française en 2008 de volailles de chair (en milliers de tonnes équivalent-carcasse³) (ITAVI, 2010a).

² Unité employée pour pouvoir agréger des données en poids concernant des œufs entiers et des produits à base d'œufs sous toutes leurs présentations : œufs entiers sans coquille, blancs seuls, jaunes seuls, séchés ou non, etc. On applique au poids brut un coefficient propre à chaque forme du produit

³ Unité employée pour pouvoir agréger des données en poids concernant des animaux vivants et des viandes sous toutes leurs présentations : carcasses, morceaux désossés ou non, viandes séchées, etc. On applique au poids brut un coefficient propre à chaque forme du produit.

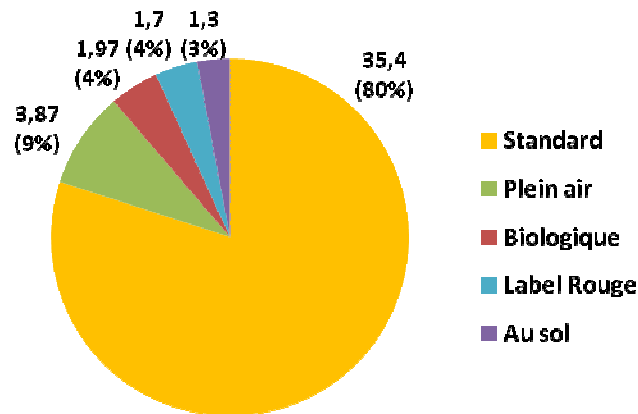


Figure 5. Effectifs de poules pondeuses élevées en France en 2009 (en millions) (ITAVI, 2010b).

Par ailleurs, le Comité d’Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l’Environnement (CORPEN) a identifié, en France, près de 80 systèmes de production avicole rien que pour la France (CORPEN, 2006). Le Tableau 1 présente un extrait de ce recensement. Ces systèmes diffèrent par les espèces élevées, le mode de production (standard, biologique, Label), le type de produits (viande, œufs, foie gras), les durées d’élevages... Dans cette partie, nous présenterons donc la diversité des pratiques en élevage de volailles qui conduisent à cette diversité des systèmes de production. Compte-tenu de cette diversité, nous nous intéresserons spécifiquement aux trois grandes volailles de chair (poulet, dinde, canard) et aux poules pondeuses.

Tableau 1. Diversité des systèmes français de production avicole (extrait de CORPEN, 2006).

Catégorie	Type de production	Catégorie	Type de production
Poulet léger (export)	<i>Standard</i>	Poulet (bâtiments fixes)	<i>Biologique</i>
Poulet standard	<i>Standard</i>	Poulet (cabanes mobiles)	<i>Biologique</i>
Poulet lourd	<i>Standard</i>	Pintade (bâtiments fixes)	<i>Biologique</i>
Coquelet	<i>Standard</i>	Pintade (cabanes mobiles)	<i>Biologique</i>
Dinde à rôtir	<i>Standard</i>	Dinde à rôtir	<i>Biologique</i>
Dinde medium	<i>Standard</i>	Dinde de découpe (mixte)	<i>Biologique</i>
Pintade	<i>Standard</i>	Canard Mulard PAG extérieur	<i>Palmipèdes à foie gras</i>
Canard de Barbarie (mixte)	<i>Standard</i>	Canard Mulard PAG intérieur	<i>Palmipèdes à foie gras</i>
Canard de Barbarie	<i>Standard</i>	Canard Mulard gras	<i>Palmipèdes à foie gras</i>
Canette de Barbarie	<i>Standard</i>	Oie PAG	<i>Palmipèdes à foie gras</i>
Canette Mulard à rôtir	<i>Standard</i>	Oie grasse	<i>Palmipèdes à foie gras</i>
Canard Pékin	<i>Standard</i>	Poule pondeuse (œufs) - Standard	<i>Standard (cage)</i>
Caille	<i>Standard</i>	Poule pondeuse (œufs) - Séchoir	<i>Standard (cage)</i>
Pigeon	<i>Standard</i>	Poule pondeuse (œufs) - Fosse profonde	<i>Standard (cage)</i>
Chapon	<i>Standard</i>	Poule pondeuse (œufs)	<i>Label</i>
Oie à rôtir	<i>Standard, Label</i>	Poule pondeuse (œufs)	<i>Biologique</i>
Poulet (bâtiments fixes)	<i>Label</i>	Poule pondeuse (œufs)	<i>Plein air</i>
Poulet (cabanes mobiles)	<i>Label</i>	Poule pondeuse (œufs)	<i>Sol</i>
Pintade	<i>Label</i>	Poulette (œufs)	<i>Standard (cage)</i>
Dinde à rôtir	<i>Label</i>	Poulette (œufs)	<i>Standard (sol)</i>
Canette de Barbarie	<i>Label</i>	Poulette (œufs)	<i>Label, Biologique et Plein air</i>

PAG = Prêt à gaver.

1.2.1. Performances zootechniques

1.2.1.1. Cas des volailles de chair

Les performances en production de volailles de chair se caractérisent notamment par une grande diversité d'âge et de poids à l'abattage (Tableau 2). De manière générale, les productions sous signe de qualité (Label, Biologique) sont caractérisées par des durées d'élevage plus longues et des poids à l'abattage plus élevés. Enfin, l'indice de consommation se dégrade avec l'augmentation de l'âge d'abattage.

Tableau 2. Performances zootechniques des principaux systèmes français de production de volailles de chair (extrait de CORPEN, 2006).

Type de production	Catégorie	Durée d'élevage (j)	Poids à l'abattage (kg)	Indice de consommation
Poulet léger (export)	Standard	35	1,42	1,79
Poulet standard	Standard	41	1,88	1,86
Poulet lourd	Standard	50	2,25	1,99
Poulet	Label	87	2,19	3,16
Poulet	Biologique	96	2,36	3,30
Dinde medium	Standard	116	8,77	2,32
Dinde lourde	Standard	152	12,68	2,58
Dinde à rôtir	Label	140 mini	4,30	2,40
Dinde à rôtir	Biologique	140 mini	4,30	2,40
Canard de Barbarie (mixte)	Standard	86	3,96	2,77
Canette Mulard à rôtir	Standard	77	3,60	3,35
Canard Pékin	Standard	56	3,80	2,60
Canette de Barbarie	Label	80	3,05	3,00
Canard Mulard PAG	Palmipèdes à foie gras	87	4,13	4,01
Canard Mulard gras	Palmipèdes à foie gras	13	5,75	9,7 kg sur la période de gavage

PAG = Prêt à gaver.

Par ailleurs, les souches utilisées en élevage sont choisies en adéquation avec les objectifs de production (âge et poids d'abattage). Ainsi, dans les productions standards où l'on cherche à produire des animaux sur de courtes durées, les souches à croissance rapide seront privilégiées par rapport aux souches à croissance lente utilisées préférentiellement dans des productions sous signe de qualité.

1.2.1.2. Cas des poules pondeuses

Pour la production d'œufs, les différences de performances s'observent entre la production standard en cages et les productions alternatives (Label, Biologique, Plein air, au sol). En effet, les durées de ponte et le nombre d'œufs produits sont plus élevés en production standard en cage qu'en productions alternatives (Tableau 3). Notons qu'à la différence des productions de volailles de chair, les mêmes souches sont utilisées en production standard et en productions alternatives.

Tableau 3. Performances des systèmes français de production d'œufs (extrait de CORPEN, 2006).

Type de production	Catégorie	Durée de ponte (j)	Nombre d'œufs/poule	Consommation (g/tête/j)
Poule pondeuse	Standard (cage)	350	293	112
Poule pondeuse	Label	336	263	118
Poule pondeuse	Biologique	335	257	112
Poule pondeuse	Plein air	333	259	115
Poule pondeuse	Au sol	333	258	110

1.2.2. Alimentation des animaux

L'alimentation des animaux représente le principal poste de dépenses en élevage avicole (entre 45 et 60% selon les productions (ITAVI, 2010c)) et le principal facteur influençant les performances zootechniques des animaux.

1.2.2.1. Mode de présentation de l'aliment

Le mode de présentation de l'aliment a un effet important sur l'ingestion des animaux et sur les performances. Ainsi, les performances de croissance et d'efficacité alimentaires sont améliorées avec des aliments présentés sous forme de granulés par rapport à des aliments en farine. Par ailleurs, la taille et l'uniformité des particules dans les aliments ont également un effet sur les performances des animaux. Si les effets de la taille des particules dans les aliments présentés sous forme de farine semblent limités chez la poule pondeuse, les effets sont plus marqués chez le poulet de chair où un broyage grossier tend à augmenter les performances en relation avec un développement plus important du gésier. Une taille optimale des particules comprise entre 600 et 900 μm fait l'objet d'un consensus (Amerah *et al.*, 2007). Pour les aliments granulés, les effets de la taille des particules sont très limités sur les performances des animaux. Un broyage plus fin semble cependant augmenter la qualité des granulés mais augmente également la consommation d'énergie lors du broyage. Enfin, un aliment en farine dont les particules sont uniformes en taille permettra d'optimiser l'ingestion et donc les performances car les animaux passeront moins de temps à « trier » l'aliment (Amerah *et al.*, 2007).

1.2.2.2. Composition de l'aliment

1.2.2.2.1. Teneur en énergie

Les performances des animaux dépendent notamment de leur consommation énergétique quotidienne. En pratique, l'animal aura tendance à réguler son ingestion en fonction de la concentration énergétique (énergie métabolisable, EM) de l'aliment. Les apports en nutriments nécessaires à la croissance (ou à la ponte) sont donc

fréquemment raisonnés par rapport à la concentration énergétique. Enfin, les besoins en énergie varient en fonction de l'espèce considérée, de la souche et de l'âge de l'animal comme présenté sur le Tableau 4.

Tableau 4. Concentrations recommandées en énergie métabolisable (kcal/kg d'aliment) dans les aliments de différentes espèces et souches de volailles.

Type de production	Souche	Source	Aliment					
			1	2	3	4	5	6
Poulet	<i>Cobb 500</i>	Cobb-Vantress, 2008	2988	3083	3176	3176	-	-
Poulet	<i>Ross PM3</i>	Aviagen, 2009	3025	3150	3200	-	-	-
Dinde	<i>Nicholas</i>	Aviagen, 2010	3020	3100	3150	3250	3300	3350
Canard	<i>Barbarie à rôtir</i>	Grimaud Frères, 2010	2875	3000	3100	-	-	-
Pondeuse	<i>Lohmann Brown</i>	Lohmann, 2008	2800	2720	2720	2720	-	-

1.2.2.2.2. Teneur en azote et profil en acides aminés

L'azote apporté par l'alimentation (essentiellement sous forme de protéines végétales) sert à l'entretien de l'animal, à la synthèse de protéines corporelles ou de protéines de l'œuf. Les besoins des animaux sont aujourd'hui bien connus et varient avec l'âge, l'espèce, la souche (Tableau 5) et également avec certains facteurs environnementaux. Afin de couvrir les besoins des animaux et pour limiter les rejets d'azote non utilisé, la teneur en matières azotées totales (MAT) des aliments est généralement ajustée plusieurs fois au cours de la période d'élevage (Nahm, 2007). Cette pratique fréquemment utilisée en aviculture (et en alimentation des monogastriques plus généralement) est appelée « alimentation multiphase ». Le Tableau 5 présente les teneurs en MAT recommandées pour les principales espèces de volailles élevées.

Tableau 5. Teneurs recommandées en matières azotées totales (%) dans les aliments de différentes espèces et souches de volailles.

Type de production	Souche	Source	Aliment					
			1	2	3	4	5	6
Poulet	<i>Cobb 500</i>	Cobb-Vantress, 2008	21	19	18	17	-	-
Poulet	<i>Ross PM3</i>	Aviagen, 2009	22-25	21-23	19-23	-	-	-
Dinde	<i>Nicholas</i>	Aviagen, 2010	26-28	24-26	23-25	20-22	18-20	16-18
Canard	<i>Barbarie à rôtir</i>	Grimaud Frères, 2010	19-22	17-19	15-18	-	-	-
Pondeuse	<i>Lohmann Brown</i>	Lohmann, 2008	18	15-18	15-17	15-17	-	-

Par ailleurs, certains acides aminés dits « essentiels » ne peuvent être synthétisés par l'organisme. Ils doivent donc être apportés par l'aliment afin de pouvoir servir à la synthèse de protéines. Ainsi, lorsque l'apport en un de ces acides aminés essentiels ne couvre pas le besoin de l'animal, il est dit limitant. Les études sur le besoin en acides

aminés des volailles ont permis de constater que les besoins en acides aminés essentiels varient avec l'espèce et la souche considérées mais également avec des facteurs extérieurs tels que la température ambiante (Quentin *et al.*, 2004). Parallèlement, les études sur l'utilisation des principaux acides aminés limitants ont permis d'estimer les rendements d'utilisation de chaque acide aminé pour le dépôt de protéines corporelles. Ainsi, pour une espèce et/ou un stade physiologique donné il est possible de déterminer le profil en acides aminés alimentaires qui permet de satisfaire l'ensemble des besoins de l'animal et ainsi d'optimiser ses performances. Ce concept d'un profil optimal en acides aminés dans l'aliment est appelé « protéine idéale »⁴. La protéine idéale est ainsi représentée par un profil dans lequel l'apport de chaque acide aminé essentiel est exprimé en pourcentage de la teneur en lysine dans l'aliment (Tableau 6). Chacun de ces rapports peut être alors directement introduit comme une contrainte en formulation des aliments. Comme les matières premières « classiques » (céréales, oléo-protéagineux) servant à la formulation des aliments ne permettent pas toujours de parvenir au profil en acides aminés recherché, des acides aminés de synthèse (méthionine, lysine, thréonine) sont fréquemment utilisés. Toutefois, l'utilisation d'acides aminés de synthèse est proscrite dans le cahier des charges de l'Agriculture Biologique. L'optimisation des formules d'aliment selon le concept de « protéine idéale » est alors plus difficile et les formules sont souvent déséquilibrées ce qui peut avoir des conséquences sur les performances des animaux et augmenter les rejets d'azote.

Tableau 6. Recommandations d'apports en acides aminés
(% de lysine) pour des poulets ROSS (Aviagen, 2009).

Acide Aminé	Démarrage	Croissance	Finition
Lysine	100	100	100
Méthionine + Cystéine	74	76	78
Méthionine	37	38	36
Thréonine	65	66	67
Valine	75	76	77
Isoleucine	67	68	69
Arginine	103	104	105
Tryptophane	16	16	16

1.2.2.2.3. Teneur en phosphore

Le phosphore contenu dans les graines des matières premières utilisées pour l'alimentation des volailles est stocké principalement sous la forme de 6 groupes phosphates fixés sur un cycle carboné, appelé phosphore phytique (Sebastian *et al.*, 1998). Cependant, les volailles ne sont pas capables d'utiliser le phosphore sous cette

⁴ En pratique, la méthionine est le premier acide aminé essentiel limitant.

forme car elles ne possèdent pas l'enzyme appelée phytase qui permet de rendre disponible le phosphore. En conséquence, la digestibilité du phosphore est faible (tourteau de tournesol : 17% ; maïs et tourteau de soja : 20-24% ; blé et orge : 50-55%) et la majorité du phosphore naturellement contenu dans les aliments est inutilisé et est excrété (Commission Européenne, 2003). Bien que les graines contiennent naturellement de la phytase, son action n'est pas suffisante pour rendre le phosphore des aliments disponibles et l'enzyme est parfois détruite lors des procédés de fabrication des aliments (traitement thermique notamment) (Sebastian *et al.*, 1998; Singh, 2008).

Afin de rendre disponible le phosphore phytique et ainsi de couvrir les besoins en phosphore des animaux, de réduire les apports de phosphore sous forme minérale et de limiter les rejets de phosphore dans les fientes, les aliments peuvent donc être enrichis avec de la phytase d'origine microbienne obtenue par génie génétique (Singh, 2008). Les études sur les performances des animaux ont montré le réel intérêt de cette enzyme puisque les performances de croissance des volailles et les performances de ponte des pondeuses sont augmentées et la digestibilité du phosphore et des autres nutriments liés à l'acide phytique (Ca, Cu, Zn) est également augmentée. La digestibilité iléale des acides aminés peut également être augmentée (Sebastian *et al.*, 1998; Singh, 2008). Enfin, du fait d'une meilleure disponibilité pour l'animal, les quantités de phosphore excrétées peuvent être réduites de 20 à 40% (Singh, 2008; Guingand *et al.*, 2010).

1.2.2.2.4. Autres minéraux, oligo-éléments et vitamines

En règle générale, les aliments pour volailles sont supplémentés en minéraux (Ca, Na...), oligo-éléments (Cu, Zn...) et vitamines afin de couvrir les besoins des animaux. Nous noterons que les apports en calcium sont très importants en élevage de poules pondeuses (solidité de la coquille des œufs).

1.2.2.3. Abreuvement

Plusieurs modes d'abreuvement principaux sont observés en élevage (Figure 6) :

- Les abreuvoirs de type « cloche » avec une réserve d'eau contenue dans la cloche et une soucoupe où les animaux boivent. Les risques de gaspillage sont élevés du fait que les animaux peuvent jouer avec l'eau contenue dans la soucoupe ou bousculer l'abreuvoir,
- Les abreuvoirs de type « pipette » où les animaux font couler l'eau directement dans leur bec. Ce système, bien que limitant fortement les gaspillages, peut être complété par la présence de coupelles récupératrices,
- Les abreuvoirs à « coupelles » qui ressemble à un dispositif de type pipette inversé se situant au fond d'une coupelle. La pipette peut, le cas échéant, être

équipée d'une boule qui fait office de flotteur. Ces systèmes permettent de limiter le gaspillage en eau et proposer une surface d'eau aux animaux. Ces abreuvoirs peuvent être disposés en ligne (comme les pipettes) ou bien en blocs.

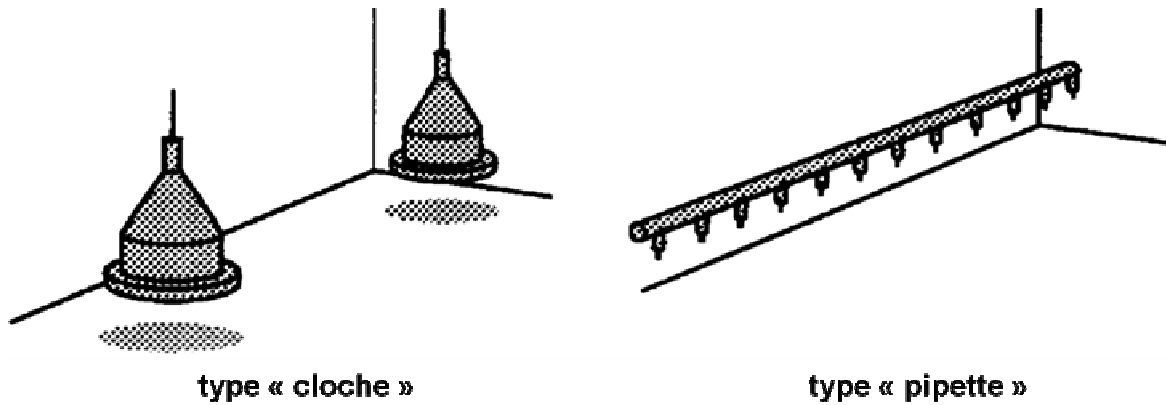


Figure 6. Principaux types d'abreuvoirs utilisés en aviculture
(d'après Elwinger et Svensson, 1996).

Par ailleurs, nous noterons que l'eau de boisson est un excellent moyen d'administrer des produits médicamenteux tels que des vaccins ou des antiparasitaires.

1.2.3. Bâtiments d'élevage

Les caractéristiques du bâtiment d'élevage conditionnent fortement l'état de santé et les performances zootechniques des animaux. Les paramètres d'ambiance en bâtiment sont nombreux et sont résumés dans la Figure 7 (Le Menec, 1988). Les cinq paramètres qui ont la plus grande influence sur la santé et les performances des animaux sont la température, l'humidité, les mouvements d'air, la qualité de la litière et les émissions gazeuses (NH_3 principalement). Les aménagements et équipements permettant de contrôler la température, l'humidité et les mouvements d'air seront présentés dans cette partie. Le contrôle de la qualité de la litière et des émissions gazeuses sera discuté plus tard dans le chapitre 2.

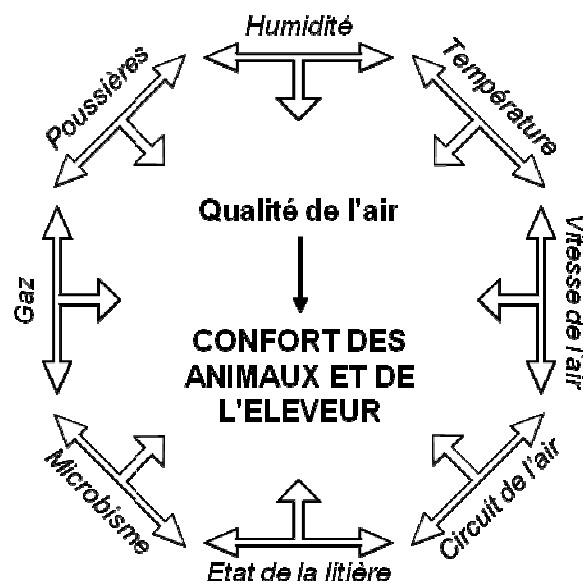


Figure 7. Paramètres influençant la qualité de l'air dans la zone de vie des animaux (d'après Le Menec, 1988).

1.2.3.1. Elevage sur litière

L'élevage des volailles de chair se fait généralement sur une litière accumulée (paille, copeaux, sciure) apportée en début de lot (cf. 1.2.5.1).

1.2.3.2. Elevage sur caillebotis

L'élevage sur caillebotis et préfosse avec production de lisier est très fréquent pour l'élevage de canards.

1.2.3.3. Elevage en cages

La Figure 8 présente les principaux types de cages utilisées dans la production d'œufs (Commission Européenne, 2003). Contrairement au système avec tapis où les fientes sont évacuées grâce aux tapis, dans les autres systèmes, les fientes sont collectées dans des fosses profondes ou des préfosses situées sous les cages. Nous noterons que le système « flat-deck » de part la disposition des cages limite la densité animale dans le bâtiment et tend donc à disparaître (ITAVI, 2003). Enfin, dans les systèmes « au sol » et avec parcours, au moins un tiers du bâtiment est couvert de litière, tandis que le reste de la surface est composé de nids et de perchoirs où les fientes sont récoltées sur des tapis (Figure 9). Par ailleurs, en 2012, les cages devront obligatoirement respecter de nouvelles normes (Conseil Européen, 1999) afin d'améliorer le bien-être des poules. Les cages contiendront notamment des perchoirs, un nid de ponte et un bain de sable et la surface disponible par poule sera augmentée d'environ 35%.

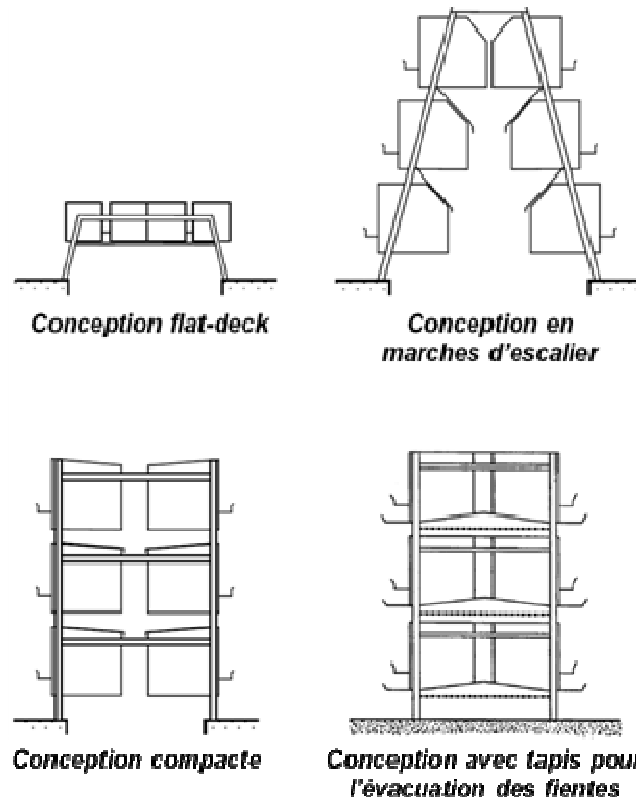


Figure 8. Conceptions de batteries pour les cages de poules pondeuses (d'après Commission Européenne, 2003).



Figure 9. Exemple de système d'élevage de poules pondeuses au sol (source: Big Dutchman).

1.2.3.4. Isolation du bâtiment

L'isolation thermique d'un bâtiment d'élevage est importante car elle permet de mieux contrôler la température à l'intérieur du bâtiment. De plus, en limitant les échanges de chaleur avec l'air extérieur, les dépenses en énergie et en eau liées à la

régulation de l'ambiance intérieure (chauffage, ventilation, refroidissement évaporatif) seront réduites.

La capacité d'une paroi à isoler thermiquement est évaluée à l'aide d'un coefficient de transmission thermique noté U ($\text{W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$). Plus ce coefficient est faible, plus la paroi sera isolante. Ainsi les échanges thermiques (ΔK en J) pendant une durée Δt au travers d'une paroi seront fonction de la surface S de la paroi et du différentiel de température (ΔT) entre l'air extérieur et l'air intérieur selon la relation :

$$\Delta Q = \Delta t . S . U . \Delta T$$

En pratique, on cherchera à utiliser des matériaux avec des valeurs de U comprise entre 0,30 et 0,6 $\text{W/m}^2/^\circ\text{C}$ (Guingand *et al.*, 2010). A l'échelle du bâtiment, on pourra considérer (ITAVI, 1997a) que l'isolation est :

- normale pour une valeur de U aux alentours de 1,
- bonne pour une valeur de U proche de 0,80,
- excellente pour une valeur de U proche de 0,40.

1.2.3.5. Ventilation

Les objectifs de la ventilation sont d'assurer le renouvellement de l'air dans le bâtiment (évacuation des gaz tels que le CO_2 ou le NH_3 et apport d'oxygène), de réguler la température et l'humidité relative de l'air (en adéquation avec les conditions de confort optimal des animaux) et d'éliminer les poussières (rôle sanitaire).

Il existe deux modes de ventilation dans les bâtiments d'élevage (Le Menec, 1988):

- La **ventilation naturelle ou statique** qui utilise les phénomènes physiques (différence de pression et/ou différence de densité de l'air (fonction de la température et de l'hygrométrie entre l'extérieur et l'intérieur) qui régissent le déplacement des masses d'air. L'air neuf entre par des entrées d'air placées sur les côtés du bâtiment et l'air vicié est évacué par le toit via un lanterneau.
- La **ventilation dynamique** qui permet de renouveler l'air de façon active à l'aide de ventilateurs électriques. En élevage de volailles, les ventilateurs sont de type « extracteurs » et sont placés au faîtage ou sur les côtés du bâtiment.

Dans les deux cas, le bâtiment doit être étanche pour éviter les entrées d'air parasites qui peuvent perturber les circuits d'air. De plus, les systèmes de ventilation sont régulés pour permettre de passer progressivement de faibles débits d'air à des débits élevés par temps chaud et en fin de bande. La régulation peut être manuelle (dans le cas de petits bâtiments à ventilation statique notamment) lorsque l'éleveur ajuste lui-même la surface des entrées d'air, ou automatisée par ajustement de la surface des

entrées d'air ou du débit des ventilateurs en fonction d'objectifs de consigne (température). Le modèle CalorSTA (Robin *et al.*, 2005 ; Hassouna *et al.*, 2011) permet à ce titre de dimensionner ou de diagnostiquer le bon fonctionnement d'une installation en fonction de contraintes climatiques.

Enfin, des systèmes de brassage d'air (ventilateurs) peuvent être installés dans le bâtiment. Ils permettent ainsi d'augmenter les vitesses d'air sur les animaux (ce qui abaisse leur température), d'homogénéiser l'ambiance en période de chauffage et de refroidir l'ambiance notamment lors de périodes chaudes.

1.2.3.6. Chauffage

Les besoins en température dans un bâtiment diminuent avec l'âge des animaux. Ainsi pour des animaux jeunes (démarrage en volailles de chair), la température ressentie devra être proche de 30°C tandis qu'en fin de lot, elle se situera plutôt aux alentours des 20°C (Quemeneur, 1988). Différents types de chauffage sont à disposition de l'éleveur même si les deux premiers types sont les plus fréquemment observés :

- Les radiants au gaz (propane),
- Le chauffage à air pulsé (ou aérotherme),
- Le chauffage par le sol,
- Le chauffage à biomasse.

Les radiants au gaz ou électriques permettent de chauffer des zones bien délimitées, notamment en début de lot lorsque les animaux sont regroupés et n'utilisent pas toute la surface du bâtiment. Nous noterons de plus, que les systèmes de chauffage utilisés en élevage sont souvent équipés de thermostats afin d'ajuster la température aux objectifs de consigne.

1.2.3.7. Refroidissement évaporatif

Le principe du refroidissement évaporatif (ou cooling) réside dans l'utilisation d'eau liquide pour abaisser la température intérieure du bâtiment. Une partie de la chaleur sensible de l'air est convertie en chaleur latente pour permettre l'évaporation de l'eau, entraînant une diminution de la température de l'air. En pratique, ce système est principalement utilisé en période de fortes chaleurs notamment quand les animaux sont âgés et supporte moins bien la chaleur. Il peut permettre des abaissements de température de plus de 10°C lorsque l'air est très sec et que les gouttelettes sont suffisamment fines (Guingand *et al.*, 2010). Toutefois, ce système nécessite d'être régulé afin que les débits d'eau ne soient pas trop élevés et n'élèvent pas trop l'humidité relative de l'air (risques sanitaires, risques de litière humide). Les débits d'eau des installations sont généralement de l'ordre de 0,4 à 0,8 m³/h pour 1000 m²

de bâtiment mais peuvent dépasser $1 \text{ m}^3/\text{h}$ dans certains systèmes (ITAVI, 2004). Le logiciel CalorSTA (Robin *et al.*, 2005 ; Hassouna *et al.*, 2011) intègre également la régulation des débits d'eau et le dimensionnement des installations.

1.2.3.8. Eclairage

Que ce soit dans les élevages de volailles de chair ou de poules pondeuses, la gestion des programmes lumineux est très importante afin de ne pas pénaliser les performances des animaux. En élevage de volailles de chair, la bonne gestion des programmes lumineux permet notamment de réduire la mortalité et d'améliorer la conversion alimentaire grâce à une période de repos (Cobb-Vantress, 2008). En élevage de poules pondeuses, les programmes lumineux permettent principalement de stimuler la ponte et de la déclencher au moment optimal (afin d'optimiser le ramassage des œufs notamment) (Guillou, 1988).

1.2.3.9. Systèmes alternatifs

1.2.3.9.1. Récupérateurs de chaleur

Afin de réduire les consommations énergétiques, liées notamment au chauffage des bâtiments d'élevage, les éleveurs ont parfois recours à des systèmes de récupération de chaleur. Ces systèmes sont basés sur le transfert de chaleur par convection depuis l'air chaud vicié sortant vers l'air neuf entrant (plus froid), sans que les deux airs ne se mélangent. Le principe d'un échangeur Air/Air en flux croisé est présenté sur la Figure 10. Des essais menés par l'ITAVI et les Chambres Régionales d'Agriculture des Pays de la Loire et de Bretagne (2009) ont montré que l'installation d'échangeurs d'air permettait grâce au réchauffement de l'air entrant de réduire les consommations de propane (utilisé pour le chauffage) de 18 à près de 30%. Toutefois, l'installation des échangeurs se traduit par une légère hausse de la consommation électrique due au fonctionnement des ventilateurs dans les échangeurs. Par ailleurs, les échangeurs d'air permettent de diminuer l'hygrométrie intérieure d'environ 10% ce qui peut se traduire par une litière plus sèche et de meilleures performances zootechniques (Chambre Régionale d'Agriculture des Pays de la Loire *et al.*, 2009).

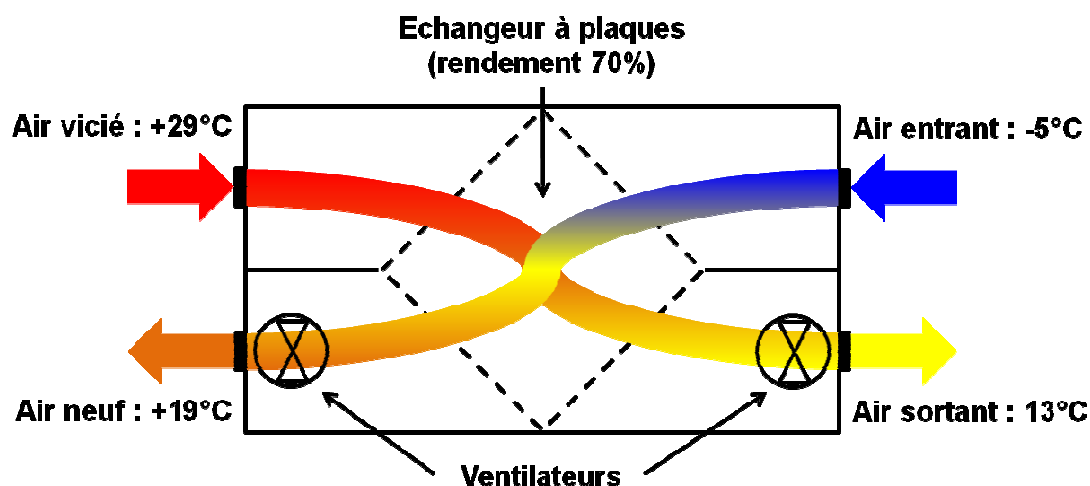


Figure 10. Echangeur Air/Air à plaques en flux croisé.

1.2.3.9.2. Chaudières à biomasse

L'installation d'une chaudière à biomasse dans un élevage permet de réduire les consommations d'énergie fossile et d'électricité lors du chauffage des bâtiments. En effet, la combustion de biomasse (bois déchiqueté, sciure...) permet de chauffer de l'eau (via un échangeur thermique) qui est ensuite acheminée dans le bâtiment (aérothermes à eau chaude, plancher chauffant...). L'installation d'une chaudière à biomasse nécessite donc des investissements conséquents pour installer l'équipement d'acheminement de l'eau vers les bâtiments d'élevage (ITAVI *et al.*, 2008).

1.2.3.9.3. Energie solaire

L'installation de panneaux solaires (voltaïques) sur les toits en pente des bâtiments d'élevage est une alternative intéressante pour la production d'électricité vendue ensuite à EDF. Cependant, le coût d'installation encore très élevé (600-800 € par m² de panneaux) et le retour sur investissement long (10-20 ans) limitent encore le développement de ces installations (ITAVI *et al.*, 2008).

L'énergie solaire peut également être utilisée pour chauffer de l'eau (chauffe-eau solaire) mais les températures atteintes sont insuffisantes pour chauffer un bâtiment d'élevage en début de bande et l'eau doit ensuite être réchauffée par un système classique (électricité, gaz...) (ITAVI *et al.*, 2008).

1.2.4. Accès à un parcours

1.2.4.1. Type d'élevages concernés

Les élevages de volailles avec accès à un parcours sont souvent des productions placées sous signe de qualité (Label Rouge, Biologique...) qui imposent dans leur cahier des charges un accès à un parcours avec un âge maximal au premier accès et

une surface minimale par animal (Commission, 2008; INAO, 2009). Les bâtiments sont de plus petite taille que pour les productions standards, avec des densités d'élevage plus faibles. L'accès au parcours se fait par des trappes dont les dimensions sont fonction de la surface du bâtiment. Notons, de plus, que pour les volailles de chair, l'accès au parcours est également associé à des âges d'abattage minimum plus élevés que dans les productions standards.

1.2.4.2. Caractéristiques des parcours

Les caractéristiques du parcours peuvent varier selon les élevages, toutefois les textes réglementaires (et donc les cahiers des charges) imposent des surfaces minimales de parcours calculées sur la base de rejets moyens théoriques des animaux afin de ne pas excéder les 170 kg d'azote par hectare et par an fixé par la directive Nitrates (Conseil européen, 1991). Il existe également des contraintes (variables selon les cahiers des charges) portant sur la rotation des parcours et la durée minimum de repos ou encore sur les aménagements sur le parcours (haies brise-vent, arbres...) (INAO, 2009).

1.2.5. *Gestion des effluents*

Les effluents issus des élevages avicoles ne représentent qu'une faible part des effluents d'élevage produits en France (2 à 3%) (Quideau, 2010) mais sont d'excellents engrais organiques de par leurs teneurs élevées en azote et en phosphore (Tableau 7). Nous présentons donc ici, les principaux modes de gestion des effluents dans les élevages ainsi que certaines pratiques associées. Toutefois, l'influence de ces pratiques sur les émissions gazeuses de NH_3 , N_2O et CH_4 en bâtiment ne sera développée que dans le chapitre 2.

Tableau 7. Comparaison des teneurs en matière sèche, N, P₂O₅ et K₂O de quelques effluents avicoles, porcins et bovins.

Effluent	Matière Sèche (%)	N (g/kg de produit brut)	P (g/kg de produit brut)	K (g/kg de produit brut)
<i>Fientes poules pondeuses (préséchage en bâtiment + stockage en hangar)^a</i>	77,6	36,8	16,5	20,8
<i>Fientes poules pondeuses (fosse profonde)^a</i>	80,8	37,0	17,7	19,8
<i>Fumier poulet standard (sortie bâtiment)^a</i>	62,4	22,8	6,0	15,7
<i>Fumier dinde standard (sortie bâtiment)^a</i>	49,3	22,5	6,9	13,8
<i>Lisier de canards^a</i>	12,5	8,8	2,3	4,3
<i>Lisier mixte porcins (fosse extérieure)^b</i>	36,3	3,5	0,9	2,1
<i>Fumier porcins (paille)^b</i>	30,8	9,4	3,3	11,7
<i>Fumier bovins (litière accumulée)^c</i>	22,1	5,8	1,0	8,0

^aITAVI, 2003^bLevasseur, 2005^cInstitut de l'Élevage *et al.*, 2001

1.2.5.1. Gestion sous forme de fumier

La majorité des volailles de chair ainsi qu'une partie des poules pondeuses (Figure 11) sont élevées dans des bâtiments avec un sol en terre battue et recouvert d'une litière végétale dont l'origine et la composition sont variables. Les quantités apportées en début et en cours de lot dépendent de l'espèce et du type de matériau (ITAVI, 1997b) comme présenté dans le Tableau 8.

Tableau 8. Recommandations concernant la gestion de la litière en élevage de poulets de chair et de dindes (d'après ITAVI, 1997b).

	Poulets	Dindes
Type de litière	Paille de blé (broyage recommandé)	Copeaux de bois blanc non traité ou mélange paille-copeaux
Épaisseur	10 à 25 cm selon la saison	10 à 20 cm
Quantité	3 à 5 kg / m ² en début de lot Pas de rajout en cours de lot	7 à 8 kg / m ² en début de lot 4 à 6 kg en cours de lot

Enfin, des ajouts de litière en cours de lot sont parfois réalisés afin notamment de réduire l'humidité de la litière (Guingand *et al.*, 2010) et limiter les émissions

gazeuses (Quideau, 2010). En effet, l'abatement d'azote sous forme gazeuse (principalement du NH_3) représenterait de 30 à 55% de l'azote excrété total selon les espèces et les modes de production (CORPEN, 2006).

Après le départ des animaux, la litière est évacuée du bâtiment et stockée pour une durée plus ou moins longue avant épandage. Toutefois, plusieurs lots d'animaux sont parfois élevés sur la même litière avant que celle-ci ne soit évacuée, mais cette pratique reste marginale en France et en Europe alors qu'elle est fréquente aux Etats-Unis. Différents modes de stockage du fumier sont observés en élevage (Figure 11). Le fumier peut être stocké dans une fumière (éventuellement couverte) ou alors stocké directement au champ. Lors de cette phase de stockage, environ 15% de l'azote est abattu, principalement sous forme de NH_3 (CORPEN, 2006).

Enfin, le fumier peut également être composté grâce à une ventilation forcée et/ou des retournements mécaniques (Quideau, 2010), ce qui permet d'obtenir un produit hygiénisé (grâce à la montée en température) et plus stable que le produit d'origine et permet l'exportation de l'effluent hors de l'exploitation (épandage délocalisé). Le processus de compostage s'accompagne d'une perte de masse (principalement des pertes d'eau) généralement comprise entre 30 et 40% de la masse initiale mais pouvant aller jusqu'à 60% et également de pertes d'azote sous forme gazeuse comprises entre 30 et 60% de l'azote total présent au départ (ITAVI, 2001a). Les caractéristiques finales du compost dépendent grandement de la composition initiale, de la structure du tas de compost (porosité) et de la fréquence de retournement (Paillat *et al.*, 2005).

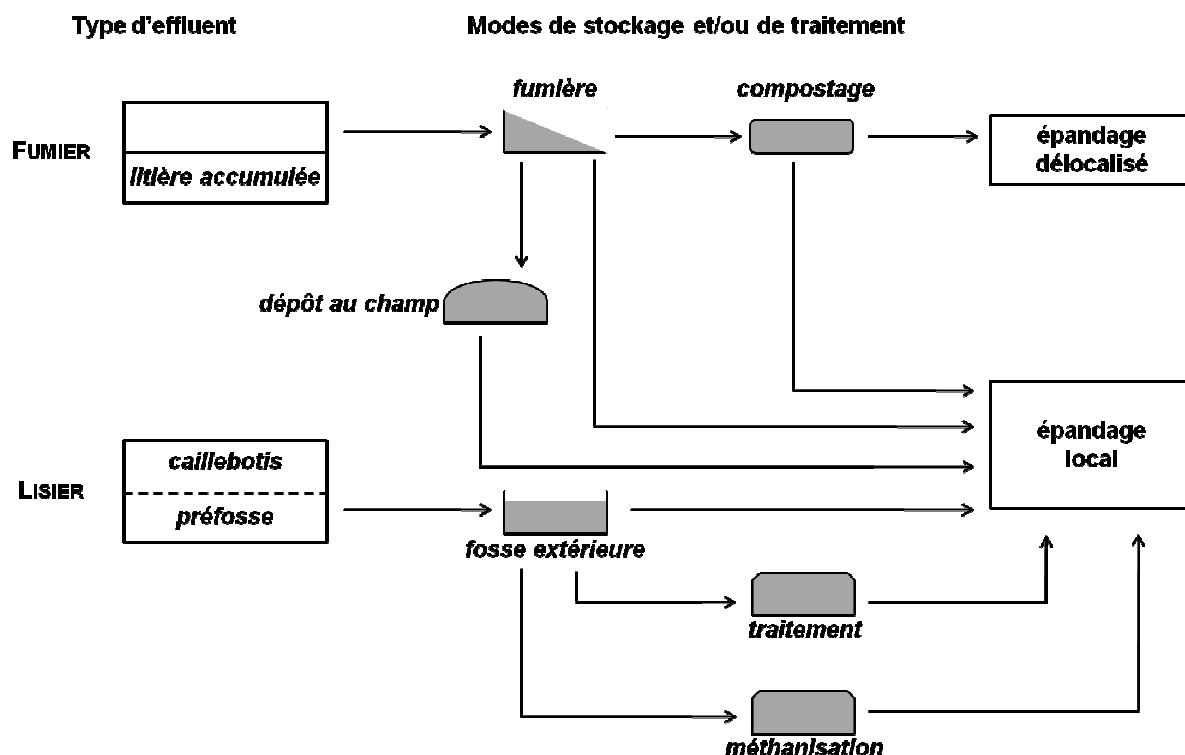


Figure 11. Principales filières de gestion des effluents produits en élevage de volailles de chair (d'après Quideau, 2010).

1.2.5.2. Gestion sous forme de lisier

La gestion des déjections sous forme de lisier concerne principalement la production de canards à rôtir et le gavage des canards mais l'élevage de poules pondeuses peut également être associé à la production de lisier (système « flat-deck »). Les animaux sont élevés sur caillebotis en bois (cette pratique tend à disparaître), en plastique ou sur grillage et les déjections sont accumulées dans des préfosse (Figure 11) dont la vidange peut être réalisée à la fin du lot, en cours de lot grâce à un racleur ou de façon naturelle par écoulement gravitaire (Commission Européenne, 2003). En élevage de canards, les quantités de lisier produites sont supérieures aux quantités de déjections produites du fait d'un gaspillage important d'eau lié au comportement des animaux et de la collecte des eaux de lavage des salles d'engraissement (Thibault, 1988; Vuillaume and Banon, 1988). En bâtiment, l'abattement d'azote est élevé et le CORPEN (2006) estime les pertes gazeuses azotées à environ 50% de l'azote total excrété.

Lors de la phase de stockage à l'extérieur du bâtiment, environ 20% de l'azote stocké est abattu sous forme gazeuse (CORPEN, 2006). La couverture de la fosse permet de réduire ces émissions gazeuses et de limiter la dilution du lisier par les eaux de pluie (ITAVI, 2001b). Par ailleurs, le lisier peut être traité afin de réduire les nuisances olfactives par l'ajout d'additifs. Le traitement par aération ou le traitement

biologique avec séparation de phase sont également possibles mais encore peu utilisés (ITAVI, 2001b). Ces traitements permettent également d'abattre une partie de l'azote sous forme gazeuse (NH_3 , N_2O , N_2). Enfin, le lisier de canard possède un excellent pouvoir méthanogène ce qui permet de l'utiliser comme substrat dans des unités de méthanisation (Castaing *et al.*, 2002; Pouech *et al.*, 2005; Vedrenne, 2007) mais ce procédé est encore marginal en production de canards.

1.2.5.3. Gestion sous forme de fientes

Ce mode de gestion des déjections concerne uniquement l'élevage de poules pondeuses (Figure 12). Comme nous l'avons vu précédemment, plusieurs systèmes utilisent des fosses pour collecter les fientes des animaux. Dans ces systèmes, les fientes peuvent être évacuées seulement à la fin du cycle de production (au bout d'un an environ) si les fosses sont profondes ou être évacuées plus ou moins régulièrement à l'aide de racleurs. Dans ce dernier cas, les fosses sont beaucoup moins profondes. Enfin, dans le cas des systèmes avec tapis, les fientes sont fréquemment évacuées (une à plusieurs fois par semaine). Nous noterons que dans tous ces systèmes, les fientes commencent à sécher à l'intérieur du bâtiment grâce notamment à la température ambiante (environ 20° C) et à la ventilation (courant d'air) (Commission Européenne, 2003; Quideau, 2010). L'abattement d'azote sous forme gazeuse en bâtiment varie de 25% pour les systèmes produisant des fientes sèches à 60% pour les systèmes avec fosse profonde où les processus mis en jeu s'apparentent à un compostage des fientes (CORPEN, 2006). Enfin, à l'extérieur des bâtiments, on voit se développer des systèmes de séchage des fientes (tunnel de séchage) (Guingand *et al.*, 2010; Quideau, 2010). Au cours du stockage des fientes, l'abattement d'azote est compris entre 15% et 30% de l'azote stocké (CORPEN, 2006).

Par ailleurs, la production de fientes très sèches permet d'exporter facilement les effluents hors de l'exploitation et a permis l'agrandissement des élevages (50000 à 100000 poules) sans lien au sol systématique (600 ha sont nécessaires pour épandre les fientes produites par 100000 poules) (Quideau, 2010). De plus, du fait du séchage rapide des fientes, l'abattement d'azote est réduit (20 à 25% seulement selon le CORPEN (2006)) ce qui produit un engrais organique très riche en azote.

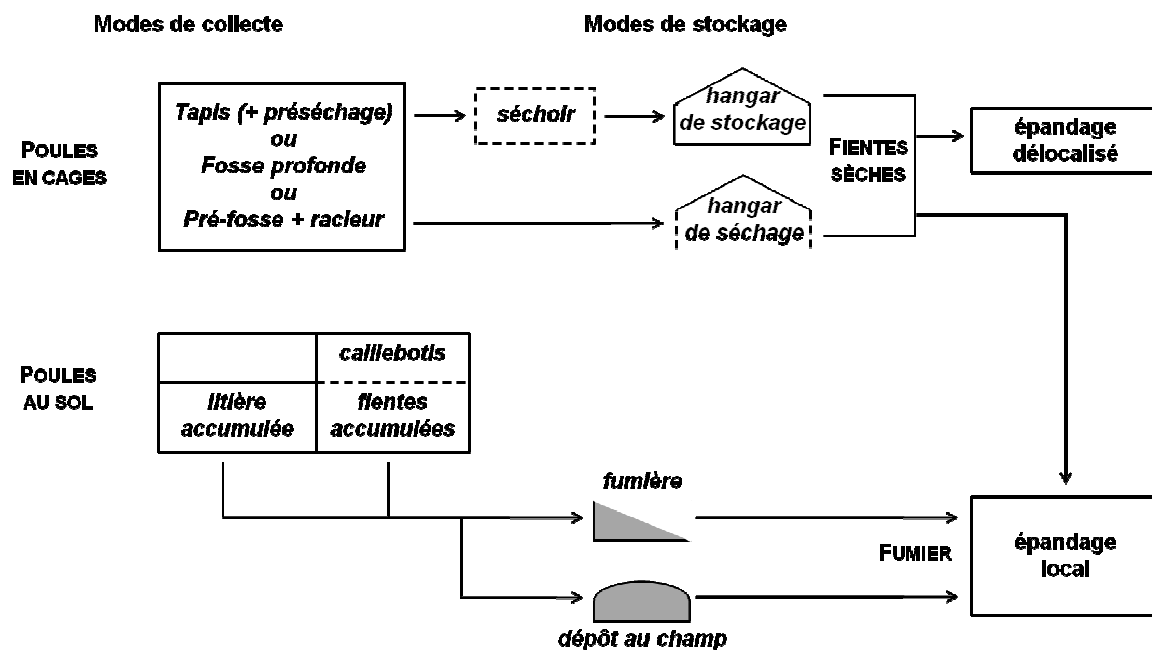


Figure 12. Principales filières de gestion des effluents produits en élevage de poules pondeuses (d'après Quideau, 2010).

1.2.6. Autres pratiques d'élevage

1.2.6.1. Détassage

Le détassage consiste à abattre seulement une partie du lot présent dans un bâtiment tandis que les animaux restants sont élevés sur une durée plus longue. Cette pratique est fréquemment observée en élevage de dindes et de canards. En effet, ces animaux présentent un dimorphisme sexuel important (Rondeau, 1988) et les animaux sont élevés en sexes séparés dans le même bâtiment. Lorsque les femelles atteignent leur poids d'abattage, elles sont abattues. La cloison séparant les deux sexes est alors retirée et les mâles ont accès à l'intégralité du bâtiment jusqu'à leur abattage. (Schricke, 1988).

1.2.6.2. Réduction des poussières

Comme nous l'avons vu précédemment, l'élevage de volailles est associé à la production de poussières. En élevage, des techniques sont disponibles afin de limiter ces émissions. Ainsi, l'utilisation de la brumisation (présentée précédemment dans la technique du refroidissement évaporatif) permet de « coller » les poussières au sol ou sur les parois. De même, l'application d'une fine couche (8 à 15 ml/m²) d'huile sur la litière permet de réduire les émissions de poussières (PM10) de plus de 50% en élevage de poulets de chair (Ellen *et al.*, 2010). De plus, certains systèmes d'ionisation des particules permettent de réduire les émissions de PM10 d'environ 35% (Ellen *et al.*, 2010) mais ces systèmes sont encore très peu répandus.

1.2.6.3. Réduction de la surface disponible au démarrage du lot

Afin de réduire les dépenses énergétiques liées au chauffage en début de lot, certains éleveurs réduisent la surface disponible pour les jeunes animaux en cloisonnant les animaux sur une moitié voire un tiers du bâtiment d'élevage, et en isolant l'autre partie du bâtiment avec des bâches ou des cloisons amovibles. Le démarrage du lot peut également se faire dans un bâtiment plus petit (poussinière), et, après quelques semaines d'élevages, les animaux sont détassés vers des bâtiments plus grands.

1.3. Problématiques environnementales liées à l'élevage de volailles

En 2006, un rapport de l'Organisation des Nations-Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) s'intéressait à « l'ombre portée de l'élevage » (FAO, 2006) afin d'attirer l'attention des scientifiques et des citoyens sur les effets négatifs de l'élevage sur l'environnement, notamment dans les zones à forte densités d'élevage (Europe de l'Ouest, Amérique du Nord, Brésil, Asie du Sud-Est). Dans cette partie, nous nous intéresserons plus particulièrement à l'élevage de volailles et présenterons les différents impacts potentiels sur la qualité de l'air, des sols, de l'eau ainsi que les consommations de ressources (eau, énergie).

1.3.1. Impacts sur la qualité de l'air

L'agriculture représente la principale source émettrice d'ammoniac (NH_3) avec plus de 95% des émissions totales en France (CITEPA, 2010a). A elle seule, l'aviculture représentait en 2008 environ 15% des émissions totales de NH_3 en France (CITEPA, 2010a). Les conséquences négatives des émissions de NH_3 sont nombreuses et le coût associé à ces dommages (santé humaine, dommages aux écosystèmes...) représenterait en Europe jusqu'à 105 milliards d'euros (Sutton *et al.*, 2011).

L'ammoniac émis peut se redéposer à proximité (dépôt sec de NH_3) ou non des zones d'émission (dépôts humides). En effet, lorsque l'atmosphère est chargée avec des composés acides tels que le H_2SO_4 ou le HNO_3 , le NH_3 est converti en NH_4^+ soluble et peut donc être transporté sur de longues distances avant d'être redéposé (Portejoie *et al.*, 2002). Le dépôt de NH_3 a pour principale conséquence l'acidification des sols (cf. 1.3.2) et l'eutrophisation des eaux (cf. 1.3.3). Enfin, le dépôt du NH_3 a également des conséquences négatives sur la biodiversité puisque le NH_3 favoriserait le développement d'algues étouffant d'autres espèces végétales (lichens, mousses) dans les forêts et les tourbières notamment (Sutton *et al.*, 2011).

Par ailleurs, l'ammoniac a des effets négatifs sur la santé humaine (maladies respiratoires) (Whyte, 1993; Heederik *et al.*, 2007) et sur la santé (problèmes respiratoires, conjonctivites) et les performances des volailles (baisse des performances) (Al Homidan *et al.*, 2003; Ritz *et al.*, 2004). Compte tenu des effets

néfastes du NH_3 sur l'environnement, la France s'est donc engagée à réduire ses émissions totales de NH_3 (protocole de Göteborg) et à ne pas dépasser en 2010 le seuil de 780 kt de NH_3 (Conseil et Parlement Européen, 2001). En élevage avicole, de nombreux facteurs et pratiques influencent les émissions de NH_3 et seront décrits en détail dans le chapitre 2.

L'aviculture produit également, dans une moindre mesure, du méthane (CH_4) et du protoxyde d'azote (N_2O). Ces gaz, dits à effet de serre (GES), sont connus pour leurs pouvoirs de réchauffement global élevés (respectivement de 25 et 298 équivalent- CO_2) et ils contribuent donc largement au changement climatique (réchauffement climatique, montée du niveau des mers, augmentation de la fréquence d'événements climatiques extrêmes...) (IPCC, 2007b, a). Par ailleurs, le dépôt de NH_3 participe de façon indirecte au changement climatique puisqu'une partie de l'azote redéposé sera réémis sous forme de N_2O (Sutton *et al.*, 2011). En outre, le N_2O serait, au 21^{ème} siècle, la principale substance responsable de la dégradation de la couche d'ozone (Ravishankara *et al.*, 2009).

L'élevage avicole peut également être associé à des nuisances olfactives liées aux effluents (fumier, fientes, lisier) à proximité des bâtiments, des installations de stockage des effluents ou lors de l'épandage de ces effluents. L'élevage de canards est particulièrement montré du doigt en raison d'odeurs âcres liées au lisier produit par les animaux. En effet, des fermentations anaérobies dans le lisier sont à l'origine du dégagement de composés malodorants tels que des composés soufrés (H_2S , mercaptans...), azotés (amines, indole, scatol...), carbonés (acides gras, aldéhydes, cétones) ou aromatiques (phénols...) (ITAVI, 2001b; Lacey *et al.*, 2004).

Enfin, les élevages avicoles produisent également des poussières et des particules fines (Wathes *et al.*, 1997; Wathes, 1998; ITAVI, 2001c; Carey *et al.*, 2004; Roumeliotis and Heyst, 2008) qui peuvent avoir des effets sur la santé humaine (problèmes respiratoires) (Whyte, 1993; Takai *et al.*, 1998; Heederik *et al.*, 2007) et sur la santé et les performances des animaux (croissance réduite, diminution de l'ingestion, problèmes respiratoires) (Takai *et al.*, 1998; Al Homidan *et al.*, 2003). Par ailleurs, les particules et poussières peuvent servir de vecteurs à différents micro-organismes (*E. coli*, mycoplasmes, salmonelles) ou virus et contribuent à la propagation des mauvaises odeurs car certaines molécules (acides gras volatils notamment) sont adsorbées à la surface des particules émises.

1.3.2. Impacts sur la qualité des sols

Le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) sont utilisés en alimentation des volailles car ce sont deux cofacteurs d'enzyme. Cependant, la rétention corporelle de ces éléments est faible (<15% de l'ingéré) et une grande partie est donc excrétée et concentrée dans les effluents (FAO, 2006). L'épandage de ces effluents peut donc présenter des risques

de toxicité pour les plantes (Bahlsberg-Påhlsson, 1989) et les microorganismes du sol (Bååth, 1989; Bengtsson and Tranvik, 1989), si ces éléments sont accumulés en trop grandes quantités. Ce problème est d'autant plus marqué pour les systèmes intensifs qui concentrent de grandes quantités d'effluents sur de faibles surfaces.

La même question se pose pour les élevages avec parcours où les quantités excrétées sur les parcours ne sont pas maîtrisables et où les déjections peuvent être concentrées sur de faibles surfaces (notamment aux abords du bâtiment) comme Aarnink *et al.* (2006) ont pu le montrer pour l'azote et le phosphore. De plus, la fréquentation préférentielles de certaines zones par les animaux peut constituer un risque supplémentaire de ruissellement d'éléments à risque dans la mesure où le couvert végétal est fortement (voire totalement) dégradé et où la surface du sol est tassée (Quideau, 2010).

1.3.3. Impacts sur la qualité de l'eau

On peut distinguer deux types de pertes d'éléments vers l'eau : les pollutions ponctuelles et les pollutions diffuses (FAO, 2006). Les premières incluent les pertes directes depuis les bâtiments d'élevage et les dispositifs de stockage des effluents (défaut d'étanchéité ou sous-dimensionnement de la capacité de stockage). Elles sont maîtrisables en investissant dans des équipements adaptés au contexte de l'élevage. Les pollutions diffuses sont davantage liées à des processus naturels (biologiques ou physico-chimiques) et de fait, leurs causes sont complexes et leur atténuation est plus difficile.

Le principal impact de l'élevage sur la qualité de l'eau est l'eutrophisation, due à l'apport excessif d'azote (sous forme de nitrates NO_3^-) et de phosphore sur les parcelles agricoles et leur transport vers les eaux de surface (Figure 13) (Carpenter *et al.*, 1998; Sharpley, 1999). Cet excès de nutriments entraîne une prolifération massive d'algues conduisant à une asphyxie du milieu, à la disparition des espèces endémiques et parfois à la production de composés toxiques. Ce phénomène, très marqué ces dernières années sur les côtes bretonnes, a largement été médiatisé (« marées vertes »). Les pertes de nitrates vers les eaux superficielles sont liées au phénomène de lixiviation plus communément appelé « lessivage ». Lorsque les effluents d'élevage sont épandus sur les parcelles, une partie de l'azote est transformé en nitrates NO_3^- (nitrification). Cependant, les ions NO_3^- sont peu retenus par le complexe argilo-humique et sont donc très mobiles dans le sol. Ainsi, lorsque le sol est saturé en eau, la lame d'eau drainante entraîne les nitrates vers le réseau hydrographique (Vinten and Smith, 1993; FAO, 2006). Les risques de lessivage sont donc les plus élevés en hiver et sur des parcelles nues où aucune plante ne peut capter les ions nitrates. Les pertes de phosphore, quant à elles, sont dues au ruissellement (phosphore soluble PO_4^{3-}) et à l'érosion du phosphore lié aux particules du sol (Figure 13).

Par ailleurs, nous pouvons supposer que les élevages avec parcours présentent également des risques de pollution des eaux, du fait que des déjections sont apportées sur les parcours en toute saison, parfois depuis plusieurs années et potentiellement sur des parcelles à risque (parcours nus, pente, proximité d'un cours d'eau). En effet, Aarnink *et al.* (2006) ont montré que dans des élevages de poules pondeuses biologiques, les apports d'azote et phosphore dans les 20 premiers mètres du parcours devant le bâtiment étaient 15 fois supérieurs aux normes néerlandaises d'épandage (170 kg de N et 44 kg de P). De même, Kratz *et al.* (2004) ont montré pour différents systèmes de production de poulets avec parcours que les apports de N et de P étaient nettement supérieurs aux recommandations de fertilisation allemandes dans les zones les plus fréquentées par les animaux.

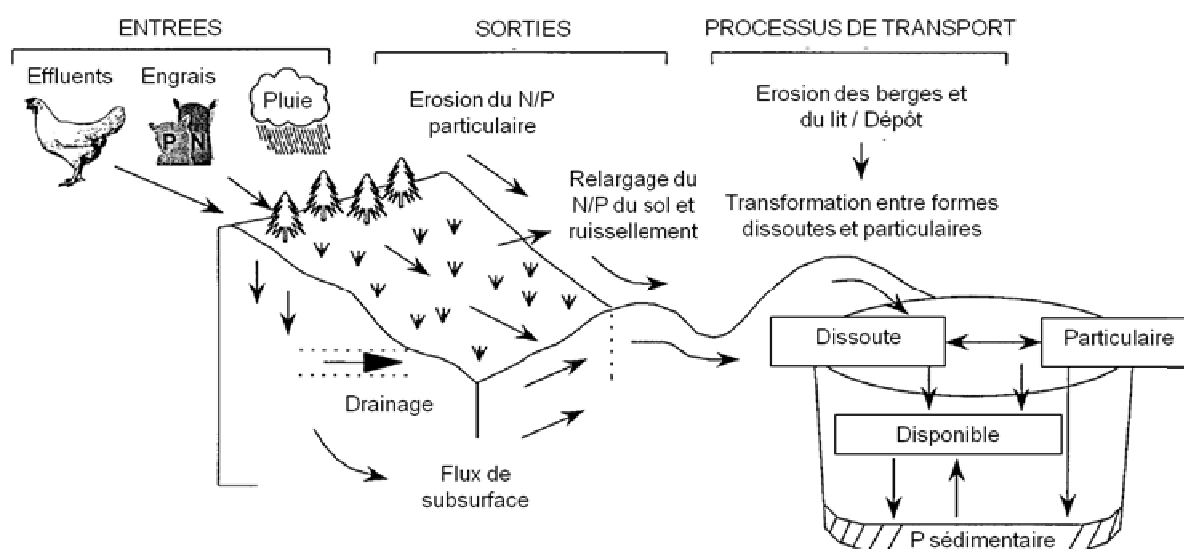


Figure 13. Entrées, sorties et processus de transport de l'azote et du phosphore dans les systèmes agricoles (d'après Carpenter *et al.*, 1998 ; Sharpley, 1999).

Les émissions de NH_3 des effluents d'élevage contribuent également au phénomène d'eutrophisation puisqu'une partie de l'azote se redépose à proximité du site d'émission et intègre le cycle de l'azote au niveau du sol (nitrification puis lessivage), ainsi qu'à l'acidification des milieux aquatiques via les pluies acides notamment.

Enfin, notons que la contamination des eaux par les nitrates a également des conséquences sur la santé humaine. En effet, des teneurs élevées en nitrates peuvent causer des empoisonnements chez les enfants, des avortements et des cancers de l'estomac chez les adultes (FAO, 2006). Une teneur maximale en nitrates dans les eaux superficielles a donc été fixée à 50 mg/l par la directive Nitrates (Conseil Européen, 1991) et les zones dépassant ce seuil sont classées en zones vulnérables.

L'accumulation de métaux lourds dans les sols augmente également les risques de lessivage de ces éléments et de transfert vers les milieux aquatiques où ils peuvent

avoir des conséquences sur la santé des organismes aquatiques (Hare and Tessier, 1996).

Enfin, certaines molécules chimiques utilisées à des fins prophylactiques et thérapeutiques (antibiotiques, antiparasitaires...) peuvent être retrouvées dans les effluents d'élevage (Sims and Wolf, 1994) et constituent un risque potentiel pour la qualité des eaux si ces molécules sont lessivées (Pote *et al.*, 1994).

1.3.4. Consommations en eau et en énergie

L'eau de boisson représente la plus grande part de l'eau consommée dans les élevages avicoles. Les ratios eau/aliment présentés dans le Tableau 9 sont des données moyennes. En effet, les consommations d'eau de boisson dépendent de l'espèce et des conditions d'élevage. Ainsi, des surconsommations importantes peuvent notamment être observées lors de périodes chaudes et sèches. Dans le cas de l'élevage de canards, l'estimation de la consommation réelle des animaux est très difficile compte tenu du fait que les animaux « jouent » beaucoup avec l'eau et la gaspillent énormément.

Tableau 9. Ratio eau/aliment (l/kg d'aliment) pour les principales productions avicoles.

Production	Ratio eau/aliment
<i>Poulet de chair</i> ^a	1,7 – 1,9
<i>Poule pondeuse</i> ^a	1,8 – 2,0
<i>Dinde</i> ^a	1,8 – 2,2
<i>Canard</i> ^b	2,7 – 3,4

^aCommission Européenne, 2003

^bGrimaud Frères, 2010

Par ailleurs, de l'eau est également utilisée entre les bandes pour le nettoyage des bâtiments d'élevage. Les données de consommation durant cette opération sont rares mais la FAO estime que les consommations sont de l'ordre de 0,09 et de 0,15 l/jour/animal pour des poulets de chair et des poules pondeuses respectivement (FAO, 2006). Enfin, de l'eau est également consommée durant les phases de forte chaleur pour refroidir l'air dans les bâtiments d'élevage grâce aux systèmes de refroidissement évaporatif.

Les élevages avicoles sont également consommateurs d'énergie (fuel, électricité, propane...) principalement pour le chauffage, la ventilation et l'éclairage des bâtiments d'élevage et pour la production d'aliment. Ainsi, en production de poulets de chair (Etats-Unis), Pelletier (2008) a montré que les consommations directes d'énergie (*i.e.* sur la ferme) représentait près de 20% de la consommation totale d'énergie. et que la plus grande part de l'énergie consommée était liée à la production (à l'extérieur de la ferme) des aliments. Les consommations sont toutefois très

variables d’une production à l’autre. De plus, au sein d’une même production, elles dépendent largement des caractéristiques du bâtiment (isolation, type de chauffage, type de ventilation...), des conditions climatiques (ITAVI *et al.*, 2010) (Tableau 10) et du comportement de l’éleveur (économe *vs.* gaspilleur).

En France, les consommations directes d’énergie par les élevages avicoles représentaient en 2005 environ 1,8 TWh soit 50% de plus que pour les élevages porcins mais ces consommations demeuraient nettement plus faibles que les consommations des élevages bovins (plus de 5 TWh). Enfin, les élevages de volailles de chair représentaient environ 78% de la consommation totale d’énergie directe des élevages avicoles français (ITAVI *et al.*, 2008).

Tableau 10. Consommations moyennes en électricité et propane pour différentes productions avicoles (d’après ITAVI *et al.*, 2008 ; ITAVI *et al.*, 2010).

Type de production	Electricité (kWh/kg poids vif)	Propane (kWh/kg poids vif)
Poulet léger (export)	0,035 - 0,082	0,217 - 0,558
Poulet standard	0,021 - 0,072	0,251 - 0,666
Poulet lourd	0,036 - 0,076	0,203 - 0,453
Poulet certifié	0,049 - 0,070	0,335 - 0,574
Poulet Label/Bio	0,077 - 0,099	0,760 - 1,200
Dinde standard/certifiée	0,055 - 0,119	0,404 - 0,671
Canard standard/certifié	0,068 - 0,159	0,406 - 0,648
Pondeuse Cage	3,15 ^a	-
Pondeuse Alternatif	2,45 ^a	-

^akWh/place

1.3.5. Impacts indirects liés à la production d’intrants

Les approches expérimentales ou de modélisation à l’échelle de l’exploitation afin d’évaluer l’impact environnemental des systèmes de production avicole sont souvent limitées et ne prennent en compte que les émissions polluantes sur l’exploitation. Les approches globales s’intéressant aux produits prennent en compte les impacts indirects hors de l’exploitation liés à la production des intrants utilisés par le système de production (poussins, aliments, engrais, pesticides...). La méthode la plus connue pour aborder les impacts liés à la production d’intrants est l’Analyse du Cycle de Vie (ACV), méthode normalisée (ISO, 2006a, b) et identifiée comme pertinente pour l’évaluation de systèmes de production agricole (van der Werf and Petit, 2002). Ainsi, plusieurs études utilisant l’ACV comme méthode d’évaluation environnementale ont montré que la production d’intrants (et principalement la production d’aliments) contribue de façon majoritaire à l’impact environnemental des systèmes de production avicole (Mollenhorst *et al.*, 2006; Dekker *et al.*, 2008; Katajajuuri *et al.*, 2008; Pelletier, 2008; Prudêncio da Silva Junior *et al.*, 2008; Williams *et al.*, 2009; Seguin *et*

al., 2011), et ce pour la plupart des catégories d'impacts étudiées (changement climatique, utilisation d'énergie, eutrophisation, utilisation de surface...).

1.3.6. Autres questions environnementales

Le bruit est également considéré comme une composante de l'environnement mais, pour l'aviculture, peu de références concernant les nuisances sonores sont disponibles. Les nuisances liées aux cris des animaux notamment lors du départ et dans les élevages avec parcours sont importantes mais les principales nuisances sonores sont liées aux équipements motorisés (ITAVI, 2001c) :

- Ventilateurs
- Dispositifs de distribution des aliments
- Systèmes de ramassage et de conditionnement des œufs
- Bruits des camions lors des livraisons (poussins, aliments) ou des ramassages (œufs, animaux)

Enfin, la question de l'intégration paysagère des bâtiments d'élevage avicole est également posée. Depuis 1993, le plan d'occupation des sols prend en compte l'élément paysager (Loi n° 93-24) et, afin de mieux intégrer les bâtiments d'élevage au paysage, de nombreuses solutions sont aujourd'hui disponibles (végétation, coloris/matériaux des bardages et de la toiture...).

2.

Influence des pratiques d'élevage
et de gestion des effluents sur les
émissions gazeuses des bâtiments
d'élevage avicole

2.1. Introduction du chapitre

Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, les émissions (directes) gazeuses de NH_3 et de GES (CH_4 et N_2O) en élevage avicole sont les principaux flux d'élément au niveau du bâtiment d'élevage ayant un effet négatif (local ou global) sur l'environnement. L'objectif de ce chapitre est donc de déterminer les facteurs influençant ces émissions et d'identifier les pratiques qui permettent de diminuer les émissions, en vue de la réduction de l'impact environnemental des élevages avicoles. Ce chapitre est uniquement consacré aux émissions en bâtiment puisqu'elles représentent la plus grande part des émissions du système d'élevage et que c'est à cette échelle que la diversité des pratiques est la plus importante (et donc le nombre des leviers d'action pour la réduction des émissions). Il est basé sur un article intitulé « *Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses* », publié dans *World's Poultry Science Journal* ⁵. Dans cette synthèse, nous avons réalisé une revue des facteurs d'émission de NH_3 , N_2O et CH_4 issus de la littérature. Afin de les comparer pour identifier les principaux facteurs influençant les émissions, les facteurs d'émission ont été convertis dans la même unité (g/jour/animal).

⁵ Meda, B., Hassouna, M., Aubert, C., Robin, P., Dourmad, J.Y., 2011b. Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses. *World's Poultry Science Journal* 67, 441-456.

Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses

B. Meda^{1, 2}, M. Hassouna^{1, 2}, C. Aubert³, P. Robin^{1, 2} and J.Y. Dourmad^{4, 2}

¹ *INRA, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65 rue de Saint-Brieuc, F-35000 Rennes, France*

² *Agrocampus Ouest, F-35000 Rennes, France*

³ *ITAVI, Institut Technique de l'Aviculture, Zoopôle Beaucemaine, 41 rue de Beaucemaine, F-22440, Ploufragan, France*

⁴ *INRA, UMR1079 Systèmes d'Elevage, Nutrition Animale et Humaine, Domaine de la Prise, F-35590 Saint-Gilles, France*

Corresponding author: melynda.hassouna@rennes.inra.fr

Abbreviated Title: Gaseous emissions from poultry houses

2.2. Abstract

Poultry production has been identified as a major producer of NH_3 and, to a lesser extent, of greenhouse gases (GHGs) mainly by national emissions inventories. However, since most national inventories are based on average emission factors for each type of animal (“tier 1” approach), the factors that influence these emissions (through breeding and manure-management practices) are not taken into account. The first step to improve inventories and propose mitigation options (e.g. best management practices, innovative systems) is a better understanding of the drivers of gaseous emissions and the identification of key factors for the mitigation of NH_3 and GHG emissions. This paper presents a literature review of NH_3 and GHG emissions from poultry housing, with a focus on the influence of practices and rearing conditions. It appears that flock-management practices (e.g. dietary practices, slaughtering age) and manure management (e.g. manure removal frequency, chemical treatment of litter) are presented as efficient ways to reduce emissions. Environmental conditions (e.g. ventilation rates, temperature) also influence emissions; however, it was not possible to assess the effects of different combinations of these factors (e.g. compensatory or synergistic). Some factors, such as stocking density, which may play a significant role, were not studied. Modeling approaches that integrate these key factors with climate factors can be used to update emission factors in emissions inventories, consider national variability and uncertainties in mitigation scenarios, test synergistic and compensatory effects and avoid pollution swapping. Further research must be carried out to check the validity of emission factors and modeling parameters at national scales.

Key words: ammonia, greenhouse gas, poultry, emission factor, gaseous emission, climate change

2.3. Introduction

In recent decades, livestock-farming practices have evolved considerably. To face the increasing demand for animal products in developed countries, small farms with traditional systems have been replaced by confined animal feeding operations with higher stocking densities. These intensive systems have proven to be economically effective but are noted for their negative impacts on the environment (FAO, 2006) through the production of ammonia (NH_3) and greenhouse gases (GHGs). Ammonia contributes to water pollution via eutrophication and soil pollution via acidification (Bouwman *et al.*, 2002), while methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) are two major GHGs responsible for global warming and climate change (IPCC, 2007b). In livestock-production systems, these gases are emitted mainly from enteric fermentation (for CH_4), from animal manure in housing or in storage facilities and during manure spreading or grazing (for CH_4 and N_2O). Many countries have performed national inventories of their gaseous emissions to estimate their contribution to these environmental issues. In these studies, poultry production has been identified as a major producer of NH_3 (e.g. 16% of total NH_3 emissions in the United States (EPA, 2002, 2004)). Poultry production contributes considerably fewer GHG emissions (e.g. less than 1% of total CH_4 emissions in the European Union in 2008 (EEA, 2010)) than does cattle production (about 40% of total CH_4 emissions in 2008 (EEA, 2010)).

Most inventories are based on average emissions factors (EFs) for each type of animal, the so-called “tier 1” approach (IPCC, 2000). The factors that influence these emissions have not been integrated to update EFs for the large variety of commercial poultry-production systems (more than 75 identified in France alone (CORPEN, 2006)). The first steps to improve inventories (the so-called “tier 2” approach (IPCC, 2000)) and propose better management practices are (i) to understand the drivers of gaseous emissions better and identify key factors of NH_3 and GHG emissions, and (ii) to check that the chosen EFs adequately represent the variability of emissions at national scales. The influence of climate on the effects should also be studied because the climate has a considerable influence on the temperature inside poultry housing and its ventilation rate and because climate variability is expected to change significantly over the next several decades.

This paper focuses on the first step. Its objectives are to (i) identify key factors from a review of peer-reviewed articles and proceedings papers, (ii) discuss their influence on NH_3 and GHG emissions for different types of poultry-production systems, and (iii) discuss how to take this scientific knowledge into account in emissions inventories or mitigation scenarios.

To achieve these objectives, all values found in the literature were converted into the same unit (g of gas per day per bird, $\text{g d}^{-1} \text{bird}^{-1}$), and key factors belonging either to

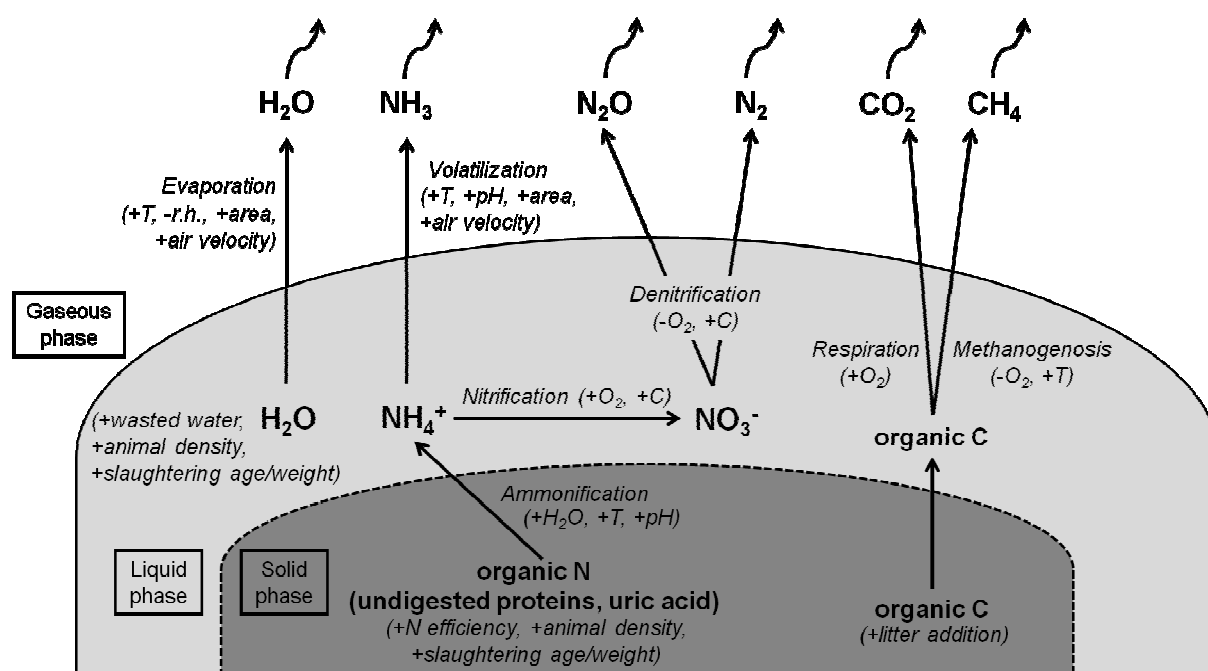
rearing conditions or manure-management practices were identified and their effect on emissions were classified into seven categories of poultry-production factors: (i) dietary manipulations; (ii) age and weight at slaughter; (iii) manure moisture; (iv) manure renewal or built-up litter; (v) floor management; (vi) indoor conditions and ventilation rate; and (vii) litter treatment.

2.4. Dietary manipulation

Ammonia is formed by the breakdown of undigested proteins and uric acid in manure (Figure 14). Theoretically NH_3 from litter decreases when NH_3 concentration is reduced. Reduction of N intake per bird should reduce N excreted and NH_3 concentration in litter. Therefore dietary manipulations are expected to play a major role in NH_3 emissions. Moreover, a regular update of feed composition (in partnership with poultry-production companies) in emissions inventories at national scales should also allow a better estimation of NH_3 emissions from poultry production. The first approach to reduce N intake consists of reducing crude protein (CP) content in diets, as reported in many studies (Summers, 1993; Ferguson *et al.*, 1998; Aletor *et al.*, 2000; Bregendahl *et al.*, 2002; Keshavarz and Austic, 2004). The decrease in excretion is about 10% per each 1% reduction in dietary CP. In terms of emissions, Angel *et al.* (2008) observed a decrease of 22% in NH_3 emissions with a reduced-CP diet fed to broilers. Similarly, a 1% decrease in CP content in a layer diet decreased NH_3 emissions by 10% compared to those of a standard diet (0.81 and 0.90 g NH_3 d⁻¹ bird⁻¹, respectively), even though Liang *et al.* (2005) found the difference in emissions between diets not statistically significant. Similarly, Roberts *et al.* (2007) found no difference in NH_3 emissions following a 1% reduction in CP content of a layer diet. To explain this result, the authors hypothesize that the reduced-CP diet could have been deficient in one or more amino acids. Thus, the other amino acids, in excess, would have been deaminated so that uric acid excretion and NH_3 emissions increased, as observed. Furthermore, to align protein supply in diets with animal needs and thus reduce N excretion, phase feeding generally is practiced in commercial facilities. The CP content of the diet is adjusted to the age of the animal, poultry being fed successive diets with decreasing CP content (e.g. starter, grower, and finisher). The highest decrease in CP content is achieved when supplying poultry with the amino acids they need rather than basing diets only on CP content. As a result, diets contain fewer excess amino acids and maximum reduction in N excretion is achieved. However, dietary manipulations can lead to higher feed costs and lower growth or egg-laying performance; so, the benefits of reduced-CP diets can be discussed in mitigation scenarios.

Another feeding strategy is based on acidification of the diet, which leads to a higher fraction of the NH_3 content of litter as ammonium (NH_4^+), reducing NH_3 volatilization (Figure 14). Wu-Haan *et al.* (2007) tested the influence of a diet for

layers containing 7% of a gypsum-zeolite mixture and a slightly reduced CP content (0.6-1.5% less). Gypsum lowers manure pH, rendering the protonation of NH_3 into NH_4^+ less volatile, while zeolite binds preferentially to nitrogenous cations such as NH_4^+ preventing the volatilization of NH_3 (Figure 14). NH_3 emissions were reduced by 39% with the acidified diet, while CH_4 emissions were decreased by 17%. Similarly, Li *et al.* (Li *et al.*, 2008) observed a 23% reduction in NH_3 emissions with an experimental diet for layers (EcoCalTM). EcoCalTM is a combination of an acidogen (gypsum) and an indigestible cation exchanger (clinoptilolite zeolite) that acidifies the manure.



T: temperature; r.h.: air relative humidity; C: carbon; N: nitrogen.

Major factors influencing processes in parentheses. +: Factor directly proportional -: Factor inversely proportional.

Emissions also depend on concentration gradients between liquid and gaseous phases.

The increases in H_2O , N and C during the rearing period depend on the balance between inputs by animals and gaseous losses; $+\text{H}_2\text{O}$ is meaningful when the manure has a significant free air space, not when the manure is very wet; O_2 will increase with total porosity and decrease with moisture content.

Figure 14. Simplified representation of processes and major factors influencing ammonia and greenhouse gas emissions from poultry manure.

2.5. Age and weight at slaughter

It has been demonstrated that during the rearing period, *i.e.* with increasing age and weight, N excretion per day per bird increases due to higher daily feed intake (NRC, 1994; Smith *et al.*, 2000a; Pope *et al.*, 2004; Applegate *et al.*, 2008). This increase in N excretion can lead to higher NH_3 emissions, especially during the end of the rearing

period; consequently, reducing slaughter age would help to decrease emissions, since total N excretion would be lower. Pescatore *et al.* (2005) and Casey *et al.* (Casey *et al.*, 2003a; Casey *et al.*, 2003b; Casey *et al.*, 2004) observed that broiler NH₃ emissions were 4-8 times higher during the finishing period than during the brooding period (Table 11). Although, no data on N excretion or feed intake was given, the observed increases in NH₃ emissions can be partly explained by higher N excretion. Similarly, Wheeler *et al.* (2006) observed a 14 and 34% increase in NH₃ emissions for broilers slaughtered at 49 and 63 days of age, respectively, instead of at 42 days. Although no data were found in the literature, the same assumption can be made for turkey and duck production, since N excretion increases greatly with age, but not for layer production, because of the small variation in animal weight and N efficiency throughout the production cycle. As a conclusion, shorter growth cycles in meat-poultry production could be a promising mitigation option. Yet, the benefits of this option are not really known and should be evaluated in commercial conditions.

Finally, it can be assumed that slaughter age and weight are likely major sources of variation in national inventories of emissions from poultry production because slaughter weights can vary greatly among countries. Gates *et al.* (2008) propose an alternative method for a national inventory in the United States (US), where animal categories depend on slaughter weight. Modeling the effect of age and weight can also help to represent the variability of N excreted per unit area among farms and countries due to animal density or to mortality.

Table 11. Ammonia (NH₃) emission factors (EF) (g d-1 bird-1) for different types of meat poultry production and manure-management practices.

Type of production	Country ^a	Study	Manure type	Manure management ^b	EF
Broiler	USA	Casey <i>et al.</i> , 2003a	Litter	B	0.12-0.96
Broiler	USA	Casey <i>et al.</i> , 2003b, Casey <i>et al.</i> , 2004	Litter	B	0.14-1.92
Broiler	Italy	da Borso and Chiumenti, 1999	Litter	N	0.40-0.68
Broiler	UK	Demmers <i>et al.</i> , 1999	Litter	N	0.11
Broiler	USA	Gates <i>et al.</i> , 2008	Litter	N	0.40-0.74
Broiler	USA	Gates <i>et al.</i> , 2008	Litter	B	0.58-0.94
Broiler	UK, NL, DK, Germany	Groot Koerkamp <i>et al.</i> , 1998a	Litter	N	0.21-0.48
Broiler	France	Guizou and Beline, 2005	Litter	N	0.16
Broiler	Ireland	Hayes <i>et al.</i> , 2006	Litter	N	0.20-0.50
Broiler	USA	Moore <i>et al.</i> , 2008	Litter	B + T	0.51-0.70
Broiler	USA	Moore <i>et al.</i> , 2008	Litter	B	0.77
Broiler	Germany, Czech Republic	Müller <i>et al.</i> , 2003	Litter	N	0.09
Broiler	UK	Nicholson <i>et al.</i> , 2004	Litter	N	0.12-0.38
Broiler	USA	Pescatore <i>et al.</i> , 2005	Litter	B	0-2.34
Broiler	USA	Siefert <i>et al.</i> , 2004	Litter	B	1.18
Broiler	UK	Wathes <i>et al.</i> , 1997	Litter	N	0.26
Broiler	USA	Wheeler <i>et al.</i> , 2003	Litter	N	0.36
Broiler	USA	Wheeler <i>et al.</i> , 2003	Litter	B	0.61
Broiler	USA	Wheeler <i>et al.</i> , 2006	Litter	N	0.47
Broiler	USA	Wheeler <i>et al.</i> , 2006	Litter	B + T	0.65-0.98
Broiler	USA	Wheeler <i>et al.</i> , 2008	Litter	N	0.35
Broiler	USA	Wheeler <i>et al.</i> , 2008	Litter	B + T	0.63
Broiler	USA	Wheeler <i>et al.</i> , 2008	Litter	B	0.73
Turkey	USA	Gay <i>et al.</i> , 2006	Litter	N	0.98
Turkey	USA	Gay <i>et al.</i> , 2006	Litter	B	2.30
Duck	France	Lubac <i>et al.</i> , 2005	Slurry	-	0.52

^aUSA = United States; UK = United Kingdom; NL = The Netherlands; DK = Denmark.

^bB = Built-up litter; N = New litter after each flock; B + T = Built-up litter + litter Treatment; - = data not available.

2.6. Manure moisture

Moisture is a major factor that influences NH_3 emissions. In poultry houses, higher NH_3 concentrations and emissions are usually observed when the litter has a high moisture content. Water plays a role in the aerobic decomposition of uric acid to NH_3 by microorganisms (Figure 14). According to Groot Koerkamp (1994), the ammonification rate is highest when the moisture content of manure is between 40 and 60%, which is optimal for microbial growth.

In litter-based systems such as broiler or turkey production, litter is often wetter near the drinkers because of water wasted by the birds. To limit water waste and its potential associated NH_3 emissions, it is possible to replace bell drinkers with nipple drinkers. After doing so, Elwinger and Svensson (1996) observed a decrease (38-46%) in NH_3 emissions, as did Nicholson *et al.* (2004) (by 67%, albeit non-significant). Furthermore, Da Borso and Chiumenti (1999) observed that placing collecting bowls under nipple drinkers reduced NH_3 emissions by about 40% (Table 11). The effect of drinkers on NH_3 emission should depend on animal density and outside temperature and humidity, but we found no literature data to support it. Therefore, these EFs should be checked to determine if they would have significant effects on national emissions. To decrease its moisture content, litter can be dried using warm air blown through ducts placed above the litter surface. With such a system in aviary houses for laying hens, Groot Koerkamp *et al.* (Groot Koerkamp *et al.*, 1998b; Groot Koerkamp *et al.*, 1999a; Groot Koerkamp *et al.*, 1999b) managed to maintain litter dry-matter content above 90% and thus to limit NH_3 volatilization, which was low compared to aviary houses without a litter drying system.

In commercial layer facilities, where laying hens are raised in cages and droppings are collected below the cages, two main manure-management systems are observed. In the first, known as a deep-pit or high-rise system (DP-HR), droppings are collected on baffles under the cages, where they remain for the entire laying cycle. In the second, known as a manure-belt (MB) system, droppings are collected on belts located under each tier of cages where the droppings dry before being removed to external storage. Concerning NH_3 , Groot Koerkamp *et al.* (1998a) proposed EFs ranging from 0.05-0.95 g NH_3 d⁻¹ bird⁻¹ for European laying hen facilities, with no specification of housing type (Table 12). However, the MB system (in combination or not with forced drying) decreases NH_3 emissions and has been considered for several years the best technique available for NH_3 mitigation in layer houses (European Commission, 2003), mainly because droppings quickly dry on the belts (Groot Koerkamp, 1994; Hartung and Philips, 1994; van Horne *et al.*, 1998; Commission, 2003), which results in a decrease of hydrolysis of uric acid into NH_3 (Figure 14). Chiumenti *et al.* (1992) observed that NH_3 emissions could be more than 90% lower in MB systems than a DP-HR system. Similarly, Liang *et al.* (2003) observed an 83% decrease in NH_3 emissions in this system. This observation was confirmed by Liang *et*

al. (2005), who found a 92% decrease in NH₃ emissions in MB compared to DP-HR systems. Furthermore, the MB value given by Liang *et al.* (2005) is consistent with that given by Hayes *et al.* (2006). Fabbri *et al.* (2007) proposed an EF for DP-HR systems 62% higher than that for MB systems. The decrease in NH₃ emissions in MB systems can be higher when manure is dried on the belts by a manure drying system before being removed from the layer house. According to da Borso and Chiumenti (1999), NH₃ emission decreases by 75-85% when a manure-drying system has been installed. These reductions were estimated in comparison with mean EFs for similar housing without a manure-drying system.

Table 12. Ammonia (NH₃) emission factors (EF) (g d⁻¹ bird⁻¹) for layer production for different manure types and manure-management practices.

Country ^a	Study	Manure type	Manure management ^b	EF
Italy	da Borso and Chiumenti, 1999	Droppings	MB	0.03-0.17
Italy	da Borso and Chiumenti, 1999	Droppings	DP	0.63-0.87
Italy	Fabbri <i>et al.</i> , 2007	Droppings	MB	0.17
Italy	Fabbri <i>et al.</i> , 2007	Droppings	HR	0.45
UK, NL, DK, Germany	Groot Koerkamp <i>et al.</i> , 1998a	Droppings	-	0.05-0.95
Ireland	Hayes <i>et al.</i> , 2006	Droppings	MB	0.10
USA	Li <i>et al.</i> , 2008	Droppings	HR	0.86-1.12
USA	Liang <i>et al.</i> , 2003	Droppings	MB	0.04-0.37
USA	Liang <i>et al.</i> , 2003	Droppings	HR	0.61-1.32
USA	Liang <i>et al.</i> , 2005	Droppings	MB	0.05-0.09
USA	Liang <i>et al.</i> , 2005	Droppings	HR	0.81-0.90
Italy	da Borso and Chiumenti, 1999	Litter	-	0.26
Italy	da Borso <i>et al.</i> , 2004	Litter	-	0.65-0.86
UK, NL, DK	Groot Koerkamp <i>et al.</i> , 1998a	Litter	-	0.74-0.92
Ireland	Hayes <i>et al.</i> , 2006	Litter	-	0.50

^aUSA = United States; UK = United Kingdom; NL = The Netherlands; DK = Denmark.

^bMB = Manure Belt; HR = High Rise; DP = Deep Pit; - = data not available.

Concerning N₂O emissions, Chadwick *et al.* (1999) proposed an EF of 0.034 g N₂O d⁻¹ bird⁻¹ (assuming a mean live weight of 1.7 kg per hen), which is inconsistent with the EF given by the IPCC (2006a): 0.0026 g N₂O d⁻¹ bird⁻¹ (assuming the same mean live weight, Table 13). The value proposed by Chadwick *et al.* (1999) was obtained experimentally, whereas the IPCC's value was calculated from mean N excretion. Therefore, the order of magnitude of EFs (0.03 or 0.003 g N₂O d⁻¹ bird⁻¹) should be checked if it has a significant impact on national inventories. In practice, moisture content should have a direct influence on N₂O emissions. No study was found in our review to document this effect. Unpublished observations have shown that at low moisture, moisture and N₂O emissions are positively correlated, whereas they are

negatively correlated at high moisture contents. An increase in moisture content may increase ammonification and nitrification due to higher microbial activity. At high moisture content, anaerobic conditions reduce nitrification and thus denitrification processes in manure (Figure 14). In poultry or layer facilities, we can assume that the representativity of EFs for N₂O emissions will depend on the variability in manure moisture among facilities.

Table 13. Methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) emission factors (EF) (g d⁻¹ bird⁻¹) for different types of poultry production and manure-management practices.

Type of production	Country ^a	Study	Manure type	Manure management ^b	EF	
					CH ₄	N ₂ O
Layer	UK	Chadwick <i>et al.</i> , 1999	-	-	-	0.034
Layer	-	IPCC, 2006	Droppings	-	0.08	0.0022-0.0026
Layer	NL	Monteny <i>et al.</i> , 2001	Droppings	-	0.16	-
Layer	Italy	Fabbri <i>et al.</i> , 2007	Droppings	DP	0.08	-
Layer	Italy	Fabbri <i>et al.</i> , 2007	Droppings	MB	0.22	-
Layer	-	IPCC, 2006	Litter	-	0.08	0.0022-0.0026
Broiler	-	IPCC, 2006	Litter	-	0.05	0.004
Broiler	NL	Monteny <i>et al.</i> , 2001	Litter	-	0.06	-
Broiler	UK	Chadwick <i>et al.</i> , 1999	Litter	-	-	0.1
Turkey	-	IPCC, 2006	Litter	-	0.25	0.009
Duck	-	IPCC, 2006	-	-	0.05-0.08	0.03

^aUK = United Kingdom; NL = The Netherlands.

^bMB = Manure Belt; DP = Deep Pit; - = data not available.

Concerning methane, the IPCC (2006a) and Monteny *et al.* (2001) proposed EFs of 0.08 and 0.16 g CH₄ d⁻¹ bird⁻¹ but without any description of the manure-management system. These values are consistent with EFs given by Fabbri *et al.* (2007): 0.08 and 0.22 g CH₄ d⁻¹ bird⁻¹ for commercial DP-HR and MB systems, respectively. The authors explained the higher EF for the MB system was due to a higher moisture content of manure in this system, promoting anaerobic conditions. In practice, however, MB systems produce manure with a lower moisture content; thus, since moisture promotes anaerobic conditions, CH₄ emissions should be higher in DP-HR systems (Figure 14).

Only one study was found for slurry-based systems such as duck production (Lubac *et al.*, 2005), with an EF of 0.52 g NH₃ d⁻¹ bird⁻¹. Although no water content of slurry was given, we can assume that dilution of slurry also has an effect on NH₃ emissions. Such an effect was indeed proposed for fattening pigs by Aarnink and Elzing (1998), who showed an increase in NH₃ emissions with increasing total ammoniacal N (*i.e.* decreasing dilution).

2.7. Manure renewal or built-up litter

In practice, reducing the time manure remains in the poultry house can decrease NH₃ volatilization both in litter and droppings systems (Groot Koerkamp, 1994). In the US, litter frequently builds up over the course of several production cycles, whereas in Europe and Canada, litter generally is removed after each flock, and broilers and turkeys are raised on new litter. This management could explain the lower EFs found in Europe (Wathes *et al.*, 1997; Groot Koerkamp *et al.*, 1998a; Demmers *et al.*, 1999; Müller *et al.*, 2003; Guiziou and Beline, 2005; Hayes *et al.*, 2006) than in the US (Casey *et al.*, 2003a; Casey *et al.*, 2003b; Casey *et al.*, 2004; Siefert *et al.*, 2004; Pescatore *et al.*, 2005). The corresponding EFs are reported in Table 11. Wheeler *et al.* (Wheeler *et al.*, 2003; Wheeler *et al.*, 2006; Wheeler *et al.*, 2008) and Gates *et al.* (2008) compared both types of manure management in broilers. In these studies, changing the litter after each flock resulted in a reduction in NH₃ emissions of 21-52%. The use of new litter after each flock also seems an efficient option to limit NH₃ emissions in turkey housing. Gay *et al.* (2006) demonstrated that NH₃ emissions increased by 135% when turkeys were raised on built-up litter rather than on new litter.

Concerning layer houses, in MB systems, manure can remain on belts for several days before being removed outside. The frequency of manure removal can decrease gaseous emissions, NH₃ emission in particular, because the volatilization of NH₃ increases with the amount of manure on the belts and the time manure remains on the belts (Groot Koerkamp *et al.*, 1995; Groot Koerkamp and Elzing, 1996; Groot Koerkamp and Bleijenberg, 1998). Liang *et al.* (2005) observed a 47% decrease in NH₃ emissions when manure was removed daily instead of twice a week. EFs were 0.05 and 0.09 g NH₃ d⁻¹ bird⁻¹ for daily and twice-weekly removal, respectively (Table 12).

2.8. Floor management

In litter-based systems, the nature of initial bedding can also influence NH₃ emissions. Atapattu *et al.* (2008) tested three types of broiler litters: sawdust, rice paddy husk and refused tea (a by-product of black-tea processing) and showed that litter type had a significant effect on NH₃ emissions. With refused tea litter, NH₃ emissions decreased by approximately 70% compared to sawdust or paddy-husk litters.

Similarly, Lien *et al.* (1998) reported a decrease (although not significant) in emissions in broiler-breeder pullet houses when peanut-hull litter was replaced by pine-shaving litter. Lastly, Nicholson *et al.* (2004) demonstrated a 50% decrease in NH_3 emissions by replacing straw (5 cm deep) with wood shavings (7.5 cm deep). EFs were 0.23 and 0.12 g NH_3 d⁻¹ bird⁻¹ for straw and wood shavings (assuming a mean weight at slaughter of 2 kg), respectively (Table 11). These results can be explained by the influence of litter type on the structure and porosity of the litter and on the resulting microbial activity. Since NH_3 volatilization also depends on the C:N ratio and availability (Paillat *et al.*, 2005), it can be assumed that the amount of litter influences NH_3 emissions as a function of the N excreted by birds. Articles describing this effect were not found in our review. Concerning layers raised in cages, floor type appears to have an influence on NH_3 emissions, as shown by da Borso and Chiumenti (1999) who found that on wire mesh floors, NH_3 emissions were 28% lower than on solid floors.

2.9. Indoor conditions and ventilation rate

At first sight, NH_3 emissions from poultry houses seem to increase in warmer conditions as observed by da Borso and Chiumenti (1999), Liang *et al.* (2003), da Borso *et al.* (2004) (2004) and Hayes *et al.* (2006), who found summer emissions 2-6 times higher than winter emissions. However, the observed increase in emissions should be related to the increase in ventilation rates and not temperature, since in modern poultry houses, indoor temperature may have low variability, as Groot Koerkamp *et al.* (1998a) concluded after they found a significant effect of outdoor temperature on NH_3 emissions. Thus, Casey *et al.* (2003a) observed a strong correlation ($R^2 = 0.81$) between the ventilation rate in broiler housing (m³ per hour per 1000 birds) and the NH_3 EF (g NH_3 d⁻¹ bird⁻¹), with a slope of 3.6×10^{-4} . However, since ventilation rate is also positively correlated to bird age, the increase in emissions can also be explained by an increase in N excretion and moisture. Nevertheless, increasing the ventilation rate can increase the air speed above the litter surface and have opposite effects on NH_3 emissions (Figure 14). In the short term it will increase NH_3 emissions because volatilization depends on air movement close to the emitting surface (Groot Koerkamp, 1994; Hartung and Philips, 1994), while in the long term it will decrease NH_3 emissions because it induces a drier litter (Groot Koerkamp, 1994).

Indoor climatic conditions (relative humidity and temperature of air) can also indirectly influence NH_3 emissions through the moisture content of manure. Higher temperatures above the manure surface will increase the evaporation rate of water, while higher relative humidity will decrease evaporation (Groot Koerkamp, 1994; Groot Koerkamp *et al.*, 1999b). Water and gas exchanges between air and litter decrease when animal density increases (in number and weight). The specific

influence of animal density on water input and evaporation per unit area was not included in the model of Groot Koerkamp *et al.* (Groot Koerkamp *et al.*, 1998b; Groot Koerkamp *et al.*, 1999a; Groot Koerkamp *et al.*, 1999b). This influence can be neglected at a national scale, in which animal density varies in a relatively narrow range. But since animal density varies widely at the international scale, it should be included as independent variable in such a regression model applied at the international scale.

Temperature also has a direct influence on CH₄ emissions. The IPCC (2006a) proposed two CH₄ EFs for duck production (on litter) depending on ambient temperature (0.05 and 0.08 g CH₄ d⁻¹ bird⁻¹ when annual average outside temperature is below or above 15°C, respectively). In slurry-based systems, the effect of temperature on methane emissions was also proposed by Vedrenne (2007) according to the following equation :

$$F_{CH_4}(T) = EF_{CH_4}(20^{\circ}C) \times 1.12^{(T-20)}$$

where T is the temperature (between 4 and 30°C) and EF_{CH₄}(20°C) the CH₄ emission factor at 20°C.

2.10. Litter treatment

Manure pH is a major factor that influences NH₃ emissions from poultry manure. The pH influences enzymatic reactions involved in the degradation of uric acid and undigested proteins (Figure 14). Above 5.5, pH increases degradation rates; optimal pH for the degradation of uric acid is approximately 9 (Groot Koerkamp, 1994). The pH also affects the equilibrium between NH₄⁺ and NH₃ (Figure 14). Manure pH below 7 prevents NH₃ volatilization because NH₃ is bound as NH₄⁺ in the liquid phase (Groot Koerkamp, 1994; Hartung and Philips, 1994).

Litter can be treated to reduce NH₃ emissions. A wide variety of treatments exists to lower litter pH to inhibit the production of NH₃. These treatments are frequently used in housing with built-up litter to reduce NH₃ emissions after several production cycles. Wheeler *et al.* (Wheeler *et al.*, 2008) reported a 14% decrease in NH₃ emissions in broiler housing with built-up litter treated with acid compared to that with no treatment. Moore *et al.* (2008) observed a decrease in NH₃ emissions by 26-47% by adding alum to built-up litter (broiler housing) compared to a no-treatment control litter. They confirmed results found by Moore *et al.* (1996), who observed that alum treatment reduced NH₃ emissions by 71-95%, and phosphoric acid reduced emissions by 56-92% (Table 11).

Furthermore, since NH₃ is a byproduct of microbial degradation of urea, uric acid, and undigested proteins, another strategy consists of blocking enzymatic activities in

litter. Singh *et al.* (2009) tested the effect of a urease inhibitor (N-(*n*-Butyl)thiophosphorictriamide, NBPT) on NH₃ emissions from layer droppings and broiler litter. Results showed that NBPT has the potential to reduce NH₃ emissions in layer production when applied frequently on droppings. Yet, no significant effect was observed when NBPT was applied to broiler litter, but the low litter moisture content (13-17%) could have reduced the effect of the urease inhibitor. Although these mitigation options seem efficient to prevent NH₃ volatilization from manure, their performance and financial cost will depend on national contexts.

2.11. Discussion and conclusions

The factors influencing emissions were identified from a literature review to outline major options to reduce NH₃ and GHG emissions in poultry housing. Gaseous emissions are known to be directly influenced by:

- Flock management practices and rearing conditions:
 - dietary manipulation (reduction in CP content, phase feeding, amino-acid supply, diet acidification)
 - age and weight at slaughter
 - ventilation rates and indoor temperature
- Manure-management practices:
 - manure type and characteristics (moisture and N content, pH, litter type)
 - manure drying
 - manure-removal frequency
 - manure treatment (acidification, urease inhibitors)

Other factors were expected to have an influence, such as litter amount (initial amount or regular inputs), flocking density, mortality, temperature and moisture of outside air, but their effect on emissions could not be quantified from our review. Furthermore, interactions and potential synergies or compensations between various effects have been little studied. The variability of results within the literature is high, and differences between expected results and real emissions in commercial farms are often observed. This variability cannot be fully explained because knowledge is still lacking and, as a consequence, the uncertainties in gas inventories are still important. Therefore, to better understand interactions between influential factors and to improve inventories, empirical knowledge should be integrated in a modeling approach associating animal and manure modeling at the scale of a commercial poultry-house. The model should represent water, carbon and nitrogen dynamics; bird age and weight; and a variety of climate conditions and farming practices to predict their influence on NH₃ and GHG emissions. It should be validated using

animal, manure and emission measurements at the poultry-house level. This approach was begun by Groot Koerkamp *et al.* (Groot Koerkamp *et al.*, 1998b; Groot Koerkamp *et al.*, 1999a; Groot Koerkamp *et al.*, 1999b) in a model that represented only laying hens but did not consider animal density. If such a model were developed and its representativity validated at the national level, it could be used to (i) decrease uncertainties in emissions inventories by updating EFs at national scales (“tier 2” approach (IPCC, 2000)) and (ii) discuss mitigation scenarios on the basis of actual management options at national scales. The efficiency of the options and the cost of scenarios should be evaluated before implementing these mitigation options on a large scale.

The literature review identified the need for further results and the lack of information concerning feed, growth rate, and animal density. Only one study (Aarnink *et al.*, 2006) concerning gaseous emissions from poultry-production systems with outdoor access was found in the literature. Yet these systems tend to develop quickly in response to social demand for high-quality products, improved animal welfare and environmental protection (extensive systems). Therefore, more studies are required to improve estimates of NH_3 and GHG emissions from both the housing and the associated outdoor runs of these systems. Likewise, data concerning GHG emissions from poultry houses remain scarce. Even though NH_3 remains the major gas emitted by poultry housing, modeling and validating of EFs should also include GHG emissions since climate change is a strong societal concern and is considered one of the most important environmental issues of the 21st century (UNFCCC, 2009).

This paper focused only on emissions from poultry houses. To perform complete inventories of gaseous emissions from poultry production, the contribution of manure storage and manure spreading to total emissions should also be evaluated (e.g. ca. 60% of total CH_4 and N_2O emissions from French poultry production and ca. 35% of total NH_3 according to Gac *et al.* (2007)). EFs for specific manure types and practices should be proposed and their influential factors identified so that best management practices can be proposed to mitigate emissions. To prevent pollution swapping, we also suggest that NH_3 and GHG-mitigation options should be evaluated simultaneously and at the farm scale, as recommended by Rotz (2004). Finally, other environmental concerns (e.g. reducing nitrate leaching) could also be included, as recommended by Monteny *et al.* (2006). Such system-level multi-criteria analysis would provide a basis for comparing different poultry-production systems and the influence of potential impact-mitigation strategies.

2.12. Conclusion du chapitre

Ce chapitre visait à identifier les principaux facteurs influençant les émissions gazeuses de NH_3 , N_2O et CH_4 dans les bâtiments d'élevage avicole. La synthèse bibliographique réalisée a permis de mettre en évidence de nombreux facteurs en lien avec des pratiques d'élevage de deux types :

- les pratiques d'élevages et de gestion des animaux :
 - alimentation (réduction de la teneur totale en azote des aliments, alimentation multi-phase, acides aminés de synthèse, acidification des aliments)
 - âge et poids à l'abattage
 - vitesse d'air au dessus de l'effluent, température et hygrométrie intérieures
- les pratiques de gestion des effluents :
 - type d'effluent et caractéristiques de l'effluent (taux d'humidité, teneur en N, pH, type de litière)
 - séchage de la litière
 - fréquence d'évacuation de l'effluent
 - traitements (acidifiants, inhibiteurs d'uréase)

D'autres facteurs (quantité de litière, densité d'élevage, conditions extérieures...) pourraient avoir une influence sur les émissions gazeuses mais leurs effets sur les émissions n'ont pas pu être quantifiés par manque de références. En effet, la revue bibliographique a permis de mettre en évidence des besoins en recherche. Ainsi peu de références sont disponibles sur les émissions de GES dans les bâtiments. De même, les données sur les systèmes avec parcours sont quasi-inexistantes (une seule étude recensée (Aarnink *et al.*, 2006)). Les expérimentations réalisées dans le cadre de cette thèse et présentées dans les chapitres 3 et 4 visent notamment à combler partiellement ces manques.

Enfin, les effets de combinaisons de pratiques n'ont que très peu été étudiés et des effets potentiels de synergie ou de compensation sur les émissions n'ont pas été mis en évidence. Ainsi, des démarches de modélisation intégrant les connaissances actuelles sur les émissions gazeuses sont nécessaires afin de pouvoir estimer ces effets complexes en fonction des pratiques d'élevage. En effet, de telles approches permettraient notamment de réduire les incertitudes dans les inventaires nationaux d'émissions et de concevoir des systèmes innovants avec des émissions plus faibles. Cette conclusion justifie l'approche de modélisation qui sera présentée dans le chapitre 5.

3.

Influence de la saison et des caractéristiques du parcours sur les flux d'éléments de deux systèmes d'élevage de poulets biologiques

3.1. Introduction du chapitre

Dans le chapitre précédent, nous avons montré que les références sur les systèmes avicoles avec parcours étaient quasiment absentes de la littérature (une seule étude recensée (Aarnink *et al.*, 2006)). Pour combler ce manque, et proposer des références qui pourront être utilisées dans le modèle que nous souhaitons développer, ce chapitre présente les résultats issus d'expérimentations réalisées en station expérimentale (INRA Le Magneraud) sur deux systèmes d'élevage de poulets de chair biologiques. Il est basé sur un article intitulé « *Influence of season and outdoor run characteristics on organic broiler house gaseous emissions* »⁶.

Dans cette étude, deux systèmes d'élevage de poulets de chair biologiques ont été étudiés. Ils étaient différenciés par le type de parcours utilisé (Prairie (GRASS)⁷ vs. Arboré (TREE)). Les deux parcours avaient la même surface (2500 m² environ) et les pratiques d'élevages (aliments, souche des animaux, date d'accès au parcours) étaient identiques dans les deux systèmes. Deux bandes dans des conditions climatiques contrastées ont été suivies. La première, en hiver/printemps (WS), a démarré en Décembre 2009 et s'est achevée en Mars 2010. La seconde, en été/automne (SA), a démarré en Août 2010 et s'est achevée en Novembre 2010.

Compte tenu de l'éloignement des deux systèmes, les mesures se faisaient en alternance entre les deux bâtiments. Afin d'estimer les émissions gazeuses, les concentrations en vapeur d'eau, CO₂, NH₃, N₂O, CH₄ et SF₆ ont été mesurées à l'intérieur et à l'extérieur des deux bâtiments à l'aide d'un analyseur de gaz (spectrométrie photoacoustique) couplé à un échantillonneur. Les renouvellements d'air dans les bâtiments (ventilation naturelle) ont été estimés grâce à la méthode dite de traçage (Phillips *et al.*, 2000, 2001; Robin *et al.*, 2004; Robin *et al.*, 2010) basée sur l'utilisation d'un gaz traceur (ici le SF₆). Les émissions nettes de chaque bâtiment ont ensuite été calculées en multipliant les gradients de concentration avec les débits d'air. Les données manquantes ont été estimées par interpolation linéaire puis des émissions moyennes ont été proposées pour chaque bande et chaque système.

Afin de valider ces mesures, des bilans de masse à l'échelle du système ont été réalisées sur les éléments suivants : eau, matière sèche, N, P et K. Les bilans de masse ont tout d'abord été réalisés sur les éléments non volatils (P et K) afin de déterminer la part de déjections excrétées sur le parcours. Les bilans de masse sur les éléments volatils ont ensuite été réalisés en considérant les valeurs moyennes (P, K) de répartition de l'excrétion entre le bâtiment et le parcours.

⁶ En préparation pour soumission à *Animal*.

Meda, B., Hassouna, M., Lecomte, M., Germain, K., Dourmad, J.-Y., Robin, P., 2011c. Influence of season and outdoor run characteristics on organic broiler excretion partition and housing emissions

⁷ Abréviations utilisées dans l'article : GRASS = système avec parcours Prairie ; TREE = système avec parcours Arboré ; WS = Winter/Spring ; SA = Summer/Autumn.

Influence of season and outdoor run characteristics on organic broiler excretion partition and housing emissions

B. Meda^{1,2,3}, M. Hassouna^{1,2}, M. Lecomte^{1,2}, K. Germain⁴, J.-Y. Dourmad^{5,6}, P. Robin^{1,2}

¹ INRA, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

² Agrocampus Ouest, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

³ INRA, UR83 Unité de Recherches Avicoles, F-37380 Nouzilly, France

⁴ INRA, UE1206 Elevage Alternatif et Santé des Monogastriques, F-17700 Surgères, France

⁵ INRA, UMR1079, Systèmes d'Elevage, Nutrition Animale et Humaine, F-35590 Saint-Gilles, France

⁶ Agrocampus Ouest, UMR1079, Systèmes d'Elevage, Nutrition Animale et Humaine, F-35000 Rennes, France

Corresponding author: melyn timerda.hassouna@rennes.inra.fr

3.2. Abstract

Two organic broilers rearing systems were studied in this paper. They included a livestock house of 75 m² and an outdoor run of 2500 m². In the first one (GRASS), a grassland was used whereas in the second one (TREE), the outdoor run was planted with trees. Two batches of 750-800 broilers (10.5 broilers/m²) were studied in winter/spring (WS) and summer/autumn (SA). Broilers had unlimited access to the outdoor run after 5 and 4 weeks of age in the WS and SA batches respectively. Broilers were fed ad libitum with 3 organic diets. Indoor and outdoor concentrations in NH₃, N₂O, CH₄, CO₂ and H₂O were measured using a photo-acoustic infrared analyser. Air flow rates were estimated using SF₆ tracer gas. The amount and composition of the litter was determined at the end of the batch. Mass balances for N, P, K, water and dry matter were performed to check the measurements. Results showed that in WS, more nutrients were excreted in the house (94 and 81% respectively for GRASS and TREE) in comparison with SA (53 and 51% respectively for GRASS and TREE). It also appeared that outdoor excretion was higher in the TREE system because broilers spent more time on the outdoor run which provided shelter and shade. Ammonia emissions from the house were in the range 12-13% of indoor N excretion except for the WS-TREE system (18%). It was higher in WS (200 and 283 mg NH₃-N per day per broiler respectively for GRASS and TREE) than in SA (107 and 116 mg NH₃-N per day per broiler respectively for GRASS and TREE) probably because of the lower C:N ratio in litter due to a higher indoor excretion of N. These levels of emissions were lower than for broilers reared in conventional houses probably because of the low animal density (10.5 broilers/m²) and outdoor access. Nitrous oxide emissions were also higher in WS but represented less than 1.5% of indoor N excretion in all batches. Daily methane emissions per broiler were lower in WS (35 and 42 mg CH₄-C per day per broiler respectively for GRASS and TREE) than in SA (45 and 58 mg CH₄-C per day per broiler respectively for GRASS and TREE).

Key words: ammonia, greenhouse gas, poultry, free-range, outdoor run

Running head: Housing emissions and outdoor excretion of organic broilers.

3.3. Implications

Societal concerns about animal welfare, environment respect or product quality in poultry production have been increasing. To face these demands, alternative rearing systems such as in organic farming have been designed. So far, the environmental impacts (gaseous emissions, nutrient balances) of these systems have been poorly studied. This paper presents a study focusing on two organic broiler rearing systems. The systems were composed of a broiler house and an outdoor run with either a

grassland or a tree canopy. Mass balances for N, P, K, water and dry matter were performed and gaseous emissions of NH_3 , CH_4 , N_2O , CO_2 and water were measured.

3.4. Introduction

Societal concerns about animal production have been increasing throughout the world. Clausturation rearing systems are frequently associated with negative environmental impact, poor animal welfare and low product quality (Verbeke and Viaene, 2000; Siegford *et al.*, 2008). On the opposite, alternative systems such as organic farming systems have a positive image in terms of product quality, animal welfare and environment respect. In European organic broiler production, an outdoor run must be associated to the broiler house (Commission, 2008). However, the environmental impact of these systems is still poorly known.

Life cycle analysis has been carried out to assess the environmental impact of poultry production (Ellingsen and Aanondsen, 2006; Mollenhorst *et al.*, 2006; Dekker *et al.*, 2008; Katajajuuri *et al.*, 2008; Pelletier, 2008; Prudêncio da Silva Junior *et al.*, 2008; Williams *et al.*, 2009; Boggia *et al.*, 2010; Seguin *et al.*, 2011). Yet, the knowledge on nutrient balances and gaseous emissions used in life cycle analysis is not accurate. Some knowledge can be found in the literature or from experts panels for conventional productions, but for alternative rearing systems it can not be assumed that this knowledge is accurate and representative because of the very few studies (Meda *et al.*, 2011b).

Within this context, the aim of this study was to evaluate nutrient balances and housing emissions from two alternative broiler rearing systems. Both systems were managed using organic farming specifications (European Commission, 2008). Only the characteristics of the outdoor run (grass or tree) were different in the two systems.

3.5. Methods

3.5.1. *Animals and husbandry*

Two batches of slow-growing strain broilers (Hubbard JA657) were studied between December 2009 and November 2010 in the INRA French experimental facility “Le Magneraud”. The first batch was reared in summer/early spring (WS) conditions and the second one in summer/autumn conditions (SA). For each batch, animals were equally allocated to two rearing systems composed of a non insulated broiler house of 75 m² with straw bedding (10.5 broilers/m²) and natural ventilation. In each house, two pop-holes of 2m long allowed broilers to access an outdoor run after 35 or 28 days of age respectively for WS and SA. In the first system, a seeded grassland (grass + clover mixture) was used (GRASS system) whereas in the second one, an

herbaceous cover planted with trees, mainly oaks, was used (TREE system). Both outdoor runs had the same area of 2500 m² (0.3 broilers/m²). The localization of the two rearing systems on the experimental site is given in Figure 15. Dates of arrival, age at first access to the outdoor run and age at slaughter are given in Table 14. In each house, supplemental heat before first outdoor access was provided with propane radiant heating devices when necessary, to reach a minimal ambient temperature between 28°C at chick arrival and 23°C at first outdoor access.



Figure 15. Localization of the two rearing systems and of the meteorological station.

Table 14. Dates of chick arrival, first access to the outdoor run and slaughter of broilers in the two rearing systems and for the two seasons of rearing.

Season Rearing system	WS		SA	
	GRASS	TREE	GRASS	TREE
Chick arrival	08/12/2009		03/08/2010	
First access to the outdoor run	13/01/2010		01/09/2010	
Age at first access (days)	37		30	
Total access time (days)	55		71	
Slaughter	08/03/2010		10/11/2010	
Age (days)	91		100	

WS = Winter/early spring; SA = Summer/autumn.

Broilers had *ad libitum* access to water and feed. Feed was distributed in tube feeders and water was provided with cup waterers. During the rearing period, broilers were fed with three successive organic diets distributed: a starter diet from start to 27 days, followed by a grower diet from 28 days to 55 days and a finisher diet from 56 days to slaughter. Diet compositions are given in Table 15. Feed consumption was recorded each time feeders were filled up. Water consumptions between starting and slaughter were recorded with a water flowmeter. However, they were abnormally low (<1.4 kg water per kg feed) in comparison with the range of 1.7-1.9 kg water per kg feed given in the European Commission IPPC BREF document (2003)). Therefore, we assumed that water consumption was 1.9 kg water per kg feed in the 4 systems. Animals were weighted at the start of the batch and at slaughter. Overall feed conversion ratio (FCR) was calculated as the ratio between total feed consumption and total live weight at slaughter (number of slaughtered broilers multiplied by average weight at slaughter). Mortality was daily recorded.

Table 15. Composition of starter, grower and finisher diets used in the two rearing systems and for the two seasons of rearing.

	Starter (0 - 27 days)	Grower (28 - 55 days)	Finisher (56 days - slaughter)
Crude Protein (%)	19.1	17.5	15.6
N (g/kg)	30.5	28.0	25.0
P (g/kg)	7.8	7.1	6.3
K (g/kg)	8.6	8.5	7.4
DM (%)	89.5	90.4	89.7

DM = Dry matter.

The experiment was conducted following French guidelines for animal care and use. All people involved in the experiment had an agreement for conducting experimental procedures on animals, delivered by the Veterinary Services of the French Ministry of Agriculture.

3.5.2. *Straw bedding and litter sampling*

In both rearing systems, broilers were reared on organic straw bedding installed in the house before the arrival of chicks. The total amounts of straw (about 90% dry matter (DM)) were 441, 492, 521 and 520 kg for WS-GRASS, WS-TREE, SA-GRASS and SA-TREE batches respectively. A part of the total amount of straw was added during the rearing period and represented 39, 51, 19 and 19% for WS-GRASS, WS-TREE, SA-GRASS and SA-TREE batches.

Final litter was sampled and weighed in each house after slaughter. In order to take into account the spatial variation in the composition of litter due to the presence of waterers and feeders, pre-samples of litter were taken in every tractor bucket removed from the house. A composite sample was then formed by mixing all the litter that has been pre-sampled. In order to stop all gaseous emissions from the litter, samples were collected in freezer bags and frozen at -18°C.

3.5.3. *Mass balances*

Body retention for N, P, K was calculated according to CORPEN (2006) whereas retention of water and DM were calculated according to Leeson *et al.* (1976). Total excretion was calculated from the difference between total ingestion and body retention. Therefore “total excretion” also included losses through respiration (CO₂ and water vapour). For water balance, intake included drinking water and metabolic water. Metabolic water was assumed to be 15% of drinking water (Leeson *et al.*, 1976).

For non volatile compounds (P and K), outdoor excretion was estimated as following:

$$X_{OutdoorExcretion} = X_{TotalExcretion} - (X_{Litter} - X_{Straw})$$

Indoor excretion was then estimated from the difference between total and outdoor excretion. An average outdoor/total excretion ratio was calculated and applied to volatile compounds (N, water and DM), to estimate the partition of total excretion between housing and outdoor run.

3.5.4. *Measurement of housing ventilation, gas concentrations and ambient temperature*

Outdoor and indoor temperature and relative humidity in the two houses were continuously measured during the rearing period using humidity and temperature loggers recording every 10 minutes (Testo 177-H1, Testo, Lenzkirch, Germany; Vaisala HMT 100, Vantaa, Finland; Conrad Electronic Voltcraft DL-120TH, Hirschau, Germany). Outdoor temperature and relative humidity were also measured with a MP100A probe (Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK) connected to a

datalogger (CR10X, Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK) recording every 30 minutes (Figure 16).

Housing ventilation was measured using the tracing method (Phillips *et al.*, 2000, 2001; Robin *et al.*, 2004; Robin *et al.*, 2010) with SF₆ as tracer gas. SF₆ was injected with a known rate within the mixing shaft. The variations of indoor and outdoor SF₆ concentrations were used to calculate the housing ventilation after air density corrections based on temperature and humidity measurements.

NH₃, N₂O, CO₂, CH₄, SF₆ and water vapour concentrations were measured continuously using infrared photoacoustic spectrometry, with a gas analyzer coupled with a sampler-dozer (INNOVA 1312 and 1303, Air Tech Instruments, Ballerup, Denmark). Two sampling channels were placed outside, and four within the broiler house. Air samples were pumped by the sampler-dozer using insulated and heated PTFE tubes to avoid condensing. A schematic description of the experimental set up is given in Figure 16.

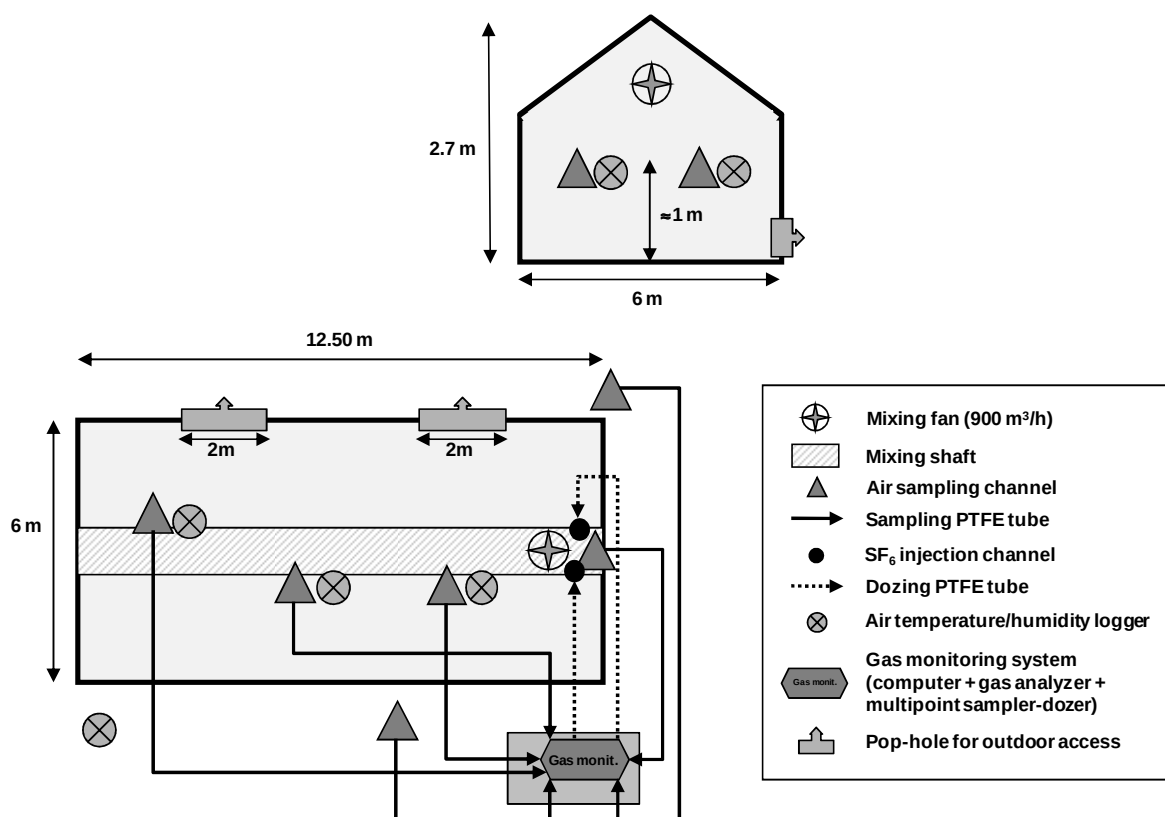


Figure 16. Description of the experimental set-up used to estimate gas emissions from the broiler houses of the two rearing systems.

During the study, indoor and outdoor gas concentrations were monitored alternately in the GRASS and in the TREE houses. As a consequence, concentrations in the

GRASS house were monitored over 3 periods, and over 2 periods in the TREE house, for both WS and SA flocks. The starting and finishing dates and the number of days of each measurement period are reported in Table 16.

Hourly emissions (E , g/h) of water, CO_2 , NH_3 , N_2O and CH_4 were calculated by crossing concentration gradients (g/m^3) between indoor air (C_{indoor}) and outdoor air (C_{outdoor}) with housing ventilation (Q , m^3/h) according the following equation, corrected by indoor air density ρ_{indoor} :

$$E = Q \times \rho_{\text{outdoor}} \times (C_{\text{indoor}} - C_{\text{outdoor}})$$

Hourly emissions between two measurement periods were estimated by linear interpolation and emissions were cumulated from chick arrival to litter removal (Table 16) and averages were expressed per broiler and per day.

Table 16. Average ambient temperature $\pm$ s.d., relative humidity $\pm$ s.d. and ventilation rates $\pm$ s.d. in the two rearing systems and for the two seasons of rearing.

	Start date	End date	Number of days	Temperature (°C)		Relative Humidity (%)		Ventilation (m ³ /h/broiler)
				Indoor	Outdoor	Indoor	Outdoor	
WS batch								
GRASS system								
Period 1	16/12/09	05/01/10	20	24.7 ± 3.6	4.4 ± 5.0	42.3 ± 6.0	89.3 ± 7.2	1.4 ± 0.6
Period 2	18/01/10	02/02/10	15	9.4 ± 3.3	3.8 ± 3.7	79.7 ± 7.0	88.4 ± 7.5	4.5 ± 1.9
Period 3	16/02/10	09/03/10	21	10.7 ± 3.9	6.5 ± 4.4	76.7 ± 10.5	80.3 ± 13.7	11.8 ± 7.4
Overall rearing period	08/12/09	10/03/10	93	15.8 ± 7.8	3.5 ± 4.8	65.7 ± 22.4	90.9 ± 11.7	- ^a
TREE system								
Period 1	05/01/10	18/01/10	13	17.9 ± 4.1	1.0 ± 4.8	49.5 ± 11.4	91.2 ± 19.4	4.3 ± 2.4
Period 2	02/02/10	16/02/10	14	9 ± 3.3	2.3 ± 4.8	77.7 ± 6.3	90.2 ± 8.7	4.1 ± 2.1
Overall rearing period	08/12/09	10/03/10	93	15.6 ± 7.9	3.5 ± 4.8	80.1 ± 18.1	90.9 ± 11.7	- ^a
SA batch								
GRASS system								
Period 1	03/08/10	02/09/10	30	29.1 ± 4.7	19.9 ± 5.1	49.4 ± 12.8	67.4 ± 17.9	1.4 ± 0.5
Period 2	16/09/10	30/09/10	14	18.9 ± 5	15.5 ± 5.8	65.7 ± 12.5	66.8 ± 15.7	3.2 ± 1.6
Period 3	18/10/10	17/11/10	30	14.1 ± 3.7	10.9 ± 4.1	80.5 ± 9.7	84.4 ± 11.6	5.3 ± 2.1
Overall rearing period	03/08/10	18/11/10	108	22.7 ± 6.8	15.3 ± 5.4	61.3 ± 17.7	83.4 ± 19.2	- ^a
TREE system								
Period 1	02/09/10	16/09/10	14	21.8 ± 4.8	18.9 ± 5.3	70.7 ± 15.2	71.2 ± 18.3	5.3 ± 4.3
Period 2	30/09/10	18/10/10	18	18.3 ± 4.3	14.9 ± 5.2	73.8 ± 10.9	75.1 ± 13.5	6.1 ± 2.2
Overall rearing period	03/08/10	18/11/10	108	21.6 ± 7.2	15.3 ± 5.4	68.1 ± 17.8	83.4 ± 19.2	- ^a

WS = Winter/early spring; SA = Summer/autumn.

^aNot calculated since ventilation rate was measured alternatively between GRASS and TREE houses.

3.5.5. *Laboratory analysis*

DM contents of feed, straw and litter were determined by weighing sub-samples before and after placing in an oven at 80°C for 24 h. Total Kjeldahl nitrogen (TKN) was analyzed on fresh matter after milling (1 mm), whereas total P, K were analyzed on dry matter (after another drying at 40°C for 24h and milling at 1mm), using standard methods for organic solids

3.5.6. *Statistical analysis*

The R software (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria) was used in all statistical evaluations. The effect of season, system and their interaction on overall indoor temperature was tested with an analysis of variance (ANOVA). Concerning emissions rates and gaseous emissions per measurement period, we tested the effect of season (*t*-test). We indeed considered that measurement periods could be compared among seasons because in each measurement period animals were roughly the same age (and had therefore the same weight). The effect of system was only tested on overall indoor temperatures and relative humidities. For variables observed without repetitions (e.g. mass balance of one rearing system) the comparison is commented without giving a *P*-value of the difference.

3.6. Results

3.6.1. *Housing conditions*

Outdoor and indoor ambient temperatures and relative humidities in the two houses are given in Table 16 for all periods. Outdoor temperatures were significantly different in SA and in WS ($P<0.001$) with the highest outdoor temperatures measured during the SA batch (15.3 ± 5.4) and the lowest during the WS batch (3.5 ± 4.8). Concerning indoor temperatures, the effect of the system on overall period temperature was significant ($P<0.001$) as well as the effect of the season, with higher indoor temperatures during the SA batch ($P<0.001$), although differences were less marked than for outdoor temperatures. The interaction between season and system was also found significant ($P=0.004$) with the highest indoor temperatures in the SA-GRASS house. As expected, outdoor and indoor relative humidities on the overall rearing period were found significantly higher during the WS batch than during the SA batch ($P<0.001$). The interaction between season and system was found significant ($P<0.001$) with the highest indoor relative humidity in the WS-TREE house and the lowest in the SA-GRASS house.

Housing ventilation is given in Table 16. In the GRASS system, ventilation for measurement periods 2 and 3 were significantly higher in WS than in SA ($P<0.001$), whereas in the TREE system, ventilation were found significantly higher in SA than in WS only for measurement period 2 ($P<0.001$).

3.6.2. Broiler performances

In the TREE system, broilers slaughtered in SA (2.46 kg) were about 11% heavier than those slaughtered in WS (2.21 kg; Table 17). In the GRASS system, there was almost no difference between WS and SA batches (2.21 and 2.23 kg respectively). There was no difference between systems in WS (same weight of 2.21 kg), whereas in SA, broilers of the TREE were 10% heavier (2.46 kg) than those of the GRASS system (2.23 kg). However, we do not know whether these differences were significant or not because the average value was given by the slaughter house without any further details.

Table 17. Performances of broilers in the two rearing systems.

Season Rearing system	WS		SA	
	GRASS	TREE	GRASS	TREE
Batch start				
Number of chicks	758	758	788	788
Average weight (g)	40.3	39.9	41.9	41.8
Slaughter				
Number of broilers	678	579	711	704
Average weight (kg)	2.21	2.21	2.23	2.46
Overall rearing period				
Growth rate (g/day)	23.8	23.9	21.9	24.1
Total feed intake (kg)	5328	5105	5442	5691
FCR (kg/kg)	3.6	4.1	3.5	3.3
Water/feed ratio (l/kg)	1.9	1.9	1.9	1.9
Total mortality (%) ^a	4.5	17.5	3.9	4.8

WS = Winter/early spring; SA = Summer/autumn; FCR = Feed Conversion Ratio.

^aDoes not include the slaughter at 84 days of 46 broilers per house for another experimental study.

Concerning FCR, season seemed to influence FCR. FCR in SA were lower than in WS (by 4 and 17% respectively for GRASS and TREE systems; Table 17). Furthermore, the system influenced FCR in opposite ways in WS and in SA. In WS, FCR in the GRASS system was about 11% lower than for the TREE system, whereas in SA, FCR in the TREE system was 4% lower than in the GRASS system. At last, mortality was similar in WS-GRASS, SA-GRASS and SA-TREE batches (3.9-4.8%) whereas it was 4 times higher (17.5%) in the WS-TREE mainly due to feather picking.

3.6.3. Amount and composition of litter

Total amount and average composition of litter collected in the two rearing systems are presented in Table 18. Total litter amounts were higher in WS than in SA and higher in the GRASS system than in the TREE. However, when adjusted to the live weight (LW) produced, litter amounts are quite similar in the WS batch (2.2 and 2.3 kg litter per kg LW respectively for WS-GRASS and WS-TREE), whereas there is

still an important difference between SA-GRASS and SA-TREE (1.8 and 1.3 kg litter per kg LW respectively).

Table 18. Total amount of straw bedding, total amount and composition of litter in the two rearing systems and for the two seasons of rearing.

Season Rearing system	WS		SA	
	GRASS	TREE	GRASS	TREE
Amount of final litter (kg)	3400	2803	2858	2273
Amount per kg LW produced	2.3	2.2	1.8	1.3
Average composition				
DM (%)	57%	53%	53%	76%
g N/kg brut weight	17.4	20.1	14.9	20.9
(g N/kg DM)	(30.7)	(38.1)	(27.9)	(27.6)
g P/kg brut weight	7.9	7.8	5.5	7.8
(g P/kg DM)	(13.9)	(14.7)	(10.3)	(10.3)
g K/kg brut weight	11.5	11.9	8.7	12.0
(g K/kg DM)	(20.3)	(22.6)	(16.2)	(15.9)

WS = Winter/early spring; SA = Summer/autumn; LW = Live weight; DM = Dry matter.

Season and system also affected litter composition for N, P and K and DM. Litter in the TREE system always was richer in N and K than in the GRASS system (Table 18). However, when expressed per kg of DM, litter contents were very similar for the SA batch for N, P and K but differences between WS-GRASS and WS-TREE were still observed especially for N. At last, DM contents were quite similar in the WS batch whereas there was a high difference in the SA batch (53% and 76% DM respectively for SA-GRASS and SA-TREE).

3.6.4. Partition of total excretion between the house and the outdoor run

Mass balances for N, P and K are presented in Table 19. The partition between indoor and outdoor excretion of P and K for the two rearing systems and the two seasons is given in Figure 17. In the WS-GRASS, WS-TREE and SA-GRASS systems, outdoor excretion (in % of total excretion) was quite similar for P and K. In the SA-TREE system we observed that P outdoor excretion was much lower (40%) than K outdoor excretion (59%). This difference between P and K can be explained by sampling/sub-sampling bias or by errors during chemical analyses.

Concerning average outdoor/total excretion ratios, outdoor excretion in the WS batch was much higher in the TREE system (19%) than in the GRASS system (6%) whereas during the SA batch the difference between systems was smaller (47% and 49% respectively for GRASS and TREE).

Table 19. Balance of nitrogen, phosphorus and potassium (kg) in the two rearing systems and for the two seasons of rearing.

Season	WS		SA	
Rearing system	GRASS	TREE	GRASS	TREE
Nitrogen				
Feed intake	141.5	135.7	143.9	149.8
Straw bedding	2.3	2.1	1.7	1.9
Body retention ^a	53.4	52.5	54.7	58.8
Total excretion	88.1	83.2	89.3	91.0
Outdoor excretion	5.4	16.6	40.9	44.3
Litter	59.1	56.3	42.5	47.5
Indoor N-NH ₃ ^b	10.2 (12.3%)	12.3 (18.4%)	5.8 (12.3%)	6.7 (14.4%)
Indoor N-N ₂ O ^b	1.3 (1.5%)	0.7 (1.0%)	0.5 (1.0%)	0.1 (0.2%)
Indoor total N losses ^b	26.5 (32.0%)	14.3 (21.4%)	7.4 (15.7%)	0.1 ^c (0.2%)
Phosphorus				
Feed intake	35.8	34.3	36.4	37.9
Straw bedding	0.3	0.3	0.4	0.3
Body retention ^a	7.8	7.7	8.0	8.6
Total excretion	27.9	26.6	28.4	29.3
Litter	26.8	21.7	15.7	17.8
Outdoor excretion	1.5	5.4	13.0	11.6
Potassium				
Feed intake	42.1	40.3	42.8	44.5
Straw bedding	3.0	2.7	4.6	3.5
Body retention ^a	3.3	3.2	3.3	3.6
Total excretion	38.8	37.1	39.4	40.9
Litter	39.2	33.4	24.8	20.5
Outdoor excretion	2.6	6.5	19.2	23.9

WS = Winter/early spring; SA = Summer/autumn.

^aCalculated according to CORPEN (2006).

^bValues into brackets indicate emissions excretion as a percentage of indoor excretion.

^cCalculated as Indoor excretion + Straw bedding - Litter. This value is unlikely since significant NH₃ emissions were measured. An uncertainty of $\pm 10\%$ can be explained by sampling errors.

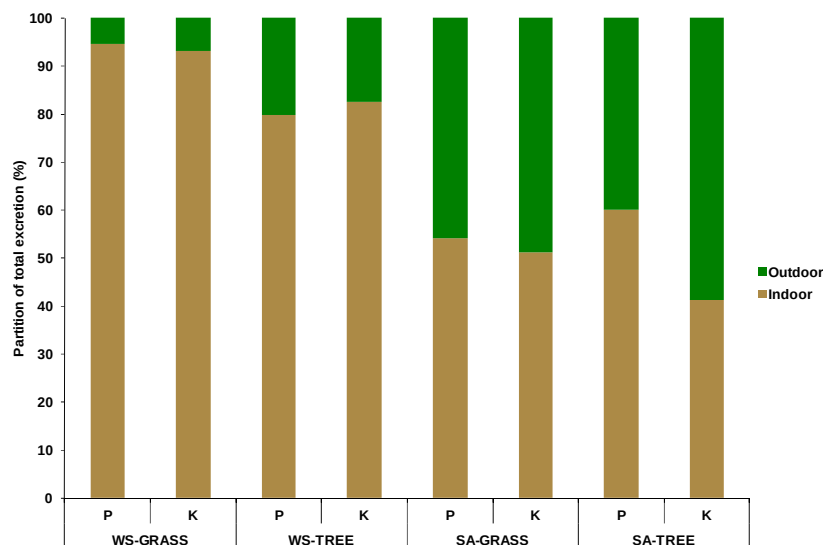


Figure 17. Partition of P and K total excretion between indoor (litter) and outdoor (outdoor run) in the GRASS and TREE rearing systems during Winter/spring (WS) and Summer/Autumn (SA) batches.

3.6.5. *Gas emissions*

Average emissions per measurement period are given in Table 20. Season has a clear effect on emissions especially in the GRASS system where emissions were always significantly higher in WS than in SA ($P < 0.001$) except for CH_4 . The effect of season was less obvious in the TREE system where emissions were alternately higher in the WS and the SA batches.

Emission of water vapour (litter + broiler respiration) increased with broiler age and weight. Total emissions were higher in WS (150 and 140 g per day per broiler respectively for GRASS and TREE systems) than in SA (62 and 120 g per day per broiler respectively for GRASS and TREE systems). In WS, the GRASS system emitted a little more water than the TREE system (+9%) on the overall period whereas in SA, the TREE system emitted twice more vapour than the GRASS system.

Emission of carbon dioxide also increased with broiler and litter age. During the first periods, emission in WS was higher than in SA. Interaction between season and system was observed: in WS, emissions were similar in both systems but in SA, GRASS emission was lower than in the TREE system (about 30%).

Ammonia emission strongly increased with broiler and litter age. Emission was at least twice higher in the WS batch than in the SA batch for both systems (200, 99, 280, 120 g per day per broiler respectively for WS-GRASS, SA-GRASS, WS-TREE and SA-TREE). Moreover, in WS, NH_3 emission was about 40% higher in the TREE system than in the GRASS system whereas the difference was only of 17% in SA. Emission of N_2O in WS was 3.2 and 4.3 times higher than in SA respectively for GRASS and TREE systems. Emission was 1.6 and 4.4 times higher in the GRASS system than in the TREE system respectively in WS and SA.

Methane emission always was higher (23-30%) in SA than in WS, but the effect of season was not always significant (Table 20).

Table 20. Daily gas emissions per broiler in the two rearing systems for each measurement period and for the overall rearing period.

H ₂ O (g/broiler/day)			CO ₂ (g/broiler/day)			NH ₃ (mg/broiler/day)			N ₂ O (mg/broiler/day)			CH ₄ (mg/broiler/day)			
WS	SA	P-value	WS	SA	P-value	WS	SA	P-value	WS	SA	P-value	WS	SA	P-value	
GRASS system															
period 1	116.0 ^a	66.3 ^a	<0.001	24.5 ^a	15.6 ^a	<0.001	13.8	11.3	<0.001	86.5 ^b	26.3 ^b	<0.001	9.5 ^c	30.2 ^c	<0.001
period 2	156.2	78.5	<0.001	25.3	14.9	<0.001	146.7	70.7	<0.001	10	3.4	<0.001	39.7	42.6	0.1419
period 3	244.4	92.2	<0.001	42.7	28	<0.001	452.6	316.2	<0.001	11.9	6.3	<0.001	68.6	68.2	0.9323
Overall	152.2	61.5	-	22.9	22	-	200.3	98.8	-	32.5 ^b (9.7)	10.1 ^b (4.2)	-	34.7 ^c (48.6)	40.3 ^c (43.6)	-
TREE system															
period 1	143.1 ^a	36.2	<0.001	32.8 ^a	15	<0.001	14.7	29.4	0.002	43.9 ^b	4.2	<0.001	46.0 ^c	96.9	<0.001
period 2	157.5	147	0.062	28.4	42.1	<0.001	390.4	135.9	<0.001	1.9	2.2	0.4334	48.1	52.3	0.015
Overall	138.6	123.6	-	23.9	33.1	-	282.6	115.8	-	19.9 ^b (1.9)	2.3	-	45.2 ^c (45.2)	57.9	-

WS = Winter/early spring; SA = Summer/autumn.

^aIncludes emissions from propane combustion during heating of the broiler house.

^bObserved value overestimated due to interferences with carbon monoxide during heating phases (see text for details). Value into brackets represent the average emissions per day per broiler assuming that levels emissions of N₂O during period 1 were similar to levels of emissions during periods 2 and 3.

^cObserved value underestimated due to an excessive interference compensation with N₂O (see text for details). Value into brackets represent the average emissions per day per broiler assuming that levels emissions of CH₄ during period 1 were similar to levels of emissions during periods 2 and 3.

3.7. Discussion

3.7.1. *Broilers performances*

Season seemed to influence final weight with higher weights in SA than in WS especially for the TREE system. This is in disagreement with the review of Howlider and Rose (1987) who conclude that growth performance decrease with higher temperature. However, the temperature effect on growth could have been lower in our study because of the lower low animal density. Moreover, final weights in SA were higher in the TREE system than in the GRASS system. This is in agreement with results from Germain *et al.* (2010a) who observed that broilers in the TREE system were significantly heavier than in the GRASS system. This may be explained by differences in behaviour between both systems, with broilers eating more and foraging more on the TREE outdoor run than on the GRASS one (Table 4: higher feed intake and lower FCR in SA-TREE).

Germain *et al.* (2010a) showed that there was no significant difference in FCR between these two systems. On the contrary in the present study, the high mortality in the WS-TREE batch increased the FCR of the batch. Almost 60% of total deaths indeed occurred in the last 3 weeks of rearing. A large percentage of total feed was already consumed by the animals, and therefore FCR calculated with the final number of animals took into account the amount of feed consumed by these animals in the 10 first weeks. Assuming that for the WS-TREE an extra of 70 animals were slaughtered at the same weight at 91 days with a daily feed consumption of about 84 g per broiler (daily gain of 24 g and theoretical FCR of 3.5), total feed consumption would be about 5230 kg for a FCR of about 3.7 which would be more consistent with WS-GRASS FCR and higher than SA-TREE FCR (3.3). This would be in agreement with Howlider and Rose results (1987) who showed indeed that FCR increases with decreasing temperatures.

3.7.2. *Mass balances and measurement uncertainties*

Balances of water and DM are presented in Table 21. Outputs/inputs ratios for water and DM indicate that measurements and interpolation method for water and DM gaseous losses were accurate in most cases with errors on outputs/inputs ratio less than 35%. This range of error is still acceptable given the scale of the study, the uncertainties related to measurement techniques of gas concentrations and air flow rate (Gates *et al.*, 2009), manure sampling (Peters and Combs, 2003), chemical analysis or outdoor phenomena (excretion, respiration). Therefore we consider that emission estimates were acceptable.

Table 21. Water and dry mater balances in the two rearing systems and for the two seasons of rearing.

Season Rearing system	WS		SA	
	GRASS	TREE	GRASS	TREE
Water (kg)				
Feed intake	541	519	554	581
Drinking ^a	10 123	9 700	10 340	10 813
Metabolic water ^b	1 518	1 455	1 551	1 622
Straw bedding	43	39	52	52
Body retention ^c	1 139	1 121	1 166	1 667
Total excretion + animal respiration	10 546	10 073	10 777	10 820
Outdoor excretion + outdoor respiration	647	1 914	5 168	5575
Litter	1 473	1 324	1 332	551
Litter evapouration + indoor respiration ^d	9 389	7 302	4 372	8 701
Outputs/Inputs	103%	100%	96%	126%
Dry matter (kg)				
Feed intake	4 787	4 586	4 888	5 110
Straw bedding	449	402	469	468
Body retention ^e	488	480	500	538
Total excretion + animal respiration	4 298	4 106	4 388	4 572
Outdoor excretion + outdoor respiration	261	777	2 078	2246
Litter	1 927	1 479	521	1 722
Litter losses + indoor respiration ^d	774	640	859	1 270
Outputs/Inputs	66%	68%	74%	104%

WS = Winter/early spring; SA = Summer/autumn.

^aEstimated with a water:feed ratio of 1.9 kg water per kg of feed (European Commission, 2003).

^bEstimated to 15% of total drinking water (Leeson *et al.*, 1976).

^cEstimated to 70% of body weight (Leeson *et al.*, 1976).

^dEstimated from our measurements.

^eEstimated to 30% of body weight (Leeson *et al.*, 1976).

Total amounts of litter were always higher in the GRASS system than in the TREE system (Table 18). In WS, this can be explained by the fact that a larger part of droppings were deposited in the GRASS house (94%) than in the TREE house (81%). However, it appeared that water losses in the GRASS house (77% of total inputs) were higher than in the TREE house (62% of total inputs) (Table 21) and it could explain the final difference of DM content of litters (57 and 53% respectively). In SA, litter amount in the GRASS house is higher by 27% compared to the TREE house. This can be explained both by more water excreted in the house and by lower water losses from the litter of about -50% compared to the TREE house (Table 21). This large difference in housing water losses may also explain the difference in final DM content of the two litters (Table 18).

Higher P and K contents in litter were observed in the TREE house both in WS and SA (Table 18) and it can be explained mainly by the lower amount of litter in this system compared to the GRASS house. The influence of litter total amount can also explain differences in litter N content. Indeed, in WS, the lower N content of the

GRASS litter can only be explained by its higher total amount since N total amount was higher in the GRASS litter compared to the TREE one. However; the lower N content in the SA-GRASS litter compared to the SA-TREE one can be explained by both of a lower total amount of N in the SA-GRASS litter and by a higher total amount of this litter.

3.7.3. *Partition of total excretion between the house and the outdoor run*

The season clearly influenced the partition of excretion between the broiler house and the outdoor run. The average ratio outdoor/total excretion was lower in the WS batch than in SA batch (Figure 17). This difference between WS and SA batches can be explained by broilers behaviour during these batches. During the WS batch, in cold and wet conditions, broilers have spent less time on the outdoor run than during the SA batch as reported by Germain *et al.* (2011b). This induced higher litter final amount, nitrogen and water amounts in the house (Tables 5, 6, 8).

The characteristics of the outdoor run also appear to have an influence on the partition of total excretion. More nutrients were excreted on the outdoor run of the TREE system than on the GRASS system (Figure 17). The differences observed in the WS batch, could once again, be explained by broilers behaviour. It has been shown that outdoor runs with trees, bushes or other structural elements tended to attract broilers on the outdoor run so that they spend more time outdoors (Haneklaus *et al.*, 2000; Cornetto and Estevez, 2001; Lubac *et al.*, 2003; Zeltner and Hirt, 2003; Hegelund *et al.*, 2005; Zeltner and Hirt, 2008; Germain *et al.*, 2010b; Germain *et al.*, 2011b), in relation with the anti-predators shelter provided by those elements and perhaps also by a relative better protection against winter conditions (snow, wind).

In France, outdoor run area is calculated according to CORPEN values (CORPEN, 2006) in order to respect the threshold of 170 kg N per hectare per year from the Nitrates European Directive (European Council, 1991). CORPEN consider that per year, 3 batches of organic broilers are reared. In our study, we studied 2 contrasted batches. Assuming that during the third batch, an average of 23 and 26 kg of N were excreted on the GRASS and TREE outdoor runs respectively, a total of about 70 and 79 kg N per year would be excreted on the GRASS and TREE outdoor runs respectively. Moreover, CORPEN estimated that about 60% of N excreted outdoor is lost through gaseous emissions. This means that on the GRASS and TREE outdoor runs, the total amount of N after gaseous losses would be respectively about 111 and 126 kg N per year per hectare. These values are far below the threshold of 170 kg per year per hectare of the Nitrates Directives. With the same hypothesis for P and K, we found that 87 kg P and 102 kg K would be excreted on the GRASS outdoor run and 120 kg P and 167 kg K on the TREE outdoor run per hectare on a yearly basis. But the distribution of nutrients on the outdoor run is heterogeneous. Behavioural

observations reported that broilers do not use the entire surface of the outdoor run and preferentially explore zones close to the house rather than zones at the back of the outdoor run, especially when the outdoor run does not provide structural elements (Lubac *et al.*, 2003). This may lead to nutrient excesses close to the house as was reported by Kratz *et al.* (2004) and Aarnink *et al.* (2006). In our study, if we assume that only the first half of the outdoor run is really used by the broilers, the threshold of 170 kg N per hectare per year would be exceeded by 31% and 48% respectively for the GRASS and TREE systems, and by 96 and 122% if only one third of the outdoor run is really used. This underlines the importance of having structural elements on the outdoor run with a good spatial distribution in order to evenly spread nutrients such as N, P, K or heavy metals.

3.7.4. *Emissions of N compounds*

In France, CORPEN (2006) estimated that housing nitrogen losses for litter systems is about 40% of N excretion in free-range systems such as organic broiler production. In our study, total N losses represented only 32, 21, 16 and 15% of indoor N excretion (Table 19) respectively for WS-GRASS, WS-TREE, SA-GRASS and SA-TREE systems. Ammonia represented a large part of these total losses in the WS-TREE systems and in SA (78-86%) but only 38% in the WS-GRASS system whereas nitrous oxide always represented less than 7% of total N losses. The rest of the losses are attributed to N₂ emissions in relation with nitrification/denitrification processes but the contribution of N₂ emissions to total N losses was variable among houses (9-57%).

In our study, NH₃ emissions per day per broiler were higher in WS than in SA (Table 20) as well as total emissions (Table 19). They represented 12-13% in every house of total N indoor excretion except for WS-TREE (18%). Higher total emissions in WS can be mostly explained by the fact that more N was excreted in the house in WS than in SA. However, nitrogen amount cannot be the only factor influencing of NH₃ emissions since in WS, total emissions were higher in the TREE house whereas indoor excretion in this house was lower than in the GRASS house. Moisture content is also a key factor controlling ammonia emissions (Groot Koerkamp, 1994; Meda *et al.*, 2011b) with highest emissions when litter moisture content is about 50% (Groot Koerkamp, 1994). In our study, litter moisture content of the WS-GRASS and the WS-TREE houses were respectively 43 and 47 % (Table 18). This difference was not sufficient to explain why NH₃ emissions were higher in the TREE house. In WS-TREE batch mortality was high and occurred at the end of the batch. In this case, the N excreted before the death of animals continued to contribute to NH₃ emissions. Therefore, it can be expected higher NH₃ emissions when mortality contributes to a significant increase in FCR. Meda *et al.* (2011b) reviewed NH₃ emissions factors for broiler production. Daily NH₃ emissions for broilers reared in claustration on new litter range between 90 and 750 mg per broiler but most values were higher than 100

mg per day per broiler. Our values (Table 20) are consistent with this range but are still low compared to the highest values found in the literature. This can be explained by many factors. Among them, N excretion is essential as uric acid of faeces is transformed into NH_4^+ during the ammonification process before being volatilized (Groot Koerkamp, 1994; Meda *et al.*, 2011b). In our study, N excretion was partitioned between the house and the outdoor run which have probably limited N availability in the litter and thus limited ammonia emissions. Animal density could also explain our lower values. Although no study concerning the effect of poultry density on NH_3 emissions was found in the literature, we suppose that the low broiler density (10.5 broilers/ m^2) could also have limited emissions. We may indeed assume that with such a density, litter is more aerated by digging and nesting behaviours of broilers and less ammonia is therefore emitted. On the contrary, a high animal density should lead to a lower aeration of litter and increase emissions as it was observed for pigs reared on litter by Robin *et al.* (2004). Furthermore, we may assume that with a low broiler density, air movements above litter surface were higher and led to the formation of a crust in surface which limited gaseous emissions (European Commission, 2003).

N_2O emissions were high during period 1 in WS-GRASS, SA-GRASS, and WS-TREE but not in SA-TREE. During these periods, the nitrogen content of the litter was low but the broiler houses were heated with propane radiants to maintain a high indoor temperature for the young animals. Only water and CO_2 are emitted during full combustion of propane but if the combustion is not total, CO is also emitted (Valancony *et al.*, 1999). The high N_2O concentrations can not be explained by interferences between CO_2 or water vapour and N_2O since these interferences were compensated by the gas analyzer during the study. However, it is possible that indoor N_2O concentrations were overestimated due to interference between absorption spectra of N_2O and other compounds such as CO emitted during heating phases. Moreover, in SA, as outdoor temperatures were higher, heat needs were lower than in WS. This may explain why emissions of N_2O are lower during SA period 1 than WS period 1, but still higher than WS periods 2 and 3. Emissions of N compounds are also known to increase with bird age (and weight) because the heavier the animals are the more they excrete N (Meda *et al.*, 2011b). During these heating periods, broilers were less than 1kg of weight. Litter was not rich enough in water and nitrogen to produce high fluxes of N_2O . Therefore, we assume an overestimation of N_2O emissions, due to interferences with other gases (CO), despite this question has not been documented in previous literature. If we assume that levels of emissions of N_2O during heating phases in WS-GRASS, WS-TREE and SA-GRASS (SA-TREE was not monitored during heating phases) were similar to levels of emissions during phases without heating (*i.e.* periods 2 and 3 for the GRASS house and period 2 for the TREE house), emissions of N_2O would be about 9.7, 1.9 and 4.2 mg N_2O per day

per broiler respectively for WS-GRASS, WS-TREE and SA-GRASS houses which means a decrease of 70, 90 and 57% of our estimates for N_2O emissions (Table 20). Further work is needed to clarify this point and to confirm the level of N_2O emission during the first weeks of the batch in poultry housings heated with gas radiants.

The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006a) proposed an emission factor for N_2O -N of 0.1% of N excretion. In our study, N_2O -N represented 1.5, 1.0, 0.9 and 0.2% respectively for WS-GRASS, WS-TREE, SA-GRASS and SA-TREE systems which is higher than IPCC. However, emissions factors are more consistent with the IPCC if calculated with the corrected values (Table 20) we calculated previously (*i.e.* without CO interference) and ranged between 0.1 and 0.5% of N excretion. As presented on Table 20, emissions were higher in WS-GRASS than in SA-GRASS. It can be assumed that the lower C:N ratios in WS responsible for higher NH_3 emissions also enhanced N_2O emissions. Moreover, as broilers spent more time in the house during WS, we assume that digging and nesting behaviours of broilers induced litter aeration, which could also enhance nitrification and associated N_2O emissions (Kermarrec and Robin, 2002; Abd El Kader *et al.*, 2007). In the TREE house, the difference between WS and SA batches is low (20%) and could be explained by the fact that the difference in time spent outdoors is lower than in the GRASS system.

Emissions of N compounds on the outdoor run were not measured in this paper study. Only one study in the literature was found concerning ammonia. In this study, Aarnink *et al.* (2006) reported that NH_3 emissions on the outdoor run were between 20 and 48 mg per day per hen which represented up to 8.4% of housing emissions. Considering this value, it represents in our case 16, 6, 1 and 2% of N outdoor excretion respectively for WS-GRASS, WS-TREE, SA-GRASS and SA-TREE systems. Concerning nitrous oxide, IPCC (2006b) estimated that 2% of N deposited by ranging poultry is lost through N_2O emissions, although Meda *et al.* (2011a) showed that this emission factor could be lower depending on the season and the soil characteristics. When adding NH_3 -N and N_2O -N outdoor emission factors, these emissions represent less than 20% of N total outdoor excretion, which is far below the value of 60% of total N losses on the outdoor run given by CORPEN (2006). This may suggest that maybe a large part of nitrogen excreted on the outdoor run is lost as N_2 and that further studies are required.

3.7.5. Methane emissions

The gas analyzer used in this study compensated interferences between CH_4 and N_2O absorption spectra. As we saw previously, we consider that N_2O emissions were overestimated during heating phases because of an interference with CO. As a consequence, it can be assumed that the gas analyzer overcompensated the interference between N_2O and CH_4 which resulted in an underestimation of CH_4

emissions during heating phases. Table 20 shows values of average emission of CH₄ per day per broiler for WS-GRASS, WS-TREE and SA-GRASS houses assuming that levels of emissions during period 1 (with heating) were similar to periods without heating (periods 2 and 3). Emissions were unchanged in the WS-TREE house but were increased by 40 and 8% in the WS-GRASS and SA-GRASS houses respectively. Very few studies concerning methane emissions from poultry were found in the literature. IPCC (2006a) proposed an average emissions for broiler production of about 55 mg per day per broiler. In this study, daily average CH₄ emissions were between 35 and 60 mg which are consistent with IPCC. Furthermore, our results confirm that CH₄ emissions are very low in poultry houses (18-30 mg per day per kg live weight), especially in comparison with emissions from animal housing in other species such as dairy cow (230 mg per day per kg live weight) or swine (380 mg per day per kg live weight) (IPCC, 2006a).

3.8. Conclusions

The observation of four batches of organic broilers in contrasted seasons and with contrasted outdoor run characteristics showed a clear influence of season and characteristics of the outdoor run on housing gaseous emissions and excretion partition. Between seasons, in winter/early spring conditions, more nutrients are excreted in the house in comparison with summer/autumn conditions. This can be explain by more broiler being outdoor and more time spent outdoor. Between systems, outdoor excretion appeared to be higher when broilers had access to an outdoor run with trees in relation with a higher time dedicated to foraging, and broilers going far from the building compared to an outdoor run without trees. This underlines the importance of having structural elements on the outdoor run with a good spatial distribution in order to evenly spread nutrients such as N, P, K or heavy metals and improve the recycling of nutrients.

Emission measurements in broiler houses provided additional references, specific of organic production, and confirmed the order of magnitude of emissions already given in the literature. N losses from housing appeared to be higher in winter conditions in relation with lower C:N ratio of litters. Although obtained from a limited number of observations, results indicated that housing NH₃ emissions are lower than for broilers reared in conventional systems and that N₂O and CH₄ emissions are very low compared to other species (dairy cows, pigs). Yet, gaseous emissions on the outdoor run were not measured in this paper but were studied during the same experiment in order to propose emission factors for N₂O and CH₄ (Meda *et al.*, 2011a) integrating both the broiler house and the outdoor run. The uncertainty associated to emission measurements still remains not negligible. Therefore, we suggest to have systematic control of mass balance in experiments dedicated to emission measurements, and to

have a particular attention to interferences between gases, that can lead to overestimates when using photoacoustic absorption spectrometry.

3.9. Acknowledgements

This work was carried out with the financial support of the research program “Pour et Sur le Développement Régional dans le Grand Ouest” in the framework of the “AlterAviBio” project. We are also thankful to the staff of the INRA experimental facility “Le Magneraud” for technical help during this study. We also wish to thank Maryvonne Le Roy, Philippe Germain, Jean-Marc Halouis and Nathalie Même for the laboratory analyses.

3.10. Conclusion du chapitre

L'étude présentée avait pour but d'estimer les émissions gazeuses de deux bâtiments d'élevage offrant un accès à un parcours aux animaux. Les bilans de masse sur le phosphore et le potassium réalisés dans le cadre de cette étude ont tout d'abord permis d'estimer la répartition des déjections entre le bâtiment (fumier) et le parcours. L'effet de la saison était très marqué notamment dans le système GRASS⁸ où l'excrétion sur le parcours ne représentait que 6% de l'excrétion totale pour la bande WS alors qu'elle représentait 47% pour la bande SA. Pour le système TREE, l'effet de la saison était moins marqué avec des taux d'excrétion sur parcours d'environ 19% et 49% pour les bandes WS et SA. Ces différences observées entre les deux systèmes peuvent s'expliquer par la présence d'arbres et de buissons dans le parcours TREE qui attirent les animaux et leur fournit un abri contre les prédateurs, de l'ombre, et éventuellement une protection contre la pluie ou la neige comme de nombreuses études l'ont montré auparavant (Haneklaus *et al.*, 2000; Cornetto and Estevez, 2001; Lubac *et al.*, 2003; Zeltner and Hirt, 2003; Hegelund *et al.*, 2005; Zeltner and Hirt, 2008; Germain *et al.*, 2010b; Germain *et al.*, 2011b). De plus, la présence d'arbres a probablement contribué à une meilleure répartition des déjections et donc réduit les risques d'accumulation d'éléments à risque (N, P, K, Cu, Zn) à proximité du bâtiment comme l'ont montré Kratz *et al.* (2004) et Aarnink *et al.* (2006)

Concernant les émissions gazeuses, les pertes d'azote durant la bande WS représentaient 21% et 32% de l'excrétion de N dans le bâtiment respectivement pour les bâtiments TREE et GRASS, tandis qu'elles ne représentaient plus qu'environ 15% durant la bande SA pour les deux systèmes. Les plus fortes pertes gazeuses azotées durant la bande WS peuvent s'expliquer par un ratio C/N du fumier plus faible en raison d'un plus fort taux d'excrétion dans le bâtiment. En effet, Martins et Dewes (1992), Ekinci *et al.* (2000) et Paillat *et al.* (2005) ont montré que la baisse du ratio C/N induisait des émissions azotées plus élevées lors du compostage d'effluents. Ce phénomène pourrait également expliquer pourquoi les émissions étaient plus fortes dans le bâtiment GRASS que dans le bâtiment TREE puisque une plus grande part des déjections y a été excrétée (6% et 19% respectivement). Les émissions de N-NH₃ représentaient environ 12% de l'excrétion d'azote en bâtiment, excepté dans le bâtiment WS-TREE où elles représentaient 18%. Cependant, nous ne pouvons pas expliquer pourquoi seul ce bâtiment a émis davantage de NH₃, mais la significativité de ce résultat n'a pas été établie puisqu'aucun test statistique n'a été appliqué à ces valeurs. Les émissions de N-N₂O représentaient un faible pourcentage de l'excrétion d'azote en bâtiment (de 0,2 à 1,5%) mais ces valeurs ont sans doute été surestimées durant certaines phases de mesure durant lesquelles le bâtiment était chauffé. Nous

⁸ Abréviations utilisées dans l'article : GRASS = système avec parcours Prairie ; TREE = système avec parcours Arboré ; WS = Winter/Spring ; SA = Summer/Autumn.

pensons qu'une interférence entre les spectres d'absorption du N_2O et du monoxyde de carbone (CO) lié à une combustion incomplète du propane a conduit à une surestimation des émissions de N_2O . Des émissions de N_2O -N corrigées ont été proposées et représentent moins de 0,5% de l'azote excrété dans le bâtiment. Par ailleurs, en raison de cette interférence, l'analyseur de gaz a probablement surcompensé l'interférence entre les spectres d'absorption du N_2O et du CH_4 , conduisant à une sous-estimation des émissions de CH_4 (de 10 à 30% environ). Néanmoins, nos mesures confirment les résultats trouvés dans la littérature concernant la faiblesse des émissions de N_2O et CH_4 dans les bâtiments d'élevage avicole en comparaison avec d'autres élevages (vaches laitières, porcs). Enfin, les bilans de masse réalisés pour l'eau et la matière sèche (MS) présentaient des défauts de bilan généralement inférieurs à 10% des entrées sauf pour le bilan MS du bâtiment SA-GRASS (26% des entrées) et le bilan eau du bâtiment SA-TREE (26% des entrées). Cependant, comme les défauts de bilan eau et MS de ces deux systèmes étaient inférieurs à 10% également, nous avons considéré que nos estimations des pertes gazeuses d'eau et de MS sont fiables ainsi que nos estimations de pertes d'azote.

En ce qui concerne la quantité et la composition de fumier produit dans chaque bâtiment, les quantités de fumier produites dans le bâtiment GRASS étaient supérieures de 20 à 25% par rapport aux quantités produites dans le bâtiment TREE. Ce résultat peut s'expliquer i) par le taux d'excrétion dans le bâtiment plus élevé dans le système GRASS que dans le système TREE au cours de la bande WS et ii) par des pertes en eau et en MS plus élevées dans le bâtiment TREE que dans le bâtiment GRASS (+100% et +50% respectivement). Ces pertes en eau plus élevées dans le bâtiment SA-TREE ont par ailleurs contribué à élever le taux de MS du fumier (76% contre 53% pour le bâtiment SA-GRASS). Les teneurs variables en P et en K du fumier (g/kg) dans les différents systèmes peuvent être expliquées à la fois par des différences dans les quantités excrétées dans le bâtiment et par la quantité de fumier produite. Pour l'azote, les teneurs variables sont également explicables par ces différences mais également par les valeurs d'abattement différentes dans chaque bâtiment. Ces résultats sont plutôt en accord avec les valeurs de références proposées en France (Institut de l'Elevage *et al.*, 2001; ITAVI, 2003) malgré des teneurs en MS plus faibles dans notre étude.

Cependant, afin de proposer des facteurs d'émission pour l'ensemble du système d'élevage (bâtiment + parcours), les émissions gazeuses sur le parcours doivent également être estimées. Cette approche sera présentée dans le chapitre suivant (Chapitre 4) au cours duquel nous présenterons donc l'étude des émissions de CO_2 , N_2O et CH_4 du parcours du bâtiment GRASS.

4.

Emissions de GES sur le
parcours de type prairie d'un
atelier de production de poulets
biologiques

4.1. Introduction du chapitre

Dans le chapitre précédent, nous avons étudié les émissions gazeuses en bâtiment de deux systèmes de production de poulets de chair biologiques. Le parcours n’a été étudié qu’au travers de l’étude de la répartition des déjections entre le bâtiment et le parcours. Toutefois, afin de quantifier les émissions totales des systèmes avec parcours, en vue de la modélisation de systèmes avec parcours, il convient d’estimer également les émissions sur parcours. Dans ce chapitre, principalement basé sur un article intitulé « *Greenhouse gas emissions from the grassy outdoor run of organic broilers* »⁹, nous avons donc étudié les émissions de gaz à effet de serre (GES) sur un parcours de type prairie lors de deux bandes dans des conditions climatiques contrastées (Hiver/Printemps puis Été/Automne)¹⁰.

Les émissions de N_2O , CO_2 et CH_4 sur le parcours ont été estimées au moyen de mesures ponctuelles au cours des bandes par la méthode des chambres statiques (Smith *et al.*, 1995; Conen and Smith, 1998). Pour ce faire, 16 chambres ont été disposées sur le parcours de 2350 m², et également 3 à l’extérieur pour mesurer les émissions de fond. A chaque date de mesure, les chambres étaient fermées pendant 30 minutes et des échantillons d’air de la chambre étaient prélevés manuellement toutes les 10 minutes dans des tubes préalablement évacués. Les concentrations en CO_2 , N_2O et CH_4 étaient ensuite mesurées au laboratoire par chromatographie en phase gazeuse. Les émissions étaient calculées proportionnellement à la pente de la régression linéaire de la concentration en fonction du temps. En parallèle de ces mesures, les conditions climatiques et les conditions de température et d’humidité du sol étaient mesurées en continu. A noter que pour le CO_2 , seule la respiration du système sol-prairie était mesurée, puisque les chambres sont opaques et bloquent la photosynthèse.

Pour chaque date de mesure, l’intégration spatiale des flux mesurés a été réalisée à l’aide de méthodes géostatistiques permettant d’interpoler et intégrer les flux pour toute la surface du parcours. Entre deux dates de mesure, l’interpolation des émissions a été réalisée à l’aide de différentes méthodes plus ou moins élaborées allant de l’interpolation linéaire au développement de fonctions mécanistes pour le N_2O et le CO_2 mettant en relation les flux mesurés et les conditions de température et d’humidité du sol. Cependant, aucune relation entre ces paramètres et les flux de CH_4 n’a été trouvée et les flux de CH_4 ont été intégrés sur la durée à l’aide d’une interpolation linéaire ou simplement par la moyenne. Les flux ont ensuite été intégrés sur toute l’année 2010.

⁹ Soumis à *Biogeosciences*.

Meda, B., Flechard, C.R., Germain, K., Leterrier, C., Robin, P., Walter, C., Hassouna, M., 2011a. Greenhouse gas emissions from the grassy outdoor run of organic broilers.

¹⁰ Compte tenu du coût des analyses, nous avons choisi d’étudier « exhaustivement » un seul type de parcours.

Greenhouse gas emissions from the grassy outdoor run of organic broilers

B. Meda^{1,2,3}, C. R. Flechard^{1,2,*}, K. Germain⁴, P. Robin^{1,2}, C. Walter^{2,1,5},
M. Hassouna^{1,2}

¹ INRA, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

² Agrocampus Ouest, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

³ INRA, UR83 Unité de Recherches Avicoles, F-37380 Nouzilly, France

⁴ INRA, UE1206 Elevage Alternatif et Santé des Monogastriques, F-17700 Surgères, France

⁵ Université Européenne de Bretagne, France

Corresponding author: chris.flechard@rennes.inra.fr

4.2. Abstract

Nitrous oxide (N_2O), methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) fluxes from the grassy outdoor run of organically grown broilers were monitored using static chambers over two production batches in contrasted seasons. Measured N_2O and CH_4 fluxes were extremely variable in time and space for both batches, with fluxes ranging from a small uptake by soil to large emissions peaks, which always occurred in the chambers located closest to the broiler house. In general, fluxes were decreasing with increasing distance to the broiler house, suggesting that the presence of broilers and the amount of excreted nutrients (carbon, nitrogen) play an important role in the spatial variability of emissions. Spatial integration was carried out to provide average fluxes on the outdoor run for each measurement day. Mechanistic relationships between these fluxes and the environmental conditions (soil temperature and water content) were found and used in order to fill gaps between measurement days. Flux integration over the year 2010 showed that $2.71 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ were emitted on the outdoor run which represented about of 0.8% of outdoor excretion of N and was lower than the IPCC default value of 2%. On the opposite, the outdoor run was found to be a net sink of about $-0.56 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ but this sink compensated less than 1% of CO_2 equivalents due to N_2O emissions.

Keywords: greenhouse gas; poultry; emission factor; gaseous emission; grassland; outdoor run; static chamber.

4.3. Introduction

Carbon dioxide (CO_2), nitrous oxide (N_2O) and methane (CH_4) are among the most important greenhouse gases (GHG) responsible for climate change (IPCC, 2007a), and N_2O also contributes to stratospheric ozone depletion (Ravishankara *et al.*, 2009). Climate change is one of the most challenging environmental issues of the 21st century (UNFCCC, 2009) and solutions must be found in order to decrease GHG emissions on a global scale. Agriculture contributes 13.5 % of anthropogenic GHG emissions (expressed in CO_2 equivalents, CO_2 eq.) (IPCC, 2007b), and livestock production is known to be a major emitter of GHG with 9% of total CO_2 eq. emissions (FAO, 2006).

In poultry production, GHG are mainly emitted by manure in houses, in storage facilities or during field spreading. In comparison with cattle production, which accounts for 23% of total N_2O emissions and more than 15 % of total CH_4 emissions in France), poultry production is responsible for relatively little GHG emission, *i.e.* about 1.5% of total N_2O emissions and 2.2% of total CH_4 emissions in France (Gac *et al.*, 2007). Nevertheless, few data concerning GHG emissions from poultry rearing systems are available and uncertainties on emission factors are high (Meda *et al.*, 2011b).

This lack of knowledge is even larger for alternative, less intensive rearing systems, which provide an outdoor access to the animal (free-range and/or organic farming). In these systems, a fraction of droppings is excreted onto an outdoor run (called “run” hereafter), leading to gaseous emissions on the run as well as in the house, due to microbial processes occurring in the soil and in the litter. Estimates of GHG and ammonia emissions from organic broiler houses were proposed by Meda *et al.* (2011c) but outdoor emissions also need to be quantified. To our knowledge, there is no study concerning outdoor GHG emissions from poultry in the literature. Nonetheless, the general mechanisms regulating emissions are known. N_2O is widely believed to be emitted as a by-product of the oxidation of ammonium (NH_4^+) to nitrite (NO_2^-) and to nitrate (NO_3^-) (nitrification), and of the reduction of NO_3^- ultimately to N_2 (denitrification), the latter becoming dominant with increasing soil moisture (Davidson, 1991; Smith *et al.*, 2003), and thus N_2O could be released on the run under favourable conditions. Droppings excreted on the run indeed add biodegradable carbon (C), available nitrogen (ammonium, uric acid) and moisture to the soil, thereby enhancing nitrification and denitrification processes and thus N_2O emissions (Smith *et al.*, 2003). CH_4 is produced by the microbial degradation in anaerobic conditions of organic matter found in droppings and soil (Le Mer and Roger, 2001; Smith *et al.*, 2003) but under well aerated conditions CH_4 is also often oxidised (consumed) by agricultural soils (Smith *et al.*, 2000b; Le Mer and Roger, 2001; Castaldi *et al.*, 2007).

In this paper we present the results of GHG flux measurements (N_2O , CH_4 and CO_2) over a period of 1 year over sown grassland, which served as the run for organic broilers within the AlterAviBio French program. The study was conducted on two broiler batches, reared in winter/spring 2009-2010 and in summer/autumn 2010, providing a range of climatic and environmental conditions known to control GHG emissions. The study also focuses on broiler behaviour as a factor controlling the spatial and temporal variability of GHG fluxes. The measurements are used to provide annual emissions factors (EF) for CH_4 and N_2O and estimate the net GHG exchange (NGHGE) of the run.

4.4. Materials and Methods

4.4.1. Study site characteristics

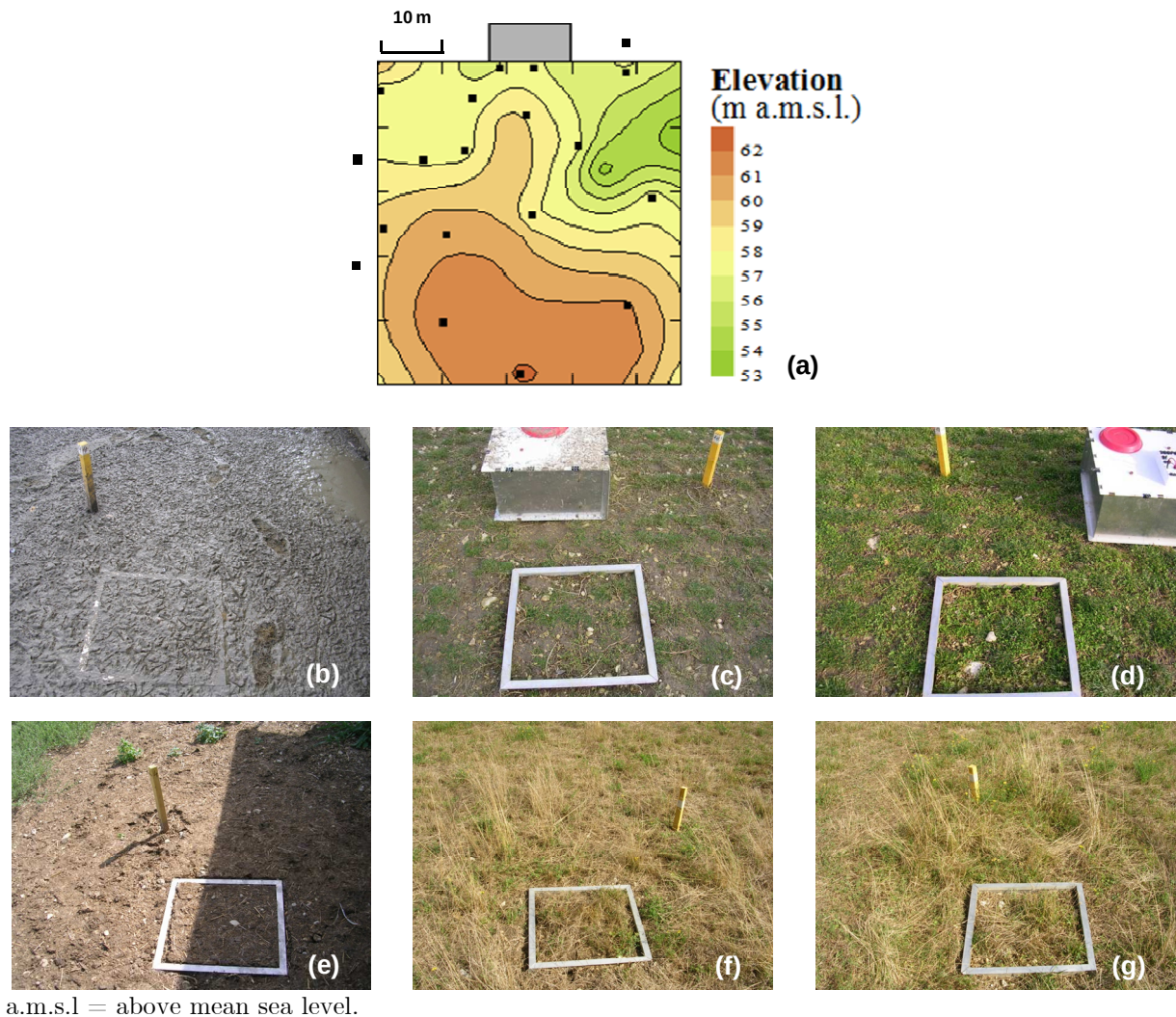
The study took place on the experimental facility of the French National Institute for Agricultural Research (INRA) at Le Magneraud (Long. $00^\circ 41' 25''$ W, Lat. $46^\circ 09' 04''$ N) at an altitude of 60 m above mean sea level. The climate in the region is temperate oceanic with an interannual mean air temperature of around 12°C and mean annual precipitation of around 780 mm. The soil is a clay loam and moderately alkaline (pH about 8.2). It is morphologically simple, consisting of an A horizon (25 - 35 cm thick) with about 15% of limestone coarse elements (from a few millimetres to a few centimetres) above a C horizon (rendzic leptosol (calcaric)). The upper layer (0-15 cm) is rich in organic carbon (2.45 %), with a C/N ratio about 9.7. Before 2008, the field was used for crop production (maize, winter wheat, sunflower and winter pea) before being converted into a grassland during spring 2008. Before the start of the first broiler batch, the canopy was cut in order to offer a short canopy to the broilers. The field has a gentle slope down to the broiler house (Figure 18).

4.4.2. Organic broiler production system

Five broiler batches were reared consecutively on the study site between March 2009 and November 2010. The GHG flux measurements presented in this paper were carried out during two batches only (batches 3 and 5). Batch 3 was studied from December 2009 to May 2010 (winter and early spring, denoted “WS” hereafter) while batch 5 was studied from August 2011 to December 2010 (late summer and autumn, or “SA”).

The main characteristics of the two studied batches (number of animals, important dates, weight at slaughter) are listed in Table 22. During each batch, between 750 and 800 slow-growing strain broilers were reared in a broiler house of 75 m^2 surface area ($l = 12.5$, $L = 6$ m) with straw bedding. After 35 days (batch WS) or 28 days (batch SA), two pop-holes of 2 m were continuously open and allowed the animals an

unlimited access to an outdoor run of 2350 m² (l = 50 m, L = 47 m). The sown grassland mix consisted of 41% tall fescue, 19% lolium, 11% Kentucky bluegrass, 11% birdsfoot trefoil, 11% alsike clover, 7% white clover. The outdoor surface area per broiler was set so that the excreted N input does not exceed the threshold of 170 kg N per hectare per year (European Council, 1991), based on CORPEN (2006) French references for outdoor excretion of organic broilers.



a.m.s.l = above mean sea level.

Figure 18. (a) Site map showing the approximately square-shaped fenced-in outdoor run (50m x 47m), the broiler house (grey rectangle at the top), the topography of the outdoor run, and the distribution of the static chambers; each black square represents a metal frame permanently inserted into the soil, on top of which static chambers were affixed on measurement days. (b to g) Photographic records of the state of soil and vegetation, showing differences in soil moisture, vegetation density and soil compaction for chamber frames located at 5m (b, e), 24m (c, f) and 41m (d, g) from the broiler house. Pictures were taken on the 2nd of March 2010 (b to d) and on the 27th of July 2010 (e to g).

Table 22. Main characteristics of the two broiler batches during which GHG fluxes were measured.

Batch	Number of animals		Weight at slaughter (kg)	Dates		
	at start	at slaughter		Chicks arrival	First outdoor access	Slaughter
WS	758	678	2.21	8 Dec. 09	13 Jan. 10	8 Mar. 10
SA	788	711	2.23	3 Aug. 10	1 Sep. 10	10 Nov. 10

4.4.3. Flux measurement technique

Greenhouse gas fluxes were measured using static chambers (Smith *et al.*, 1995; Conen and Smith, 1998). Square steel chambers (L=50 * l=50 * H=30 cm) were operated manually and fluxes were measured at (a maximum of) 16 locations on the run, and also at 3 locations just outside the fence to measure background fluxes (Figure 18), using steel frames which were permanently inserted 10 cm into the soil. Among these frames, 9 were located within the first 15 meters of the chicken house, as previous behavioural observations had shown that broilers are preferentially present in this zone (Zeltner and Hirt, 2003; Hegelund *et al.*, 2005; Zeltner and Hirt, 2008), and we therefore expected higher emissions due to a higher amount of nutrients (carbon, nitrogen) excreted.

Measurements were carried out routinely at regular time intervals after broilers gained first access to the run. In addition, measurements were also carried out before the first day out after the last access (slaughter) to the run. At the start of each flux measurement, the chambers were placed on top of the steel frames, their lid being equipped with a septum for gas sampling using a 50ml syringe. Four air samples of 15 ml were taken at $t = 0$, $t = 10$, $t = 20$ and $t = 30$ min and injected into 3-ml evacuated vials closed with leak free septa before being analysed using gas chromatography (Agilent 6890N, Agilent Technologies, Santa Clara, USA, www.agilent.com). The trace gas (CO_2 , N_2O and CH_4) exchange flux between soil/vegetation/atmosphere is proportional to the temporal change in head-space gas concentration (C) according to Eq. 1:

$$(1) \quad F(t) = \frac{V}{A} \frac{\partial C}{\partial t} = H \frac{\partial C}{\partial t}$$

with V the head-space volume, A the surface area and H the chamber height. In practice, the slope of the linear regression of gas concentration vs. time was used.

4.4.4. Soil and meteorological measurements

The site was equipped with a meteorological station and datalogger (CR10X, Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK) providing half-hourly measurements of

air temperature, global radiation, wind speed and rainfall. Soil temperature was measured at -5 cm, while volumetric soil water content (SWC) at -5 cm was measured using time domain reflectometry (TDR) probes (CS616, Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK). These measurements were made on site but outside the run, at a distance of around 150m from the broiler house.

The meteorological and soil data were downloaded periodically, but there were occasional gaps in soil data due to data retrieval problems. To fill the SWC gaps mechanistically, a simple 1-D soil water budget model was used. The uppermost 10 cm of topsoil was assumed to be the most relevant layer for GHG emission and consumption processes, with most of the grass rooting system and intense microbial activity located here, and thus only this 10-cm layer of topsoil was considered for the water budget. The soil water balance was computed every 30 min using Eq. 2:

$$(2) \quad \frac{d\phi}{dt} = \frac{1}{Z_s} (P - I - D - E)$$

with Φ the soil water content ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$) of the considered topsoil layer, $Z_s=0.1$ the depth of considered topsoil layer (m), P the precipitation rate ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} 30 \text{ min}^{-1}$), I the rate of rainfall interception by the canopy ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} 30 \text{ min}^{-1}$), D the gravitational drainage rate from the top 10-cm layer down to the deeper layers ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} 30 \text{ min}^{-1}$), and E the evapotranspiration flux ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} 30 \text{ min}^{-1}$). D was parameterised as a function of Φ based on rainless nighttime observations of the rate of SWC change (when also both $E=0$ and $P=0$); D was found to decrease linearly with increasing Φ (drainage was slower when the soil was wet) for values above the permanent wilting point. I was modelled as a function of precipitation intensity and leaf area index (LAI) according to Norman and Campbell (1983). E was modelled using the Penman-Monteith equation (Monteith, 1965), with stomatal resistance of the grass being adjusted on a monthly basis for the modelled SWC to fit the observations by TDR. Surface run-off and lateral water flows were not taken into account in this 1-D model.

4.4.5. *Spatial integration of GHG fluxes*

For each measurement day (Table 23), the spatial integration of GHG fluxes was carried out using geostatistical methods with the SURFER software (Golden Software, Golden, USA). A grid map was generated with its origin at the left-up corner of the run. On each measurement day, the GHG flux values on the run were used to generate a map of fluxes with a 1x1 m resolution; the mean of the control chambers was used as background flux around the fringes of the run. As datasets were small (< 250 observations per measurement day), kriging and radial basis function interpolation methods were selected. These fluxes were summed to provide spatial integrals for each GHG and each measurement day.

Table 23. Summary of N₂O, CO₂ and CH₄ flux statistics for each measurement date.

	WS batch										SA batch										
	11.12.09	19.01.10	28.01.10	09.02.10	19.02.10	02.03.10	09.03.10	06.04.10	04.05.10	29.07.10	27.08.10	02.09.10	16.09.10	27.09.10	07.10.10	18.10.10	04.11.10	24.11.10	13.12.10	13.12.10	
N ₂ O fluxes (ng m ⁻² s ⁻¹)																					
Outdoor run	N	16	8	6	5	15	14	10	12	13	16	16	8	8	8	16	16	16	16	16	
(within fence)	Mean	-4	9	20	31	25	19	56	166	1	12	63	12	42	841	49	70	48	15	123	
	Median	-5	5	14	39	13	13	11	15	0	3	16	7	14	94	30	10	45	12	6	
	Min	-32	1	6	5	-6	6	-18	2	-5	-4	4	1	-3	16	0	-12	14	0	-11	
	Max	21	28	45	60	80	63	323	1026	8	162	476	39	219	5910	159	597	96	53	1871	
Control																					
(outside fence)	N	3	1	1	2	2	2	0	2	3	3	3	2	2	2	3	2	3	2	2	
	Mean	10	10	15	0	10	11	11	2	3	3	13	6	5	5	4	11	4	-1	-1	
	Median	15	10	15	0	10	11	11	2	2	2	15	6	5	5	4	1	4	-1	-1	
	Min	-10	10	15	-16	4	10	-2	1	1	1	5	3	-2	4	-4	0	-3	1	-7	
	Max	26	10	15	15	16	11	6	5	4	20	9	12	6	9	8	34	8	5	5	
R _{eco} CO ₂ fluxes (μmol m ⁻²)																					
Outdoor run	N	16	7	7	5	14	16	6	16	14	16	16	8	8	8	16	15	16	16	16	
(within fence)	Mean	0.9	1.3	1.6	1.8	1.3	2.3	1.3	2.8	1	1.3	3	1.5	1.6	6.3	3.2	1.1	4	1.5	0.9	
	Median	0.9	1.1	1.6	1.6	1	2.1	0.7	2.5	1	1.1	2.7	1.5	1.5	3.7	2.8	0.8	3.6	1.4	0.8	
	Min	0.2	0.7	0.6	1	0.3	0.9	0.2	0.9	0.2	0.3	1.7	0.5	0.7	2.8	1.2	0.4	1.5	1	0.2	
	Max	1.9	2.5	2.5	2.7	3.9	5	3.1	5.3	2.1	2.5	5.7	2.6	3.1	24.2	5.8	3.4	10.6	2.2	3.7	
Control																					
(outside fence)	N	3	1	1	1	3	3	1	3	2	3	3	2	2	2	3	2	3	2	2	
	Mean	0.9	0.7	0.9	0.4	0.7	1.5	0.9	4	1.3	1.3	2.8	1.2	1.2	2	2.4	1.2	2.2	1	0.6	
	Median	1.1	0.7	0.9	0.4	0.7	1.2	0.9	3	1.3	1.4	2.3	1.2	1.2	2	2.6	1.2	2	1	0.6	
	Min	0.2	0.7	0.9	0.4	0.5	0.9	0.9	2.6	1.1	0.9	2.1	0.5	1	1.8	1.3	0.5	0.3	1	0.1	
	Max	1.4	0.7	0.9	0.4	0.9	2.5	0.9	6.5	1.4	1.7	4	1.9	1.5	2.1	3.4	2	4.2	1	1.1	
CH ₄ fluxes (ng m ⁻² s ⁻¹)																					
Outdoor run	N	16	7	7	5	10	8	9	6	16	16	16	8	8	8	16	15	16	16	13	
(within fence)	Mean	-10	-8	3	-3	1	114	-1	-6	-2	-6	-4	-4	-3	13	12	0	48	5	-6	
	Median	-6	-8	0	-2	-5	17	9	-17	-1	-8	-4	-3	-4	2	-3	-2	19	1	-3	
	Min	-47	-18	-50	-23	-39	-13	-27	-30	-22	-27	-11	-9	-17	-6	-42	-18	-2	-5	-29	
	Max	17	6	41	28	44	566	22	56	14	17	9	-1	15	86	115	27	169	35	9	
Control																					
(outside fence)	N	3	2	2	2	1	3	0	1	2	3	3	2	2	2	3	2	3	2	2	
	Mean	-3	-7	4	-12	-15	2	-9	-9	-2	0	-2	-8	-6	-4	-9	-1	-2	-9	-6	
	Median	2	-7	4	-12	-15	-5	-9	-9	-2	0	-2	-8	-6	-4	-21	-1	-1	-9	-6	
	Min	-12	-9	-8	-21	-15	-29	-9	-9	-4	-3	-8	-8	-7	-11	-44	-4	-5	-10	-11	
	Max	3	-5	16	-2	-15	40	-9	-9	0	4	3	-7	-6	3	36	1	1	-7	0	

WS = Winter/early spring; SA = Summer/Autumn.

WS = Winter/early spring; SA = Summer/Autumn.

4.4.6. Temporal gap-filling and integration of GHG fluxes

To fill gaps between two measurement days, and to compute time-integrated fluxes over a batch or a year, three methods were used and compared. Firstly, the temporal mean of daily spatial integrals was calculated and multiplied by the duration of the batch. Secondly, a simple linear dot-to-dot interpolation was carried out between daily spatial integrals obtained from Section 2.5. Note that the first and second methods would be equivalent if consecutive measurement days were all equidistant, which was not the case here. Third, to provide more mechanistically-based estimates of GHG fluxes, relationships between measured fluxes and assumed control variables, such as soil temperature and SWC, were investigated. These functions are detailed in section 3.3. To derive estimates of batch-scale fluxes, temporal integrals were calculated by summing actual measurement-based spatial flux integrals for each measurement day and gap-filled fluxes in-between. The batch-scale integrals included data from first outdoor access of the Nth batch to the first outdoor access of the following (N+1)th batch, since we considered that emissions before first outdoor access of batch N+1 should be attributed to batch N.

4.4.7. Outdoor nitrogen excretion

In order to estimate the amount of N excreted on the run during batches WS and SA, mass balances of N, P and K were computed at the house+run scale. These mass balances are presented in another study (Meda *et al.*, 2011c) in which more details on the methods used are given. Total ingestion was calculated as the product of feed consumption and nutrient content of the diet. Body retention for N, P, K was calculated according to CORPEN (2006). Total excretion was calculated by difference between total ingestion and body retention. Straw and litter were weighed, sampled and analyzed for chemical composition in N, P and K respectively at the beginning of the batch, and at the end of the batch. For non volatile compounds (P and K), outdoor excretion was computed according to Eq. 3. The average outdoor/total excretion ratio was then calculated for P and K, and then applied to N to estimate the outdoor N excretion.

(3)

$$X_{OutdoorExcretion} = X_{TotalExcretion} - (X_{Litter} - X_{Straw})$$

where X is the mass of either P or K.

4.4.8. Temporal and spatial variations in soil nutrient (P, N, C) stocks

Changes in soil organic carbon (SOC), total nitrogen (N) and total phosphorus (P) stocks in the soil of the run were estimated in order to assess the temporal and spatial impacts of broiler foraging on soil biogeochemistry. Soil samples were taken

before the first broilers had access to the run (March 2009) and after the end of the last batch (December 2010). The run was divided into 25 squares of equal surface area. In each square, 5 to 6 auger samples were dug to characterize the 0-15 cm horizon. Bulk density (g.cm^{-3}) was measured by the cylinder method for each sample and a correction for the stone content estimated by 2 mm mesh sieving was applied. These samples were then mixed to create a composite sample for each square for chemical analysis. Total contents in C and N (g.kg^{-1} soil) were measured by dry combustion (ISO, 1995b, 1998) while P content was measured with spectrometry (ISO, 1994). For each sample, stocks were finally calculated according to Eq. 4. Stock variations for each square of the run were then calculated as the difference between initial and final stocks. Data were interpolated spatially by kriging in order to provide a spatially integrated stock variation for the whole run.

(4)

$$S_X = A \cdot d \cdot \theta_X \cdot h$$

with X the considered nutrient (C, N or P); S_X the stock of X in the soil (kg); A the area of the square (m^2); d the bulk density (kg m^{-3} soil); θ_X the content in X of the soil (in kg X kg^{-1} soil) and h the horizon thickness (m).

4.4.9. Outdoor spatial distribution of broilers

The spatial distribution of broilers on the run was obtained by a series of behavioural observations, which were performed on days 35, 49 and 63 of each rearing period (5 and 7 scans per day for batches WS and SA, respectively), using the method described by Germain *et al.* (Germain *et al.*, 2010b; Germain *et al.*, 2011b). About 100 broilers were tagged with a numbered poncho placed through the back of the neck. During each observation period, the locations of the tagged broilers on the run were recorded according to 16 predefined zones. To that purpose, 4 equal stripes of 11.75m wide and perpendicular to the broiler house (noted from 1 to 4) were divided into 4 zones of respectively 5, 10, 15 and 20 m wide (zones A, B, C, D respectively) parallel to the broiler house. Data were interpolated spatially by kriging in order to derive a spatially explicit “foraging index”, which represents a percentage of total outdoor time spent in each square meter of the run.

4.5. Results

4.5.1. Overview of measured chamber fluxes

Measured N_2O and CH_4 fluxes were extremely variable in time and space for both batches, with temporal variations shown in Figure 19 and spatial variability shown in Figure 20, Figure 21 and Figure 22 for the three GHG. Statistics for N_2O , CO_2 and

CH₄ fluxes for each measurement day are given, for both batches, in Table 23. Measured N₂O fluxes on the run ranged -32 from to +1026 ng N₂O m⁻² s⁻¹ and from -12 to +5910 ng N₂O m⁻² s⁻¹ during batches WS and SA respectively, with the usual atmospheric science sign convention of plus for emissions and minus for deposition. Several emissions peaks were observed during the study, but they mostly occurred in chambers located closest to the house and the two pop-holes for outdoor access (Figure 20). Uptake fluxes on the run represented about 21% and 14% of all individual chamber measurements during batches WS and SA, respectively. In comparison, fluxes measured outside of the run in the control chambers ranged from -16 to +26 ng N₂O m⁻² s⁻¹ and from -7 to +34 ng N₂O m⁻² s⁻¹ during batches WS and SA respectively.

CH₄ exchange was largely dominated by small uptake fluxes, observed in 64% and 61% of all individual flux data for batches WS and SA respectively. Nevertheless, fluxes ranged from -50 to +566 ng CH₄ m⁻² s⁻¹ and from -42 to +169 ng CH₄ m⁻² s⁻¹ during batches WS and SA respectively, suggesting that the net sink activity on the run was offset by rare emission peaks (Table 23). Once again, these peaks were observed on the chambers located closest to the broiler house (Figure 21). In comparison, fluxes measured outside of the run in the control chambers ranged from -29 to +40 ng CH₄ m⁻² s⁻¹ and from -44 to +36 ng CH₄ m⁻² s⁻¹ with a median values of -1 and -4 ng CH₄ m⁻² s⁻¹ during batches WS and SA respectively, suggesting a net sink activity in background conditions.

Concerning CO₂, emission fluxes generated by the (heterotrophic and autotrophic) respiration of the soil + grass ecosystem (R_{eco}) ranged from +0.2 to +5 μ mol CO₂ m⁻² s⁻¹ and from +0.2 to +24 μ mol CO₂ m⁻² s⁻¹ for batches WS and SA respectively. Unlike N₂O or CH₄, the magnitudes of fluxes in control chambers (outside the fence) were not very different from chambers inside the fence, ranging from +0.2 to +6 μ mol CO₂ m⁻² s⁻¹ and from +0.1 to +4 μ mol CO₂ m⁻² s⁻¹ for batches WS and SA respectively.

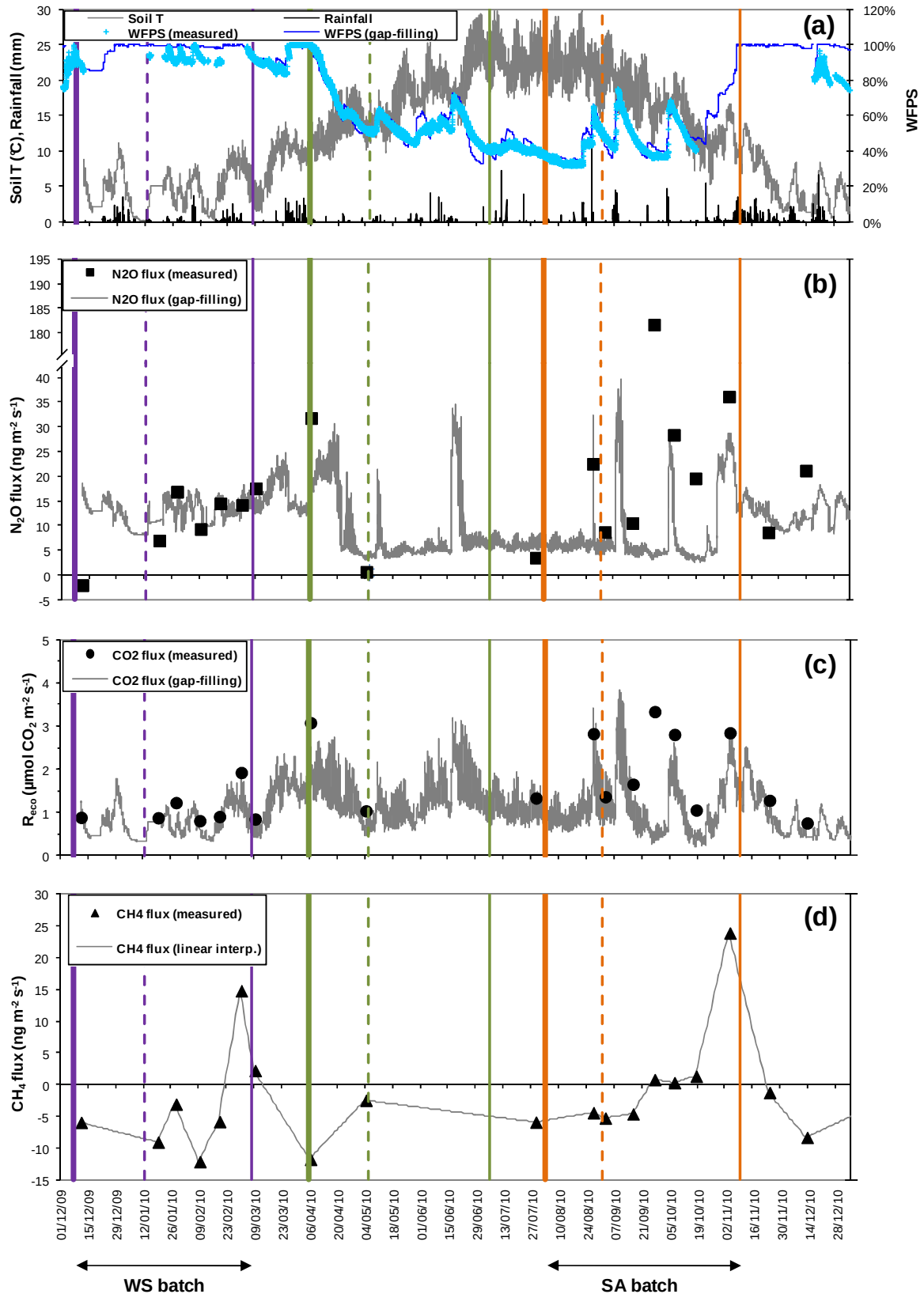
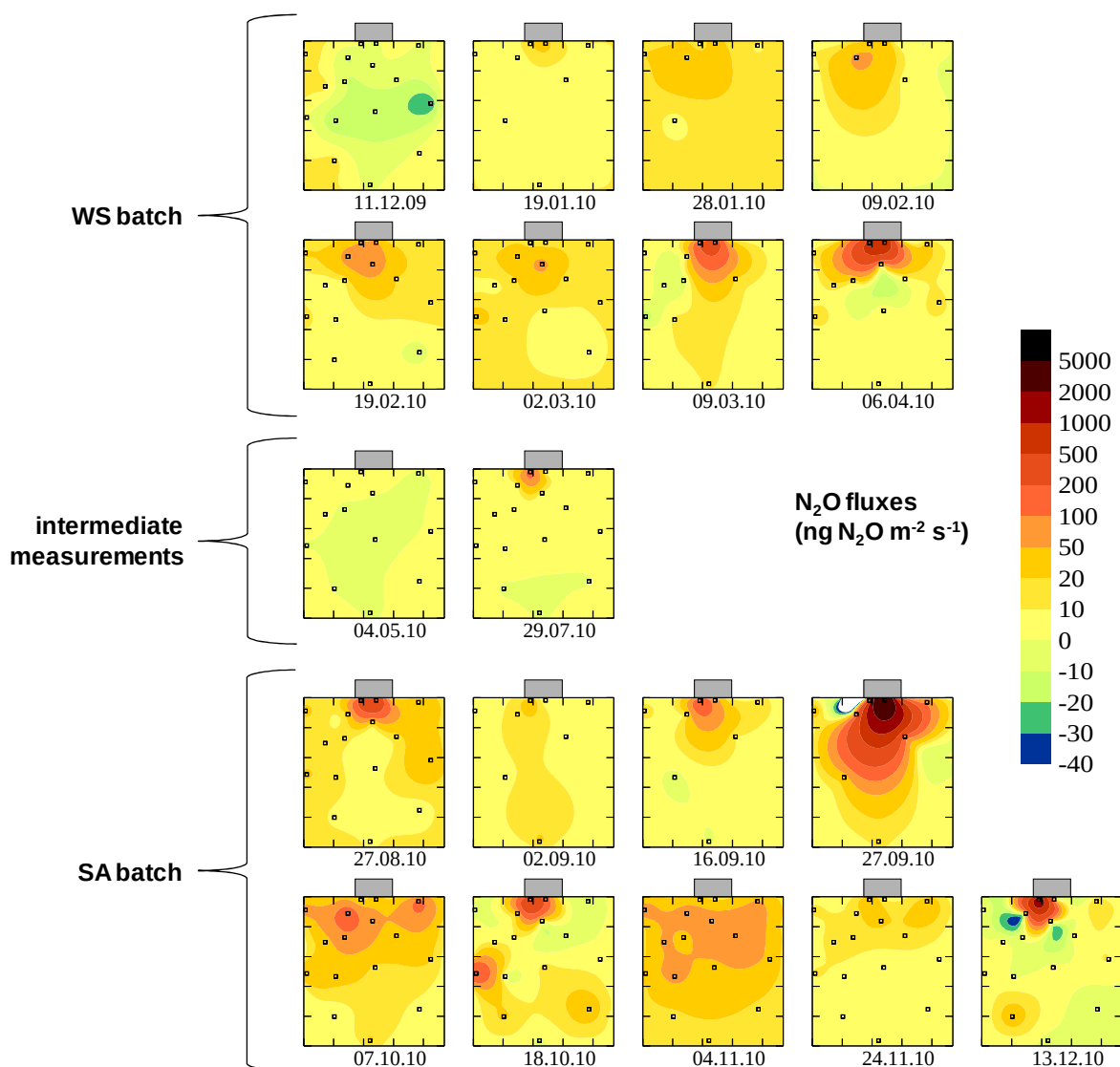


Figure 19. Overview of soil conditions, meteorology, measured (black symbols) and gap-filled (grey lines) GHG fluxes at the outdoor run scale. (a) Soil temperature at -5cm depth (Soil T), rainfall and water-filled pore space (WFPS). (b) N_2O fluxes. (c) Ecosystem respiration (R_{eco}). (d) CH_4 fluxes. GHG fluxes for each measurement day are spatial integrals computed from individual measurements using geostatistical methods. Vertical lines indicate batch start (thick, continuous), broilers first outdoor access (dotted) and slaughter (thin, continuous).



WS = Winter/early spring ; SA = Summer/Autumn.

Figure 20. Spatially interpolated (kriging method) maps of N_2O fluxes. For each measurement day, the kriging was done on the basis of the available chamber measurements as shown by the number of chambers displayed in each map.

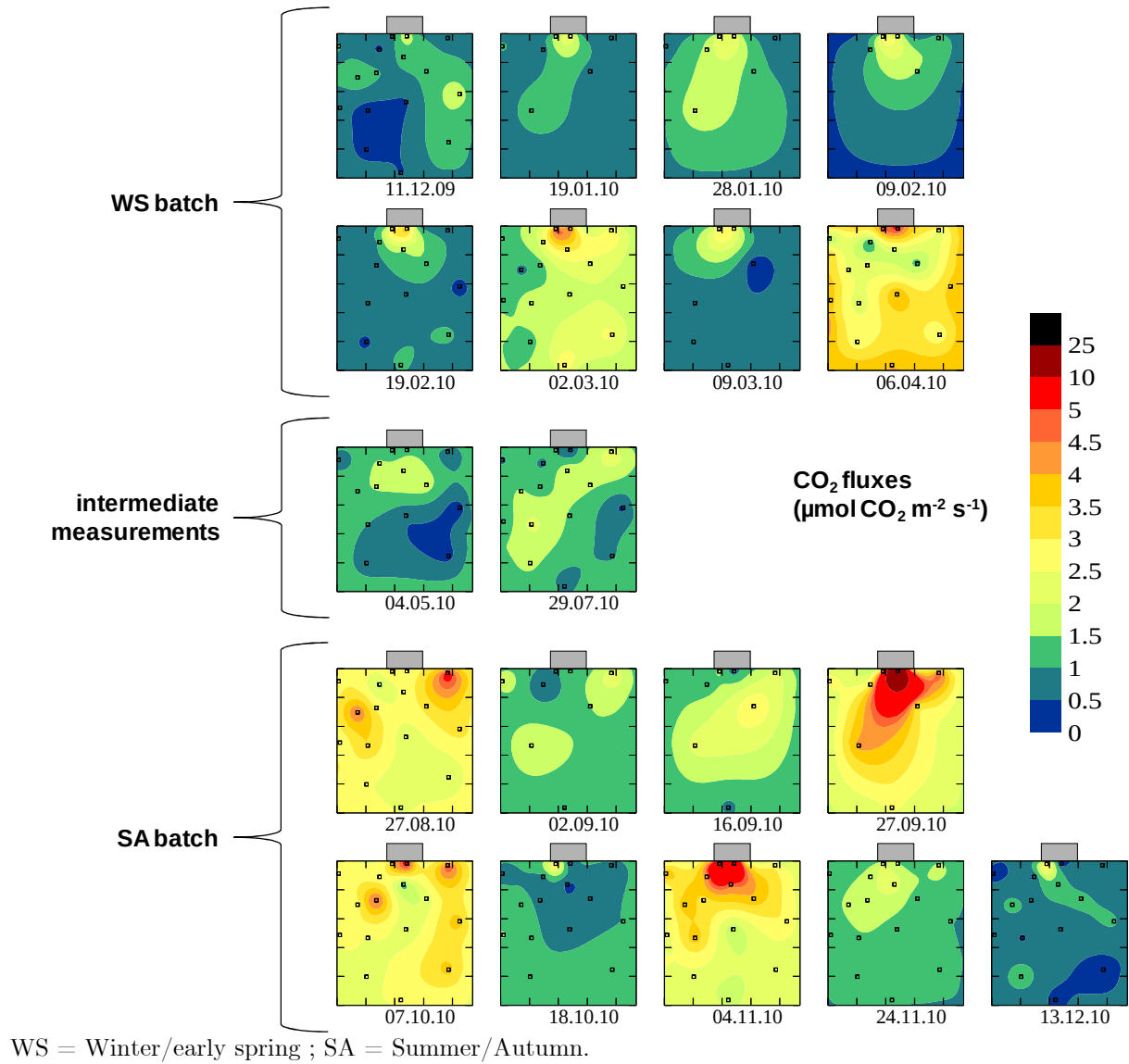
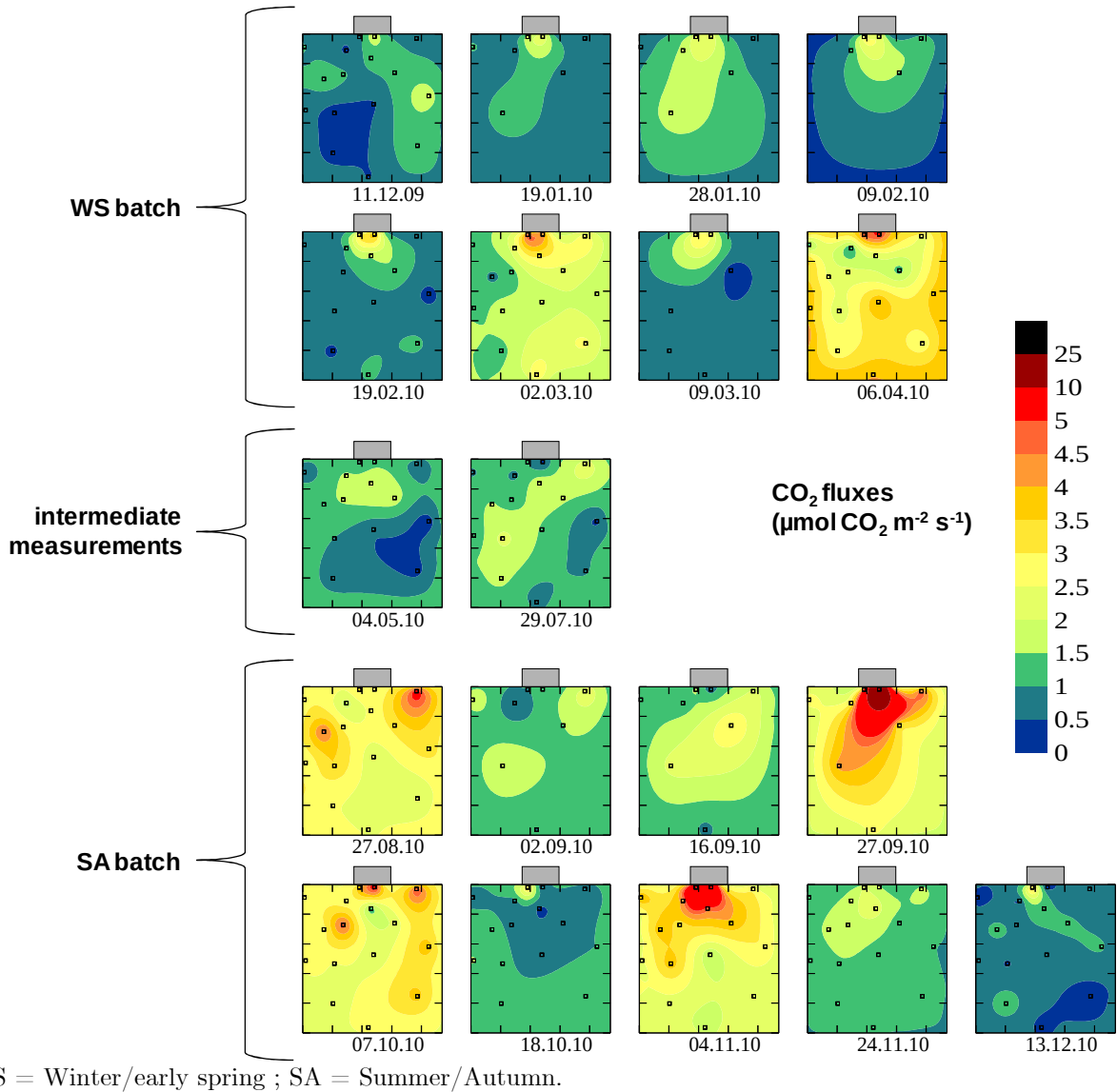


Figure 21. Spatially interpolated (kriging method) maps of CH_4 fluxes. Comments as in Figure 20.



WS = Winter/early spring ; SA = Summer/Autumn.

Figure 22. Spatially interpolated (kriging method) maps of ecosystem respiration (R_{eco}). Comments as in Figure 20.

4.5.2. Spatially integrated GHG fluxes

Figure 20, Figure 21 and Figure 22 present the spatial distributions of N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes, respectively, for each measurement day and based on kriging (the radial basis function yielded a similar picture, but data are not shown here). Table 24 summarizes, for each measurement day, the spatial N₂O, CH₄ and CO₂ flux integrals estimated by kriging and radial basis function. The discrepancy between the two interpolation methods is generally below 10% (in absolute value with kriging as reference), and on average -4%, -0.9% and -1.3% for N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes, respectively, showing that the spatial integrals are not very sensitive to the interpolation method. Average plot-scale fluxes are also presented in Figure 19.

Table 24. Summary of spatially integrated GHG fluxes for each measurement day, computed using (an average of) kriging and radial basis functions to interpolate between all available individual chamber measurements. Soil temperature and water-filled pore space (WFPS) are values measured at the same time as GHG fluxes, *i.e.* generally around mid afternoon.

	N ₂ O (ng m ⁻² s ⁻¹)				CH ₄ (ng m ⁻² s ⁻¹)				R _{eco} CO ₂ (μmol m ⁻² s ⁻¹)					
	Soil T 5cm (°C)	WFPS 5cm (%)	Kriging flux	Radial basis flux	%diff.	Average flux	Kriging flux	radial basis flux	%diff.	Average flux	Kriging flux	radial basis flux	%diff.	Average flux
WS batch														
11/12/09	8.6	87%	-2.2	-1.9	-13.5%	-2.1	-5.9	-6	0.3%	-9.1	0.9	0.9	0.0%	0.9
19/01/10	5.1	100%	6.9	7	0.7%	7	-9.1	-9	-0.3%	-3.1	0.9	0.9	-1.2%	1.2
28/01/10	4.6	94%	16.8	16.9	0.4%	16.9	-3	-3.1	2.0%	-12.1	1.2	1.2	-1.1%	0.8
09/02/10	4.8	93%	9.6	9	-6.9%	9.3	-12.1	-12.2	1.4%	-5.8	0.8	0.8	-3.9%	0.9
19/02/10	5.6	91%	14.5	14.5	-0.1%	14.5	-5.3	-6.4	19.5%	14.8	0.9	0.9	-0.7%	1.9
02/03/10	11.4	99%	14.2	14.2	0.0%	14.2	14.5	15.1	3.9%	2.2	1.9	1.9	-1.1%	0.8
09/03/10	4.6	91%	18.2	16.9	-7.4%	17.5	2	2.5	23.1%	-11.8	0.9	0.8	-4.1%	3.1
Intermediate measurements														
06/04/10	13.9	100%	33.2	30.3	-8.8%	31.8	-11.8	-11.7	-0.7%	-2.5	3.1	3.1	0.8%	1
04/05/10	14.5	53%	0.6	0.7	13.1%	0.6	-2.5	-2.5	0.8%	-5.9	1	1	1.3%	1.3
29/07/10	25.3	41%	3.6	3.4	-5.5%	3.5	-5.9	-5.9	0.8%	-4.4	1.3	1.3	-0.1%	2.8
SA batch														
27/08/10	23.6	64%	22.8	22.2	-2.4%	22.5	-4.4	-4.4	-0.6%	-5.3	2.8	2.8	-0.5%	1.4
02/09/10	25.7	50%	8.8	8.5	-3.5%	8.7	-5.2	-5.3	3.1%	-4.6	1.4	1.4	-0.8%	1.7
16/09/10	20.5	50%	11.1	9.9	-10.2%	10.5	-4.6	-4.6	1.9%	0.8	1.7	1.6	-0.8%	3.3
27/09/10	16.5	38%	186.9	176.6	-5.5%	181.7	0.9	0.7	-28.0%	0.3	3.4	3.3	-2.5%	2.8
07/10/10	20.7	64%	28.9	27.8	-3.9%	28.4	0.3	0.3	-19.2%	1.3	2.8	2.8	-0.9%	1.1
18/10/10	13.6	42%	19.9	19.2	-3.7%	19.6	1.3	1.3	0.6%	23.9	1.1	1.1	0.2%	2.8
04/11/10	16.6	77%	36.5	35.8	-1.9%	36.1	24.1	23.7	-1.9%	-1.2	2.9	2.8	-0.8%	1.3
24/11/10	7.9	99%	8.8	8.5	-3.5%	8.6	-1.1	-1.4	20.0%	-8.3	1.3	1.3	-0.7%	0.8
WS = Winter/early spring; SA = Summer/Autumn.														

Plot-scale N_2O fluxes (spatial integrals for the whole run) ranged from -2.1 to +31.8 $\text{ng N}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and from +3.5 to +181.7 $\text{ng N}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectively for all measurement days of batches WS and SA. Plot-scale CH_4 fluxes were frequently negative confirming a sink activity at the scale of the run, with values for different measurement days ranging from -12.2 to +15.1 and from -8.3 to +23.7 $\text{ng CH}_4 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectively for batches WS and SA. These much narrower ranges of plot-scale N_2O and CH_4 fluxes, as compared with individual chambers (Table 23), highlight the large spatial variability in fluxes and the presence of emission hot spots, mostly near the broiler house. The range of spatial integrals of respiration of the ecosystem R_{eco} at the scale of the run, from +0.8 to +3.1 $\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and from +0.7 to +3.3 $\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ respectively for batches WS and SA (Table 24), indicates somewhat weaker spatial patterns of R_{eco} than of N_2O , even if large CO_2 fluxes were also clearly associated with the area just outside the broiler house (Figure 22).

4.5.3. Temporal gap-filling functions

To derive annual-scale estimates of N_2O fluxes based on a discrete time series of measurements, one possible method consists in an investigation of the relationships of N_2O emission fluxes to environmental variables known to control N_2O production and consumption in soils, with meteorology and soil moisture key controlling variables at any given site (Davidson, 1991; Granli and Bøckman, 1994). While the effect of soil temperature on N_2O emissions is predictably positive, with responses being linear or exponential at environmental temperatures, the effect of water-filled pore space (or WFPS, expressed as the percentage ratio of SWC to saturation SWC), is unlikely to be monotonous from 0 to 100% WFPS, since in wet saturated soils total denitrification is expected to proceed all the way to N_2 , with less or no potential for N_2O to evolve. At lower WFPS, nitrification is expected to be the dominant mechanism for N_2O emission (Davidson, 1991). As a result, the overall effect of WFPS on the N_2O emission potential can be thought of as bell-shaped, with maximum likelihood of emission somewhere in the range 60-90% WFPS, and minimum flux in either very dry or waterlogged conditions. The optimum range depends on the soil texture, pH, substrate C/N ratio and the composition of microbial communities.

To interpret the temporal variations in N_2O flux measurements reported in this paper, and to derive a mechanistically grounded gap-filling algorithm for the time intervals between measurements, we therefore adapted the empirical model used by Fléchar *et al.* (2007a), in which a bell membership function (BMF, ranging from 0 to 1), characterizing the optimum WFPS range for N_2O emission, was parameterized on the basis of the observed N_2O fluxes. The N_2O flux dataset used here consisted of the spatial integrals (Table 24) obtained for all measurement days using spatial interpolation methods, as described previously (kriging and radial basis function).

The model responds exponentially to soil temperature, and the WFPS and temperature effects are multiplicative. Datasets for soil temperature and WFPS are also given in Table 24. The N_2O flux was modelled as:

(5)

$$F_{N_2O} = e^{(c_0 + c_1 T_s + c_2 B(WFPS))}$$

with F_{N_2O} expressed in $ng\ N_2O\ m^{-2}\ s^{-1}$, T_s the soil temperature at -5 cm ($^{\circ}C$), WFPS at -5 cm expressed as a percentage of pore saturation (0-100), and c_0 , c_1 and c_2 the parameters of a multiple linear regression between $\ln(F_{N_2O})$ and the independent variables T_s and $B(WFPS)$. The bell membership function was given as:

(6)

$$B(WFPS) = \frac{1}{1 + \left(\frac{WFPS - c}{a}\right)^{(2b)}}$$

The three parameters of the bell function (a , width; b , taper coefficient; c , center) were adjusted to maximize the goodness of fit between the observed data and the fluxes predicted by the multiple regression of Eq. 5. With the bell function parameters $a = 20.1(\% \text{ WFPS})$, $b = 6$ and $c = 82.1(\% \text{ WFPS})$, the resulting regression parameters were $c_0 = 0.57 \pm 0.77$, $c_1 = 0.05 \pm 0.03$ and $c_2 = 1.87 \pm 0.61$, and the multiple R^2 was 0.41. The observation-based model thus predicts a maximum likelihood of N_2O emission at 82% WFPS, suggesting that denitrification was the dominant mechanism of N_2O production at this site.

Note that two measurement days excluded from the data set used to derive these equations. First, 11th December 2009 (before the start of batch WS) was removed because the negative (uptake) N_2O fluxes were considered to reflect background conditions and were not representative of batches WS and SA. Second, 27th September 2010 was removed because the low apparent value of WFPS (38%) measured at -5 cm depth could not be considered representative of soil moisture at the surface (1-2 cm depth), which was certainly influenced by rainfall a few days earlier (24th September) after a long period without rain and triggered the highest N_2O flux of all our measurements (Table 24). Also, SWC was not measured directly *in situ* inside the run, but a few tens of metres away (see Section 2.4), and the slope of the terrain may have led to a strong spatial gradient in SWC, which a single point TDR measurement cannot address. This highlights the challenge of interpreting GHG fluxes mechanistically on the basis of low resolution environmental variable data.

Results of temporal N_2O gap-filling using Eq. 5 are presented in Figure 19b. Measured fluxes indicate a steady increase over the course of batch WS (cool, wet), which is reasonably well simulated by the gap-filling algorithm. By contrast, measured emissions during batch SA (warm and dry with wet episodes) were much

more heterogeneous, being much more dependent on recent rainfall. Here, the gap-filling algorithm does reproduce some of the small-scale temporal variability, but the peak on 27th September is not simulated since the model is driven by SWC at -5 cm depth, which did not respond much to the rainfall of 24th September. Thus, for the special case of the September 27th peak, for the temporal integration we used a linear interpolation between 24/09 up to 27/09, and again from 27/09 down to the next measurement day on 07/10.

For the temporal gap-filling of the (spatially integrated) R_{eco} (CO_2) fluxes, an empirical algorithm based on functional relationships to T_s and WFPS was also derived. We started by determining the temperature response of R_{eco} for optimal (non water-limiting) conditions (set arbitrarily by $\text{WFPS} > 75\%$), by fitting the parameters of the Lloyd and Taylor (1994) Arrhenius-type function, such that:

(7)

$$R_{\text{eco}}(\text{opt}) = R_{\text{ref}} \times e^{\left(E_0 \left(\frac{1}{T_{\text{ref}} - T_0} - \frac{1}{T_s - T_0} \right)\right)}$$

in which R_{eco} is expressed in $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, temperatures are expressed in K, R_{ref} is ecosystem respiration at the reference temperature T_{ref} ($=283.15 \text{ K}$), T_0 determines the growth characteristic of the exponential function, and E_0 is an activation energy analogue representing the ecosystem respiration sensitivity to temperature (set to 309 K). For the subset of CO_2 fluxes measured at $\text{WFPS} > 75\%$, the fitted parameters were $R_{\text{ref}} = 1.60 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ and $T_0 = 234 \text{ K}$, and the R^2 of the regression was 0.87. For drier periods (June to August 2010), however, ecosystem respiration was severely limited by the lack of moisture, and R_{eco} no longer responded to the high summer temperature as predicted on the basis of the Arrhenius model (Eq. 8) as it has been already been observed by Balogh *et al.* (2011). We therefore introduced a soil moisture multiplicative term to modulate the temperature response, which took the shape of a sigmoidal function $S(\text{WFPS})$, ranging from 0 to 1:

(8)

$$R_{\text{eco}} = R_{\text{eco}}(\text{opt}) \times S(\text{WFPS})$$

with (9)

$$S(\text{WFPS}) = S_2 + \frac{(S_1 - S_2)}{1 + e^{\left(\frac{\text{WFPS} - S_3}{d}\right)}}$$

Here, S_2 was set to 1 (maximum value for S , *i.e.* no water limitation for R_{eco}), and the parameters S_1 , S_3 and d were adjusted to maximise the goodness of fit between the observed data and the fluxes predicted by the overall temperature/moisture respiration algorithm (Eq. 8). The resulting values were $S_1 = 0.125$, $S_3 = 65$ (% WFPS) and $d = 9$ (% WFPS), with an R^2 for the whole dataset of 0.86. These

numbers suggest 50% and 80% reductions of R_{eco} at WFPS levels of 62% and 44%, respectively, as compared to the non water-limited case (Eq. 7).

Note that for the same reason as for N_2O (see above), the 27th September 2010 data point was removed from the data set used to fit parameters of the CO_2 algorithm. Also, due to a lack of data points measured in or near waterlogged conditions (100% WFPS), we could not identify whether a reduction in R_{eco} would actually occur at saturation, due to a potential limitation imposed on CO_2 efflux through a reduced coefficient of molecular diffusion (Flechard *et al.*, 2007b). This would require a modification of the S function toward 95-100% WFPS, or possibly the use of a bell-type function as for N_2O . However, since waterlogged conditions tend to occur predominantly in the winter half year at this site, when temperatures are low and therefore R_{eco} is small, the overall (annual) error would likely be small.

Results of temporal CO_2 gap-filling using Eq. 8 are presented in Figure 19c. The semi-empirical model of R_{eco} reproduces satisfactorily the short-term as well as the seasonal fluctuations observed in system respiration, with summer values severely limited by the lack of moisture, despite the higher temperatures.

Concerning CH_4 emissions no significant relationship between fluxes and environmental conditions was found. Therefore, temporal gap-filling was carried out either with a simple linear interpolation between measurement days (Figure 19d), or with an average flux multiplied by the duration of the batch.

4.5.4. Batch-scale and annual-scale GHG fluxes

Results of temporal integration for batches WS and SA obtained from the different gap-filling methods described previously are given in Table 25. Emission estimates of N_2O ranged from 0.86 to 1.01 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ and from 1.45 to 2.44 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ for batches WS and SA, respectively. The run was found to be a net CH_4 sink during batch WS (-0.39 to -0.34 kg $\text{CH}_4\text{-C ha}^{-1}$) but the flux was probably not significantly different from zero during batch SA (+0.03 to +0.07 kg $\text{CH}_4\text{-C ha}^{-1}$). Cumulative estimates of R_{eco} ranged from +1284 to +1819 kg $\text{CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ during batch WS and from +1560 to +2312 kg $\text{CO}_2\text{-C ha}^{-1}$ during batch SA, depending on the temporal integration method. For both N_2O and CO_2 , the estimates based on the upscaled mean flux and from linear interpolation were systematically higher than estimates using the T- and WFPS-based functions. This is logical since, i) the distributions of fluxes were not normal but skewed or log-normal, with few elevated (peak) values leading to a bias in mean-based estimates, and ii) fluxes were always measured in the afternoon, when soil temperatures and microbial activity were highest.

Table 25. Temporally integrated GHG fluxes at the batch and annual scales, using alternative integration methods.

Integration period	Time interval	Temporal gap-filling method	kg N ₂ O-N ha ⁻¹	kg CH ₄ -C ha ⁻¹	R_{eco} (kg CO ₂ -C ha ⁻¹)
Batch 3 (measured & gap-filled)	13.01.2010 to 05.05.2010	Mean Flux * Ndays ^a	0.87	-0.39	1569
		Linear (dot to dot)	1.01	-0.34	1819
		Flux = f (T_s , WFPS) ^b	0.86	<i>na</i>	1284
Batch 4 (simulation)	06.05.2010 to 31.08.2010	Mean Flux * Ndays ^{a, c}	0.84	-0.61	2546
		Flux = f (T_s , WFPS) ^b	0.44	<i>na</i>	1469
Batch 5 (measured & gap-filled)	01.09.2010 to 05.01.2011	Mean Flux * Ndays ^a	2.44	0.03	2312
		Linear (dot to dot)	2.18	0.07	2210
		Flux = f (T_s , WFPS) ^{b, d}	1.45	<i>na</i>	1560
Year (measured & gap-filled)	01.01.2010 to 31.12.2010	Mean Flux * Ndays ^e	4.76	-0.46	6147
		Linear (dot to dot)	3.56	-0.65	5883
		Flux = f (T_s , WFPS) ^b	2.71	<i>na</i>	4351

R_{eco} = Respiration of the (grassland+soil) ecosystem.

^aCalculated from the average of all daily fluxes obtained from measurements between the date of first outdoor access of animals (and that of the next batch).

^bMeasured fluxes + mechanistic gap-filling function (Eq. 5 for N₂O and Eq. 8 for CO₂).

^cBased on only two days measurements made after the slaughter of Batch 4.

^dFor N₂O and CO₂, emission peaks measured on 27.09.10 added on top of base emission (see text for details).

^eCalculated from the average of all daily fluxes obtained from measurements from year start to year end.

Although flux measurements focused on batches WS and SA, and only two flux data points are available for batch 4 (Figure 19), we present tentative estimates of GHG fluxes for batch 4 from 06th May 2010 to 31st August 2010 (Table 25), based either on the mean of these two fluxes, or on functional relationships derived from batches WS and SA. Although these values are highly uncertain, we speculate that N₂O fluxes were rather low due to dry soil conditions and low rainfall during these summer months. These estimates are also needed to provide annual-scale GHG flux estimates, corresponding approximately to the sum of the three batches, and ranging from 2.7 to 4.8 kg N₂O-N ha⁻¹ yr⁻¹, -0.5 to -0.6 kg CH₄-C ha⁻¹ yr⁻¹, and 4.4 to 6.1 ton CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹.

4.6. Discussion

4.6.1. Emission factors for the outdoor run

There are no measurement-based GHG emission factors (EF) for free range poultry in the literature. Our flux measurements indicate substantial annual N₂O emissions and a weak net CH₄ sink on the run. For N₂O, the calculation of an EF requires the

knowledge of total N inputs to the grassland, as well as background N₂O emissions outside the run, which were provided in our case by three control chambers (Table 23). The only way to quantify N inputs to the run by broiler droppings is by a calculation of the mass balance of chemical elements in animal feed through the production system (ingestion, retention, excretion), whereby the fraction of outdoor excretion is estimated as the difference between total and indoor excretion.

Based on P and K data, Meda *et al* (2011) showed that the ratios of outdoor/total excretion were 6% and 47% for batches WS and SA, respectively, and that excretion of N on the run was estimated as 5.4 and 42.2 kg (equivalent to 23 and 180 kg ha⁻¹) batches WS and SA, respectively. For batch 4, a similar calculation yielded an outdoor excretion rate of 33.2 kg ha⁻¹ (equivalent to 141 kg ha⁻¹), and the annual N input by outdoor excretion (3 batches) to the run was thus estimated at 344 kg ha⁻¹.

Our estimates of annual N₂O emission range from +2.71 to +4.76 kg N₂O-N ha⁻¹ yr⁻¹ for the run (Table 25). The background annual emission for the experimental site, outside the run, calculated as the mean of all control chamber fluxes, was +1.25 kg N₂O-N ha⁻¹ yr⁻¹. This background emission is relatively high but can possibly be explained by a high atmospheric N (NH₃) input from the surrounding experimental farm buildings (poultry, pigs). The EF for N₂O is calculated as the run emission minus the background flux, and divided by the excretion N input. This yields a range of EF of 0.4% to 1.0% for outdoor N excretion. These values are substantially lower than the IPCC default value of 2% (IPCC, 2006b). However, our N input estimate of 344 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ obtained by mass balance calculations was rather high and is also subject to considerable uncertainty.

Concerning CH₄, no study on outdoor CH₄ emissions by free range poultry was found in the literature. However, based on IPCC references (IPCC, 2006a) and on our estimation of droppings partition between the house and the run, we were able to calculate a theoretical CH₄ EF of 0.03 kg CH₄ ha⁻¹ yr⁻¹ due to the degradation of organic matter in droppings on the run. This value does not take into account the potential CH₄ consumption by the soil microorganisms as frequently observed during our study, with an annual flux of the order of -0.5 kg CH₄-C ha⁻¹ yr⁻¹ showing a net sink activity of the grassland. Uptake of methane has been reported in a large diversity of ecosystems such as grasslands, forests or arable soils, ranging from less than 0.1 kg CH₄ ha⁻¹ yr⁻¹ up to more than 50 kg CH₄ ha⁻¹ yr⁻¹ (Smith *et al.*, 2000b; Castaldi *et al.*, 2007; Saggar *et al.*, 2008; Klemedtsson *et al.*, 2009) and is due to the oxidation of CH₄ in aerobic conditions by soil methanotrophic bacteria (Smith *et al.*, 2000b; Le Mer and Roger, 2001). Net oxidation rates measured in our study were at the low end of the range of values reported in the literature (from 1 up to 13 kg CH₄ ha⁻¹ yr⁻¹) for non-grazed grasslands (Smith *et al.*, 2000b; Castaldi *et al.*, 2007; Klemedtsson *et al.*, 2009) but these values could probably be explained by the absence of CH₄ emissions from animal manure which could have compensated CH₄

oxidation. Yet, rates measured in this study are consistent those given by Saggar *et al.* (2008) for New-Zealand pastures ($<1 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). However, CH_4 oxidation rates are influenced by many factors, many of them related to oxygen availability such as soil water content or porosity. CH_4 can indeed only be oxidised in specific ranges of moisture when oxygen is available and can diffuse into the soil (Smith *et al.*, 2000b; Le Mer and Roger, 2001) though we did not found any significant relationship between average CH_4 fluxes and soil moisture (WFPS).

In this study, respiration of the grassland ecosystem (R_{eco}) was estimated at (best estimate from mechanistic gap-filling) $+4351 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and is lower than values reported in the literature for pastures grasslands, ranging from 6400 to more about $15000 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Allard *et al.*, 2007; Gilmanov *et al.*, 2007). However, respiration is known to be influenced by many factors (Jones *et al.*, 2006) such as grassland composition (*i.e.* species), grassland management (mowing, grazing, fertilization), climatic conditions (temperature, rainfall), soil conditions (water content, temperature) and gross photosynthetic assimilation rates. The low value of R_{eco} cannot be explained by limiting conditions in organic matter availability (C and N) due to the amount brought by droppings. However, soil water was limiting throughout the summer and certainly affected ecosystem respiration as reflected by the need to modulate the temperature response of R_{eco} by a SWC factor (Eq. 7-9). The mechanism certainly involved a reduction of both autotrophic and heterotrophic components in dry conditions, with limited plant CO_2 assimilation rates reducing the supply of root exudates to soil microorganisms.

4.6.2. Spatial and temporal controls of GHG fluxes

The initial distribution of the static chambers on the run was determined under the assumption that broilers would spend more time in the first half of the run, close to the broiler house, where emissions should be higher than in the rest of the run due to a larger amount of nutrients (carbon, nitrogen) excreted. Behavioural observations (Figure 23a) confirmed indeed that, when they were outdoors, broilers spent most of their time in the first 15 meters of the run (75% of the total time spent outdoors), which led to a higher soil accumulation of phosphorus here (65% of the total stock variation for the whole run) (Figure 23b). Similar nutrient accumulation was also reported by Aarnink *et al.* (2006) and Kratz *et al.* (2004) who concluded that the phosphorus load in the first meters close to the broiler house was several times higher than Dutch and German standards, respectively, and indicates a enhanced risk of P run-off especially in a zone where the plant cover has been suppressed by broilers. Variations in phosphorus soil stock were positively correlated (spatially) with the foraging index ($R^2 = 0.74$), but no relationship between foraging index and variations in total nitrogen or total carbon soil stocks was found ($R^2 < 0.1$) (Figure 23c and d). This is due to a faster turnover of carbon and nitrogen than for phosphorus, partly

due to the uptake by plants, but more importantly here by mineralisation and gaseous emissions (NH_3 , NO , N_2O , N_2 , CO_2) in the soil, and possibly leaching (NO_3^- , Dissolved Organic N, Dissolved Inorganic N, Dissolved Organic C, Dissolved Inorganic C) Further, we may hypothesize that variations in C and N soil stocks were of the same magnitude close to the house and at the back of the run because of two distinct phenomena. In the first part of the run, the vegetation was very sparse and the increase in C and N in soil could be explained by the concentration of nutrients excreted in this zone, whereas at the back of the run, the increase in C and N are mostly due to C sequestration and N fixation by the soil and the vegetation.

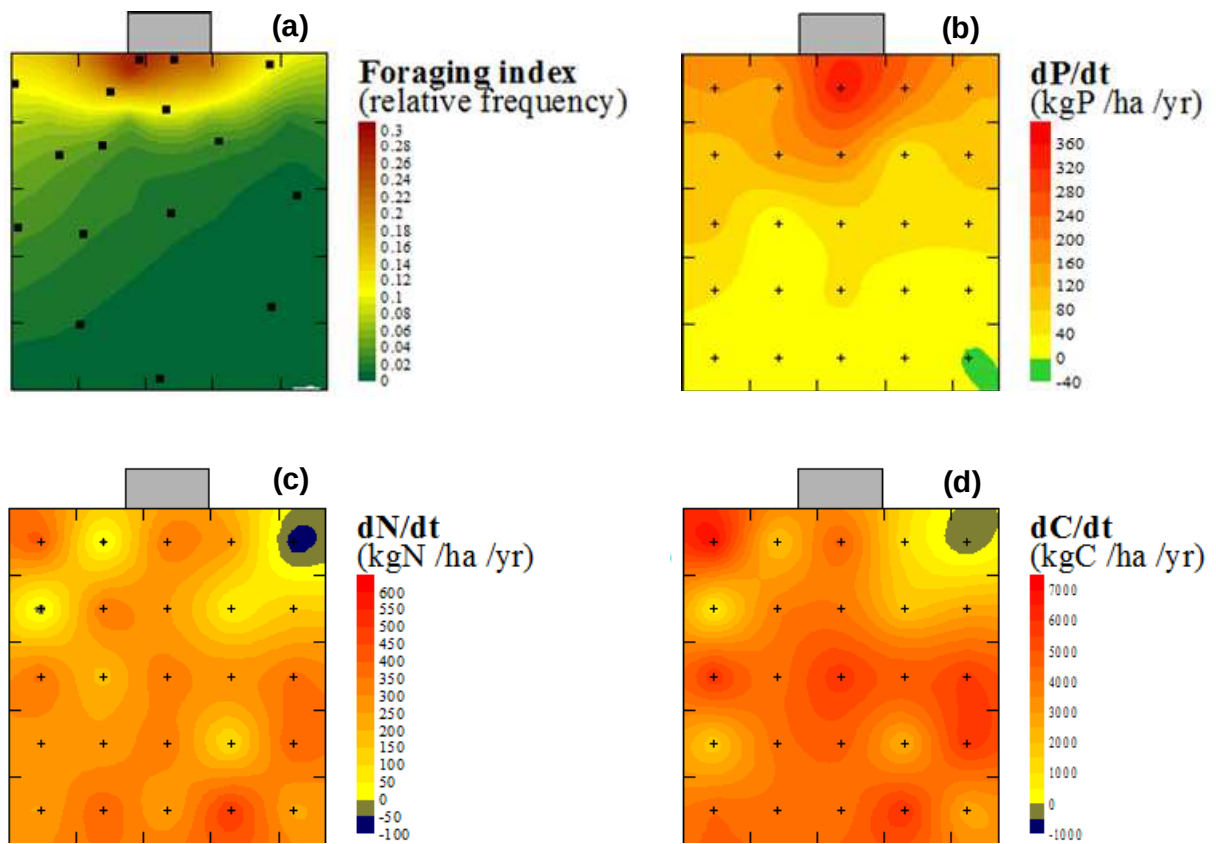


Figure 23. Kriged maps of broiler foraging index (collective probability of broilers being present on a surface area of 1 m² at a given location) (a) and annual variations of phosphorus (b), total nitrogen (c) and total carbon (c) soil stocks. Black squares (a) indicate locations for chamber measurements, while crosses (b, c, d) indicate soil sampling sites.

The spatial interpolation of N_2O , CH_4 and CO_2 fluxes, summarized in Figure 20, Figure 21 and Figure 22, respectively, confirmed our hypothesis about the dominance of near-house emissions. The highest emissions peaks were generally measured in the two chambers placed only one meter from the pop-holes. Relationships between average measured N_2O and CH_4 fluxes and variations in phosphorus stock soil, foraging index and distance to the broiler house, for all chamber sampling points on

the field, are given in Figure 24. As expected, N_2O and CH_4 fluxes were positively correlated with the animals presence and their cumulative droppings (as shown by the increase in soil P), and negatively correlated with distance to the broiler house. Good correlation between CO_2 fluxes and these variables (not shown in this paper) were also found ($R^2 > 0.50$).

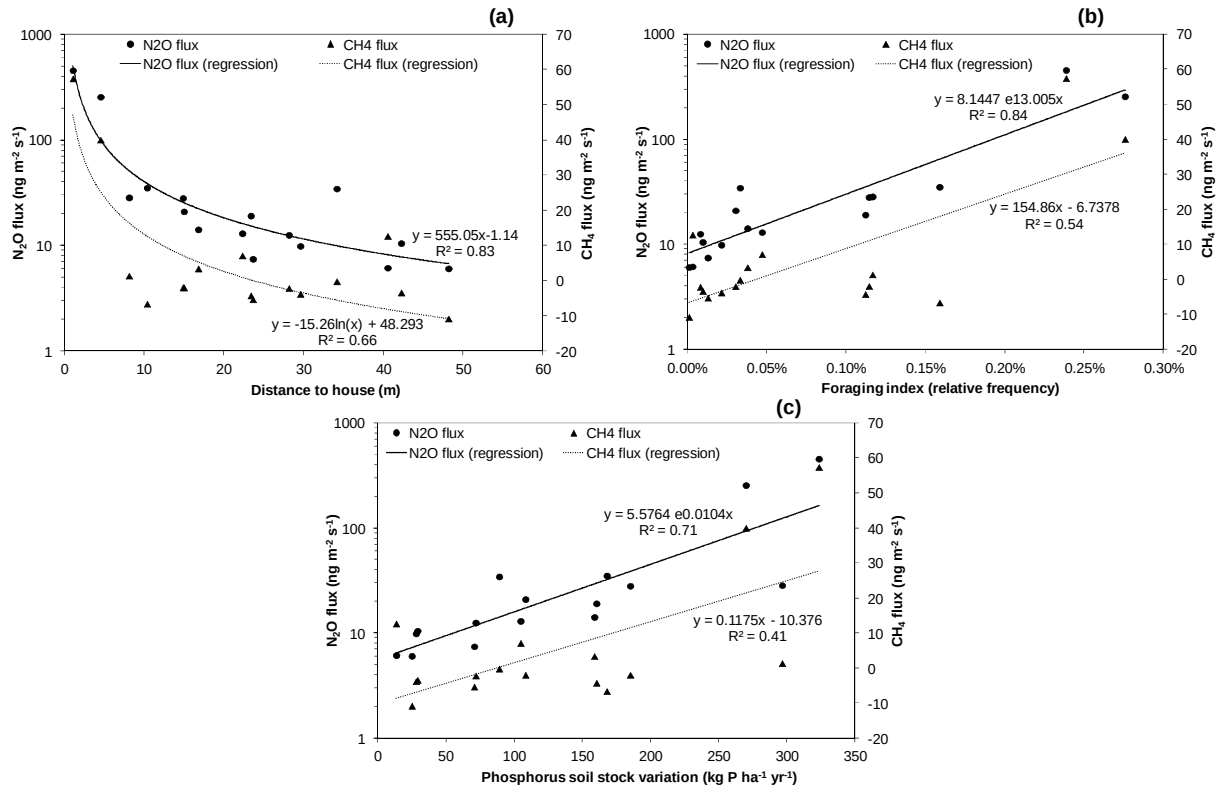


Figure 24. Relationships between average measured N_2O and CH_4 chamber fluxes and explanatory variables: (a) Distance to broiler house. (b) Foraging index: collective probability of broilers being present on a surface area of 1 m² at a given location (c) Annual variation of phosphorus soil stock. Each datapoint represents one chamber location on the field.

The magnitude of the ratio between the lowest and highest flux values in space was similar for N_2O and CH_4 (around 1:100), while for CO_2 this ratio was only of the order of 1:5. This indicates that different microbial processes and communities were involved for the different gases, constrained by different limiting factors. The spatial variability of fluxes and the higher emissions measured in the first 15 meters of the run could be explained by the amount of carbon and nitrogen available for the microorganisms. We may assume that the high amount of nutrients excreted close to the house generated a non-limiting situation for soil microbial activity (Flechard *et al.*, 2005), which, coupled with the disappearance of the plant cover in the first meters in front of the broiler house, because of broiler consumption, stalling and

compaction, led to the absence of competition for resources for soil microorganisms. Therefore, it could be assumed that R_{eco} was dominated by soil heterotrophic respiration. Furthermore, the compaction of the soil in the first meters of the run (Figure 18) may have generated local anaerobic conditions and thus enhanced the production of N_2O through denitrification and CH_4 production. By the same token, this compaction certainly reduced oxygen availability in the soil and thus limited methane oxidation. The large amounts of N dropped in this zone could also have limited the potential for CH_4 oxidation of microorganisms in favour of an oxidation of ammonium into nitrite (nitrification) by the same enzyme (methane monooxygenase) as reported in the literature (Le Mer and Roger, 2001; Jassal *et al.*, 2011).

The effect of run characteristics and season has been studied in the literature and it is commonly accepted that the foraging of free-range poultry increases with better climatic conditions (warmer temperature for instance) and with the presence on the run of “vertical structural elements” (trees, bushes), because they can provide shade and shelters from predators and snow or rain (Haneklaus *et al.*, 2000; Cornetto and Estevez, 2001; Lubac *et al.*, 2003; Zeltner and Hirt, 2003; Hegelund *et al.*, 2005; Zeltner and Hirt, 2008; Germain *et al.*, 2010b; Germain *et al.*, 2011b). The presence on the run of a number of vertical elements such as trees could therefore lead to a better spatial distribution of droppings, reducing the occurrence of emission (gaseous, leaching) hotspots, limit the risks of vegetation degradation close to the house (e.g. Figure 18) and improve the general functioning of the ecosystem, which would thus absorb a greater fraction of the excess nutrients deposited. In these conditions, we may assume that overall levels of emission should be lower than those we measured in this study, but experiments to confirm this are needed. .

The temporal variability of fluxes was mainly due to seasonal changes in soil moisture (WFPS) and temperature. Since fluxes were measured in a large range of WFPS (30-100%) and temperature (0-30°C), we may reasonably think that the uncertainty of our annual estimates of N_2O and CO_2 fluxes based on gap-filling functions is moderate. Concerning CH_4 , our annual estimate is subject to a higher uncertainty because no relationship between environmental variables and fluxes was found. However, as most of fluxes measured in this study were negative, it is very likely that the run was a net, though weak, sink. A part of the uncertainty in our estimates stems from the fact that environmental variables were measured outside the run and that the same value of WFPS and temperature were used for the whole field, while measurements and observations all indicate large heterogeneities in density of the plant cover (leaf area index) and soil characteristics. The slope of the run (Figure 18) probably also induced a higher SWC close to the broiler house (Figure 18) than upslope, due to surface run-off, especially during high intensity precipitation events. These phenomena probably enhanced local GHG emissions from microbial processes at the bottom zone of the run.

4.6.3. An attempt to estimate the annual GHG budget of the outdoor run

Emission factors are needed from an inventory viewpoint (IPCC), but to assess the whole climate change impact of a production system, a total net GHG exchange (NGHGE), taking into account all global warming potential (GWP) contributions by CO₂, N₂O and CH₄ fluxes should be calculated, e.g. in CO₂ equivalents (Soussana *et al.*, 2007). The NGHGE is calculated according to Eq. 10 adapted from Soussana *et al.* (2007):

(10)

$$NGHGE = \frac{44}{28} F_{N_2O} \cdot GWP_{N_2O} + \frac{16}{12} F_{CH_4} \cdot GWP_{CH_4} + \frac{44}{12} NEE_{G+B}$$

where F_{N_2O} and F_{CH_4} are respectively the annual N₂O and CH₄ fluxes from the run (in kg N₂O-N ha⁻¹ yr⁻¹ and kg CH₄-C ha⁻¹ yr⁻¹ respectively); GWP_{N_2O} and GWP_{CH_4} the respective GWPs of CH₄ (25 CO₂ eq.) and N₂O (298 CO₂ eq.) (IPCC, 2007a); NEE_{G+B} is the net ecosystem exchange (kg CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹) defined as the sum of NEE_G (kg CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹), the net ecosystem exchange of grassland (vegetation+soil), and $R_{broilers}$ the respiration of broilers on the run. CH₄ emissions from enteric fermentation of broilers is neglected given the lack of knowledge (IPCC, 2006a), but is certainly very small.

Usually, NEE_G is measured by eddy covariance (Soussana *et al.*, 2007) or by chambers, and Gross Primary Production (GPP) is calculated by difference between NEE and R_{eco} , which is derived from night-time measurements (Woodwell and Whittaker, 1968; Reichstein *et al.*, 2005). By convention, a negative value of NEE_G indicates a net sink. In this study we only measured R_{eco} but not NEE , and thus no GPP estimates could be made either. However, a tentative estimate of NEE_G may be made according to Eq. 11 adapted from Ammann *et al.* (2007) and Loubet *et al.* (2011), based on the measured changes in soil organic carbon over the time scale of the experiment and assumptions regarding other C fluxes into and out of the ecosystem:

(11)

$$NEE_G = C_{import} - \frac{\Delta SOC}{\Delta t} - C_{export} - C_{leaching} - F_{CH_4}$$

where C_{import} is the import of C on the outdoor by broiler excretion; $\frac{\Delta SOC}{\Delta t}$ the measured change in SOC with time (a positive value corresponding to a carbon sequestration in the grassland); C_{export} the export of C out of the run; $C_{leaching}$ the organic carbon leached out of the soil and F_{CH_4} the methane flux measured in our study.

In this study, C_{export} is only due to the consumption of vegetation, soil or soil fauna by the broilers since the grassland was not cut, and was estimated according to Eq.

12 in which the total C export for each batch is calculated as the difference between total C ingestion on the run and the part of this C excreted on the run.

(12)

$$C_{\text{export}} = n_{\text{out}} \cdot n_{\text{broilers}} \cdot [I_{\text{soil}} \cdot C_{\text{soil}} \cdot (1 - EI_{\text{soil}} \cdot r_{\text{out}}) + I_{\text{veg}} \cdot C_{\text{veg}} \cdot (1 - EI_{\text{veg}} \cdot r_{\text{out}}) + I_{\text{fauna}} \cdot DM_{\text{fauna}} \cdot C_{\text{fauna}} \cdot (1 - EI_{\text{fauna}} \cdot r_{\text{out}})]$$

with n_{out} the number of days with outdoor access; n_{broilers} the number of broilers; I_{soil} , I_{veg} and I_{fauna} are the daily intake of soil, vegetation and soil fauna per broiler (in kg dry matter (DM) for soil and vegetation, in kg fresh matter for fauna); C_{soil} , C_{veg} , C_{fauna} are the carbon content of soil, vegetation and fauna (in kg C per kg DM); DM_{fauna} the DM content of soil fauna (in %); EI_{soil} , EI_{veg} , EI_{fauna} are the Excretion/Intake ratio (in %) for soil, vegetation and fauna respectively; r_{out} is the ratio of outdoor excretion to total excretion used previously to estimate N outdoor excretion. Values and references used for the estimation of C_{export} are given in Table 26.

Table 26. Values used in the estimation of carbon export out of the outdoor run (C_{export}). Variables are defined in the text.

Variable	Value	Source
Daily soil intake I_{soil} (g DM d ⁻¹ broiler ⁻¹)	0 – 1.6 ^a	Jurjanz <i>et al.</i> , 2011
Daily vegetation intake I_{veg} (g DM d ⁻¹ broiler ⁻¹)	1.3 – 15.4 ^a	Jurjanz <i>et al.</i> , 2011
Daily soil fauna intake I_{fauna} (g d ⁻¹ broiler ⁻¹)	20.0	de Vries <i>et al.</i> , 2006
Soil organic C content C_{soil} (g C kg ⁻¹ DM)	31.0	measured in this study
Vegetation C content C_{veg} (kg C kg ⁻¹ DM)	0.4	Dutton <i>et al.</i> , 1988
Soil fauna C content C_{fauna} (kg C kg ⁻¹ DM)	0.5	IPCC, 2003
Soil fauna DM content DM_{fauna} (%)	19%	Devlieghe and Verstraete, 1995
Soil Excretion:Ingestion ratio EI_{soil} (%)	100% ^b	Germain <i>et al.</i> , 2011a
Vegetation Excretion:Ingestion ratio EI_{veg} (%)	50% ^c	Germain <i>et al.</i> , 2011a
Soil fauna Excretion:Ingestion ratio EI_{fauna} (%)	25% ^d	assumed

DM = Dry matter.

^aValues were determined for different seasons.

^bAssuming that soil is not digestible (in agreement with Germain *et al.* (2011)).

^cAssuming that vegetation is rich in non digestible fibers (in agreement with Germain *et al.* (2011)).

^dAssuming that fauna is highly digestible.

Total ingestion of carbon from vegetation, soil and soil fauna was estimated about 2541 kg C ha⁻¹ yr⁻¹ which represented less than 10% of C ingested from feed in the house. This value is consistent with the values given by Rivera-Ferre *et al.* (2007) who estimated that consumption of vegetation by broilers represented less than 10% of energy and protein daily requirements. C_{export} was estimated at about 2110 kg C ha⁻¹ yr⁻¹ for the year 2010 as shown in Table 27, with about 66% due to vegetation C,

The other terms of Eq. 11 were more straightforward, and probably less uncertain. $\frac{\Delta SOC}{\Delta t}$ can be viewed as a short-term C sequestration and was estimated from measurements at 3765 kg C ha⁻¹ yr⁻¹ (Table 27). C_{import} was estimated from calculated N outdoor excretion assuming a C:N ratio in fresh droppings of 10 (Sasáková *et al.*, 2010) and estimated to 3440 kg C ha⁻¹ yr⁻¹ for the year 2010 (Table 27), which is of a comparable magnitude to $\frac{\Delta SOC}{\Delta t}$. $C_{leaching}$ was estimated at 294 kg C ha⁻¹ yr⁻¹ according to the average value for a range of grazed grasslands given by Kindler *et al.* (2011). By difference between all these terms (Eq. 11), NEE_G would be a C sink of about -2730 kg CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹ (Table 27).

$R_{broilers}$ is an additional term needed for the calculation of the NGHGE, and can be estimated using the heat production of broilers, which is a function of live weight and air temperature (CIGR, 2002). However, heat production of broilers (in W) was studied with fast-growing strains in clausturation conditions (metabolic chambers) and this equation is probably not well adapted to slow-growing strains such as the one reared in our study because of differences in animal metabolism (slower growth rate). In order to take into account these differences of growth rate, heat production was weighted for each batch by the ratio between average daily gain (ADG in kg d⁻¹) of a fast-growing strain (0.05 kg d⁻¹ *i.e.* about 2kg in 42d) and the ADG of the batch (about 0.02 kg d⁻¹). $R_{broilers}$ was then calculated assuming that 0.185 m³ of CO₂ are produced per hour per kW of total heat produced (CIGR, 2002). For 2010, $R_{broilers}$ was estimated to about 1567 kg CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹ as shown in Table 27, roughly one third of R_{eco} .

The estimate of NEE_{G+B} thus obtained (-1163 kg C ha⁻¹ yr⁻¹, *i.e.* -4263 kg CO₂ eq. ha⁻¹ yr⁻¹) implies that the whole (soil + vegetation + broilers) ecosystem would still have been a net sink of CO₂. This sink was offset by roughly one third by N₂O emissions, which represented a net emission of +1722 kg CO₂ eq. ha⁻¹ yr⁻¹ (Table 27). The impact of CH₄ (about -19 kg CO₂ eq. ha⁻¹ yr⁻¹, mean between the values estimated with two different interpolation methods) would be close to negligible, as CH₄ oxidation compensated only 1.1% of the N₂O forcing effect.

Overall, the NGHGE of -2561 kg CO₂ eq. ha⁻¹ yr⁻¹ would suggest that the outdoor part of the rearing system behaves as a net sink of greenhouse gases, though uncertainties are very large and this would have to be confirmed by plot-scale measurements of all component terms of Eq. 11, including NEE by eddy covariance (which would include $R_{broilers}$) as well as DOC leaching. Furthermore, an estimate of CO₂ eq. emissions from the house should also be estimated in order to propose a full GHG budget of the rearing system (broiler house + run).

No published data concerning GHG outdoor emissions from “grazing poultry” were found in the literature, but studies concerning grassland grazed by cattle (Allard *et al.*, 2007; Gilmanov *et al.*, 2007; Soussana *et al.*, 2007) can serve as reference points.

In these studies, grassland management practices concerns cutting, grazing and fertilization. In our study, the grassland was “grazed” but not cut and we consider that it was fertilized because nutrients excreted on the run are mainly due to droppings enriched by feed consumption, which is not part of the ecosystem. In grazed grassland studies, the measurement of NEE by eddy covariance is assumed to include both soil/vegetation as well as animal respiration, and constitutes therefore a reference for our estimated NEE_{G+B} . The average value of NEE in the aforementioned studies from the GREENGRASS project (2002-2004) is about $-8260 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ whereas our estimate of NEE_{G+B} ($-4263 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) was 48% lower. This may be partly explained by a combined effect of lower assimilation or GPP (lower leaf area index, drier conditions at Le Magneraud) and lower respiration values in our study (Table 27), compared to average values of 48220 and 39960 $\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ respectively for GPP and respiration calculated from Allard *et al.* (2007) and Gilmanov *et al.* (2007). Stocking density in our study was about 5.5 Livestock Unit (LU) $\text{ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ whereas for cattle studies stocking density was closer to 1 LU $\text{ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Allard *et al.*, 2007). The high stocking density was responsible for vegetation destruction in the first part of the run where broilers were frequently observed, and for trampling and soil compaction in that area. This may have led to a decrease in the capacity of the grassland to assimilate carbon and could explain the lower GPP value that we estimated. However, our estimation of NEE_{G+B} mostly relies on estimates of R_{broilers} and C_{export} with strong hypotheses, and this estimate should be used carefully. In future experiments, NEE_{G+B} should be measured directly using eddy-covariance technique such as in the pasture studies (Allard *et al.*, 2007; Gilmanov *et al.*, 2007; Soussana *et al.*, 2007) , and ensuring that the flux footprint of the EC tower includes the flock of broilers.

4.7. Conclusions

Annual GHG flux estimates suggest that the run of organic, free-range broilers emitted between 2.7 and 4.7 $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and acted as a very weak sink of CH_4 , which compensated however less than 1.5% of the N_2O forcing effect. Spatial variability of fluxes was high and, as expected, GHG fluxes were higher close to the broiler house where large amounts of organic matter were excreted by the broilers. The temporal variability of fluxes was mainly due to meteorological and soil control variables such as soil moisture and temperature, which regulate soil microbial processes. Despite the uncertainty associated to our measurements and to our understanding of processes controlling GHG fluxes, this study provides reference emissions factors for N_2O for “grazing” poultry, which could be used in emission inventories and in Life Cycle Assessment approaches. However, this study focused only on GHG fluxes, and outdoor ammonia emissions should be also be quantified,

given the potential impacts associated to ammonia deposition downwind from the source (eutrophication, acidification, secondary N₂O emissions).

4.8. Acknowledgements

This work was funded by the research program "Pour et Sur le Développement Régional dans le Grand Ouest" and carried out in the framework of the ALTERAVIBIO project. We are thankful to Sylvain Busnot, Gilles Dutin, Jean-Christophe Gamain, Dimitri Mancion, Eddie Lamothe, Serge Ollivier, Thierry Souche, Renaud Pouget, and Nicole Milcent who carried out the chamber measurements, behavioural observations and soil sampling. We are thankful to Christine Leterrier who helped us with the processing of the behavioural data. We also wish to thank Sylvie Picard and CEMAGREF for the use of the gas chromatograph and Michel Burban who built the chambers. The authors gratefully acknowledge A. Neftel for his advices and comments on this paper.

4.9. Conclusion du chapitre

Ce chapitre avait pour but d’estimer les émissions de GES (N_2O , CO_2 et CH_4) sur parcours de type prairie d’un atelier de production de poulets biologiques. Les flux de N_2O et de CH_4 étaient très variables dans le temps et dans l’espace tandis que la variabilité spatio-temporelle des flux de CO_2 était plus modérée. Les flux instantanés de N_2O étaient compris entre -32 et $+5910 \text{ ng m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (un flux négatif traduisant une consommation nette par le sol et un flux positif, une émission) avec des pics d’émission mesurés de temps à autre devant le bâtiment. Les flux de CH_4 étaient également bi-directionnels, compris entre -50 et $+566 \text{ ng CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, mais dominés toutefois par des flux négatifs (environ 60% des mesures) et avec également quelques pics d’émissions mesurés à proximité du bâtiment. Enfin, les flux de CO_2 traduisant la respiration de l’écosystème R_{eco} (sol+végétation, mais excluant la respiration des animaux) étaient logiquement strictement positifs et compris entre $+0.2$ et $+24 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

L’intégration des flux mesurés a confirmé la forte variabilité spatiale des flux de GES sur le parcours avec des flux nettement plus élevés dans les quelques premiers mètres devant le bâtiment. Les flux intégrés à l’échelle du parcours étaient d’ailleurs corrélés positivement ($0,54 < R^2 < 0,84$ selon les gaz) au pourcentage du temps passé sur chaque unité de surface du parcours (évalué par observations comportementales), et également à la variation de stock de P dans le sol ($0,53 < R^2 < 0,71$ selon les gaz), un autre indice quantitatif de l’utilisation du parcours par les animaux, lié à leurs déjections. A l’inverse, les flux étaient corrélés négativement à la distance de la chambre au bâtiment (décroissance exponentielle, $0,66 < R^2 < 0,83$ selon les gaz). La variabilité spatiale des flux peut s’expliquer par plusieurs phénomènes. D’une part, à proximité du bâtiment, les apports continus et en grande quantité de matière organique des déjections (azote et carbone facilement dégradables) ont créé des conditions non limitantes pour les microorganismes à l’origine des processus de respiration hétérotrophique (CO_2), de nitrification/dénitrification (N_2O) et de production/consommation de CH_4 . D’autre part, les pertes gazeuses devant le bâtiment ont été également favorisées par la dégradation (voire la disparition totale) du couvert végétal qui a limité la compétition entre la végétation et les bactéries du sol pour les ressources en C et en N. Une piste de réflexion pour la réduction des émissions gazeuses sur le parcours réside dans l’aménagement spatial du parcours. Ainsi, un parcours possédant des éléments verticaux tels que des arbres attirant les animaux permettrait potentiellement de mieux répartir les déjections dans l’espace, et de limiter à la fois les « hot-spots » d’émission et la dégradation du couvert végétal (Haneklaus *et al.*, 2000; Cornetto and Estevez, 2001; Lubac *et al.*, 2003; Zeltner and Hirt, 2003; Hegelund *et al.*, 2005; Zeltner and Hirt, 2008; Germain *et al.*, 2010b; Germain *et al.*, 2011b). Dans ces conditions, nous pouvons supposer que le fonctionnement général de l’écosystème s’en trouverait amélioré et qu’une plus grande

part des nutriments excrétés par les animaux pourrait être absorbé par le végétal, réduisant les pertes gazeuses vers l’atmosphère. Toutefois, des expérimentations devront être menées pour confirmer cette hypothèse.

La variabilité temporelle des flux a été abordée sous l’angle de la relation entre les flux et les variations saisonnières des variables de contrôle que sont la température et l’humidité du sol. La relation trouvée ($R^2=0,87$) entre les conditions de sol et les flux de CO_2 permet de considérer que l’incertitude sur la valeur R_{eco} de $4351 \text{ kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ est limitée (environ 30%). En revanche, pour le N_2O , la relation entre flux et conditions du sol n’avait un R^2 que de 0,41. En conséquence, l’estimation du flux annuel de N_2O est plus incertaine, avec une gamme de 2.7 à 4.8 $\text{kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Enfin, les estimations des flux annuels de CH_4 ont montré que le parcours se comportait comme un faible puits net d’environ -0,5 à -0.7 $\text{kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ lié à l’oxydation du méthane par les bactéries méthanotrophes du sol. Compte tenu du fait que les flux de GES ont été mesurés dans une large gamme de température et d’humidité du sol (dues aux différentes saisons de mesure), nous pouvons considérer que l’incertitude liée aux variations saisonnières est modérée. Cependant, en raison de la topologie du site d’étude (parcelle en pente) et de la variabilité (spatiale, mais aussi verticale) des conditions d’humidité du sol, que le dispositif de capteurs ne pouvait pas résoudre, nous pouvons raisonnablement penser qu’une grande partie de la variabilité des flux non expliquée par les équations présentées est due à la trop faible résolution des données environnementales explicatives.

Nous avons également estimé le bilan net de GES en équivalents CO_2 (équ. CO_2) sur le parcours. Pour ce faire, différents flux intermédiaires ont été estimés à l’aide de données de la littérature comme l’apport de carbone organique par les fientes des animaux, la respiration des animaux sur le parcours et l’export de carbone hors du parcours après consommation de sol/végétation/faune du sol. Le flux net de GES ainsi calculé suggère que le parcours se comporte comme un puits net de GES (-2561 $\text{kg équ. CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Toutefois, cette estimation est associée à une large incertitude car elle repose sur des hypothèses plus ou moins fortes (par ex. consommation de faune du sol, rapports C/N). Ainsi, l’estimation de l’export de carbone hors du parcours C_{export} se révèle être un variable clé puisqu’une valeur environ 35% plus faible suffirait à changer le signe du bilan NGHGE, la prairie devenant une source nette de GES.

Enfin, le bilan total de l’atelier serait le plus pertinent car prenant en compte à la fois les flux de GES du parcours et du bâtiment (Chapitre 6). En outre, il conviendrait également de réaliser un bilan des flux de NH_3 sur le parcours et à l’échelle de l’atelier afin d’évaluer conjointement les émissions de polluants contribuant au changement climatique, à l’eutrophisation et à l’acidification, dans une perspective d’Analyse du Cycle de Vie.

5.

Modélisation dynamique des
flux d'éléments et d'énergie
d'un système de production
avicole avec ou sans parcours

5.1. Introduction du chapitre

Cette thèse a pour objectif principal de proposer une méthode permettant, au sein d’un atelier de production avicole de volailles de chair, d’étudier les flux d’éléments (C, N, P, K, Cu, Zn et eau) et d’énergie (flux de chaleur, énergies fossiles, électricité). Pour répondre à cet objectif, nous avons développé et appliqué un modèle de simulation dynamique appelé MOLDAVI. Ce chapitre, basé sur un article intitulé « *MOLDAVI: A dynamic model simulating nutrient and energy flows from broiler rearing systems* »¹¹ présente donc la structure et la validation de ce modèle ainsi que deux exemples d’applications pour des élevages de poulets de chair.

MOLDAVI est basé sur l’ontologie des systèmes de production agricoles proposée par Martin-Clouaire et Rellier (2003) dans lequel un système agricole est composé de deux sous-systèmes, i) un système de décision prenant en compte les objectifs et les pratiques de l’éleveur et ii) un système biotechnique dans lequel les animaux, les bâtiments, les flux d’éléments et d’énergie sont représentés. Dans MOLDAVI, le système biotechnique est composé :

- d’un module « Animal » qui simule les performances des animaux (croissance, ingestion, rétention, excrétion, mortalité),
- d’un module « Effluent » simulant les caractéristiques de l’effluent produit (quantité, composition) ainsi que les émissions gazeuses de l’effluent (NH₃, N₂O, N₂, CH₄, CO₂, eau),
- d’un module « Bâtiment » qui simule la production de chaleur des animaux et de l’effluent ainsi que les conditions climatiques intérieures (température, hygrométrie) en fonction des conditions extérieures et des caractéristiques du bâtiment (isolation, ventilation, chauffage, refroidissement évaporatif),
- d’un module optionnel « Parcours » permettant de simuler les rejets des animaux sur le parcours et les émissions gazeuses associées.

Une étape de validation du fonctionnement dynamique et des sorties du modèle est également proposée. Afin de valider le fonctionnement global du modèle, nous proposons de confronter les sorties du modèle à une étude expérimentale à l’échelle du système d’élevage où les flux d’éléments et les conditions climatiques intérieures et extérieures (température et hygrométrie) ont été mesurés. Par ailleurs, des validations sectorielles ont été réalisées à partir de données de la littérature et à dire d’experts (cohérence des sorties et du fonctionnement du modèle), mais ne sont pas présentées dans ce chapitre.

¹¹ En préparation pour soumission à *Animal*.

Meda, B., Robin, P., Aubert, C., Rigolot, C., Dourmad, J.Y., Hassouna, M., 2011d. MOLDAVI: A dynamic model simulating nutrient and energy flows from broiler rearing systems. *Animal* In prep.

Enfin, des simulations illustrent les possibilités du modèle pour étudier l’effet de combinaisons de pratiques sur les flux d’éléments (émissions gazeuses et caractéristiques de l’effluent) ou l’effet des conditions climatiques extrêmes (coup de chaleur) sur les performances zootechniques et l’intérêt d’un système de refroidissement évaporatif pour réduire les pertes économiques durant ces périodes.

MOLDAVI: A dynamic model simulating nutrient and energy flows from broiler rearing systems

B. Meda^{1,2,3}, P. Robin^{1,2}, C. Aubert⁴, C. Rigolot^{5,6}, J.-Y. Dourmad^{7,8} and M. Hassouna^{1,2†}

¹*INRA, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème, Spatialisation, F-35000 Rennes, France*

²*Agrocampus Ouest, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème, Spatialisation, F-35000 Rennes*

³*INRA, UR83 Unité de Recherches Avicoles, F-37380 Nouzilly, France*

⁴*Institut Technique de l’Aviculture (ITAVI), F-22400 Ploufragan, France*

⁵*INRA, UMR 1080 Production du lait, F-35590 Saint-Gilles, France*

⁶*Agrocampus Ouest, UMR 1080 Production du lait, F-35590 Saint-Gilles, France*

⁷*INRA, UMR 1079 Systèmes d’Elevage, Alimentation et Nutrition Humaine, F-35590 Saint-Gilles, France*

⁸*Agrocampus Ouest, UMR 1079 Systèmes d’Elevage, Alimentation et Nutrition Humaine, F-35590 Saint-Gilles, France*

Corresponding author: bertrand.meda@tours.inra.fr

Abstract

A model was developed from literature data and expert judgment to study nutrient and energy flows in broiler rearing systems. Model predictions are based mainly on animal growth, which is simulated by an adjusted Gompertz function depending on the breed. Heat, water and carbon dioxide produced by the animals and manure are calculated according to animal body weight. Nutrient excretion by the animals is estimated with a mass-balance approach between feed intake (defined by feed consumption and feed composition) and body retention (function of body weight). Based on this balance for each nutrient, the amount and chemical composition of manure are also predicted and emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 from manure are calculated with emission factors from the literature modulated according to manure management practices based on the literature and expert judgment. At the house scale, indoor climatic conditions are calculated, and ventilation and heating are regulated to meet indoor condition targets according to outdoor climatic conditions and indoor productions of heat, water and carbon dioxide. The model is an efficient tool to calculate nutrient balance at the rearing-system level in commercial conditions, and to simulate the effect of different combinations of practices on manure characteristics (amount and composition) and gaseous emissions. This is illustrated by simulations combining feeding strategy (reduction of crude protein content), waterer type and bedding amount. Results from simulations concerning the effects of high temperature on animal performance are also presented and indicate the interest of heat abatement techniques such as evaporative cooling to reduce mortality and financial losses during heat waves. Thus, the model could be useful to identify and quantify improvement margins on farms, more precisely or more easily than current methodologies.

Keywords: gas emission, ammonia, greenhouse gas, energy, manure, environment, modeling, system, poultry

5.2. Implications

Poultry production is associated with the production of gaseous emissions (ammonia, greenhouse gases) and high consumption of energy (electricity, propane). A precise knowledge of the dynamics of nutrient (C, N, P, K, Cu, Zn and water) and energy flows in poultry systems is required to improve both economical and environmental performances. This paper presents a model predicting the effects of farming practices and climate on nutrient (ingestion and body retention, litter characteristics, gaseous emissions) and energy flows (heat production, energy consumption) from broiler rearing systems. The equations are mainly based on functions from the literature with some parameters being estimated from expert judgment.

5.3. Introduction

In the recent decades, livestock-farming practices have evolved considerably. To face the increasing demand for animal products in the world, small farms with traditional systems have been replaced by confined animal feeding operations with higher stocking densities. This intensification of rearing systems has proven to be economically effective but is noted for its negative impact on the environment (FAO, 2006) through the production of ammonia (NH_3) and greenhouse gases (GHG), and the use of natural resources. Ammonia contributes to water pollution via eutrophication and soil pollution via acidification (Bouwman *et al.*, 2002), while methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) are two major GHG contributing to global warming and climate change (IPCC, 2007b). Poultry production has been identified as a major producer of NH_3 (e.g. 16% of total NH_3 emissions in France, (CITEPA, 2010a, b) and in the United States (EPA, 2002, 2004) respectively) whereas its contribution to GHG emissions is much lower (e.g. 0.4% of total N_2O emissions and 1% of total CH_4 emissions in France, (CITEPA, 2010a, b)) than does cattle production (7% of total N_2O and 63% of total CH_4 emissions in France, (CITEPA, 2010a, b)). In poultry-rearing systems, these gases are emitted mainly from animal manure in housing and storage facilities, during manure field spreading or during grazing on outdoor runs. Moreover, the misuse of manure (period of spreading and amount) can also lead to pollutions such as nitrate leaching, phosphorus run-off or ecotoxicity due to heavy metal accumulation. At last, poultry rearing systems are known for their high on-farm energy consumption. Pelletier (2008) showed that in the United States, on-farm energy use represents almost 20% of total energy use in the broiler-production sector. The main part of this energy consumption is due to heating and ventilation.

Therefore, in order to design sustainable poultry rearing systems and to optimize nutrient and energy flows in these systems, a precise knowledge of their dynamics is required, and would improve both the economical and environmental performances of these systems. In practice, nutrient and energy flows in rearing systems can be evaluated through sampling and analysis, but this approach is expensive, takes time and is often difficult to achieve in commercial conditions. Modelling appears as a relevant tool to study these flows. Concerning poultry-rearing systems, sectorial models have been developed to study nutrients and/or energy flows and focused on the animals (CIGR, 2002; Applegate *et al.*, 2003; CORPEN, 2006), manure and gaseous emissions (EPA, 2002, 2004; CORPEN, 2006; IPCC, 2006a; CITEPA, 2010a, b; EEA, 2010) or housing (CIGR, 2002; Robin *et al.*, 2005; Hassouna *et al.*, 2011). But these models do not generally take into account a wide combinations of farming practices (animal species, feeding, manure management, housing characteristics) and rarely take into account outdoor climatic conditions. A dynamic approach is also needed because pollutant leaks to groundwater or to the atmosphere can often be

explained by a lack of synchronisation or an imbalance between their production (nitrates, NH_3 , GHG) and their consumption or recycling by the agro-ecosystem. Furthermore, in order to prevent pollution swapping, models should be comprehensive and developed at least at the rearing-system scale. However, models with these characteristics (sensitivity to farming practice and, farm or rearing-system scale, dynamic and multicriterion) are still missing for poultry production whereas they have already been developed for pig and dairy productions (Berntsen *et al.*, 1999; Rotz and Coiner, 2005; Chardon *et al.*, 2007; Corson *et al.*, 2007; Chardon, 2008; Rigolot, 2009; Rigolot *et al.*, 2010a; Rigolot *et al.*, 2010b).

Thus, the aim of this paper is to present a dynamic model (MOLDAVI) predicting the effects of farming practices and climate on nutrient (C, N, P, K, Cu, Zn, water) and energy flows from broiler-rearing systems. A validation of the model is presented by comparing simulation results to experimental data measured at the scale of a broiler rearing system. We also present two examples of simulations focusing on i) the effect of practices on manure characteristics and gaseous emissions and ii) the effect of heat waves on animal performances.

5.4. Objectives

The main objective of this work was to build a model to simulate dynamically nutrient (C, N, P, K, Cu, Zn and water) and energy flows in broiler rearing systems. The development of the model was carried out with an approach based on expert’s judgement, reference methods, available sectorial models and literature surveys.

At the animal scale, the model must be able to predict broiler performances (growth, feed intake, body retention and excretion). At the broiler house scale, the model must regulate ventilation, heating and evaporative cooling in order to meet target indoor conditions (temperature, relative humidity) in function of outdoor conditions, and heat and water productions by the animals and the litter. Concerning manure, the model must predict manure characteristics (amount and composition) and gaseous emissions (CO_2 , H_2O , NH_3 , N_2O , N_2 , CH_4). When broilers have access to an outdoor run, the model must be able to predict partition of the flows between the house and the outdoor run.

The model must also take into account the farmer’s practices at the different scales: (i) animal (strain, stocking density, diet composition, age and weight at slaughter), (ii) housing and outdoor run (target indoor conditions, housing/outdoor run characteristics) and (iii) litter (bedding material amount, litter management)

5.5. Model description

5.5.1. General description

The model presented in this paper is based on the ontology of agricultural production systems proposed by Martin-Clouaire and Rellier (2003). It is composed of two sub-systems (Figure 25): (i) a decision system which takes into account daily farmer’s practices and objectives (ii) a biotechnical system, in which nutrient and energy flows are simulated hourly. Hourly climate (temperature and relative humidity) is in interaction with both decision and biotechnical systems. In the decision system, daily practices and objectives are converted into hourly practices by the manager (logical rules: if then else) under the form of numerical values (e.g. indoor temperature objective) or binary values (yes/no) depending on the climate and information received from the biotechnical system. The biotechnical system is composed of four sub-models ((i) animal, (ii) litter, (iii) outdoor-run and (iv) broiler house) described hereafter and in which, nutrient and energy flows are calculated hourly. Litter storage after litter removal from the house was not included in the model.

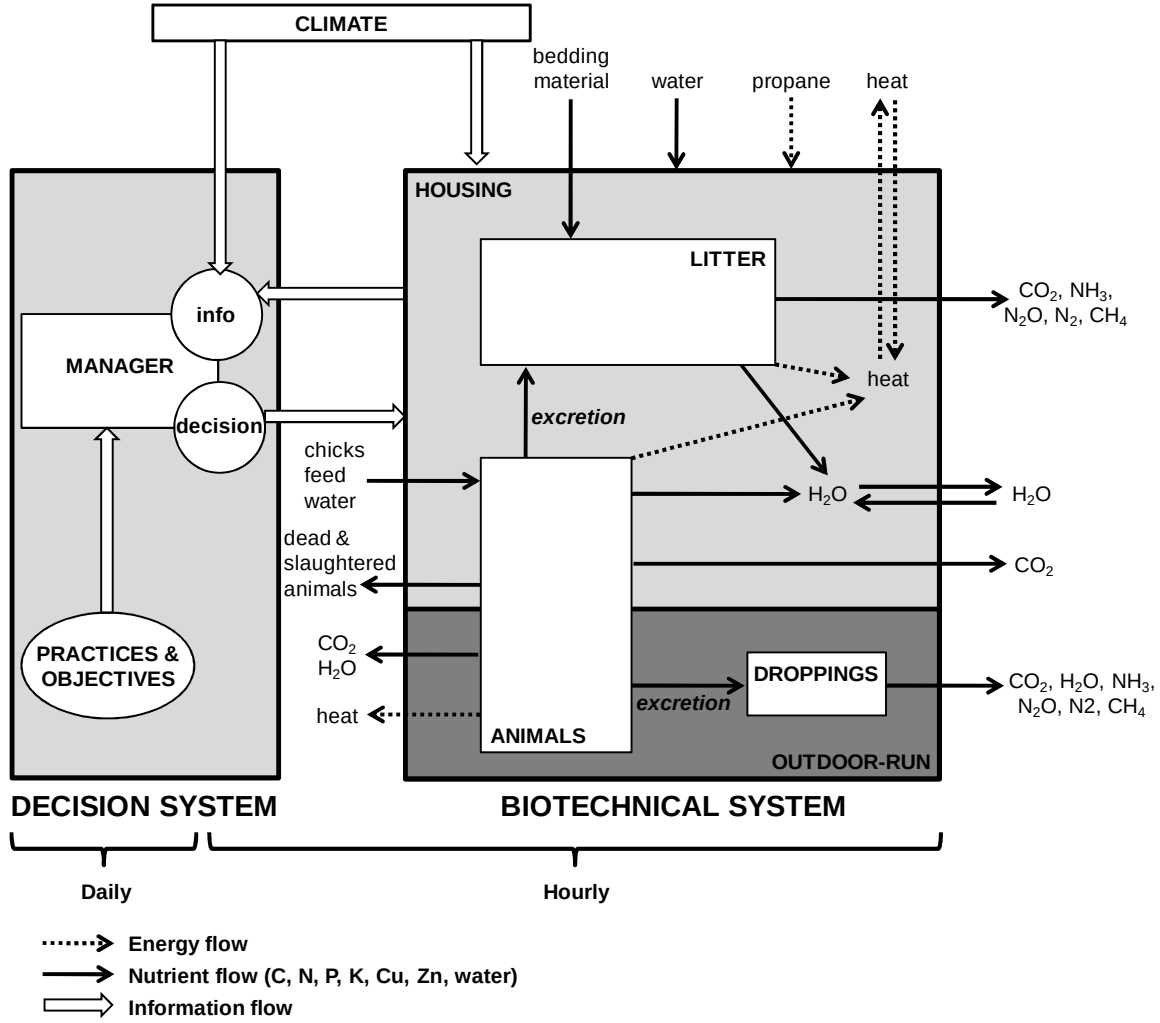


Figure 25. General organization of MOLDAVI components. The decision system, which takes into account farmer's practices and objectives, is interaction with the biotechnical system, in which nutrient and energy flows are simulated hourly.

5.5.2. Animals

5.5.2.1. Mortality

In MOLDAVI, the animals are represented by an average animal whose performances are simulated before being multiplied by the total number of broilers in the system ($n_{Broilers}$). The number of broilers in the house $n_{Broilers}$ (Eq. 1) is calculated using a total mortality rate ($r_{Mortality}$, in %) given as a model input and a number of chicks at the batch start (n_{Chicks}):

(1)

$$n_{Broilers}(t) = n_{Chicks} \times \left(1 - Age \times \frac{r_{Mortality}}{Age_1 - Age_2}\right)$$

where Age_1 and Age_2 are the ages (in days) of broilers at batch start and at slaughter; Age is the age of broilers at the time step t .

5.5.2.2. Outdoor-run access

When broilers can have access to an outdoor run, all nutrient flows at the animal scale are shared out according to the percentage of time spent on the outdoor run. This percentage is noted $r_{Indoor}(t)$ and is given as a model input. $r_{Indoor}(t)$ is equal to 1 when broilers don’t have access to an outdoor run and is between 0 and 1 when access is available. Since heat production equations from CIGR (2002) were proposed for animals reared in claustration and no equation is available for ranging poultry, we assumed that outdoor heat productions are calculated as a fraction of indoor heat productions using the same ratio $r_{Indoor}(t)$. In the rest of this paper, nutrient or energy flows which are specific to broiler house and outdoor run will be noted $_House$ and $_Outdoor$, respectively.

5.5.2.3. Growth

Hourly weight gain ($LW_{Gain}(t)$, Eq. 2) is calculated using the modified Gompertz function proposed by Aubry *et al.* (2004) which was derived. The function uses Age_1 , Age_2 , live weight (LW) at batch start (LW_1), expected LW at slaughter (LW_2) and B as parameters. Although the initial function was developed for pig production, we assumed it can be applied to broiler production since Gompertz function is frequently used to represent LW as a function of age in poultry as well (Gous *et al.*, 1999; Mignon-Grasteau and Beaumont, 2000; Darmani Kuhl *et al.*, 2010). The shape parameter B indicates whether broilers are early or late maturing and can be estimated from growth data from breeding companies. Average values of B are about 0.04 for fast-growing strains and about 0.03 for slow-growing strains.

However, it is known that many nutritional and environmental factors can influence growth. Thus, in our model, $LW_{Gain}(t)$ (kg/h) is modulated in function of metabolisable energy ($Effect_{ME}$) and crude protein ($Effect_{CP}$) contents of diet, the level of incorporation of the most limiting amino acid ($Effect_{LimitingAA}$), and perceived temperature by the broilers ($Effect_{Temperature}$). These response laws were taken from the simulator INAVI, which simulates broiler growth response to nutritional and environmental factors (Quentin, 2004):

(2)

$$LW_{Gain}(t) = Effect_{ME} \times Effect_{CP} \times Effect_{LimitingAA} \times Effect_{Temperature} \times LW_2 \times B \times \left(\frac{e^{-B(-Age_1+Age)}}{-1 + e^{-B(Age_2-Age_1)}} \right) \times \ln\left(\frac{LW_2}{LW_1}\right) \times \left(\frac{LW_2}{LW_1}\right)^{\left(\frac{-e^{-B(Age_2-Age_1)} + e^{-B(Age_1-Age)}}{-1 + e^{-B(Age_2-Age_1)}}\right)}$$

5.5.2.4. Heat production, water vapour and CO₂ emitted by the animal

Total heat production of broilers (in J/h per animal) is estimated with the equation in function of temperature T (°C) and live weight given by the CIGR (2002). Yet, we supposed that total heat production could not be lesser than 75% of total heat production at thermoneutrality (20°C) (Eq. 3).

(3)

$$HeatTotal_{Broiler}(t) = 3600 \times 10.62 LW^{0.75} \times \frac{MAX[1000 + 20 \times (20 - T); 750]}{1000}$$

The partitioning between sensible and latent heat is given by the following equations given by the CIGR (2002) according to ambient temperature. We considered that at least 5% of total heat is emitted under sensible form (Eq. 4 and 5).

(4)

$$HeatSensible_{Broiler}(t) = MIN \left[0.05 \times HeatTotal_{Broiler}(t); 0.61 \times HeatTotal_{Broiler}(t) - \frac{0.228 \times T^2}{1000} \right] \times 3600$$

(5)

$$HeatLatent_{Broiler}(t) = HeatTotal_{Broiler}(t) - HeatSensible_{Broiler}(t)$$

Water evaporation (kg/h per animal) per broiler is estimated from broilers latent heat production assuming that 2.45 MJ are required to evaporate 1 kg of water (Eq. 6).

(6)

$$Water_{EvapBroiler}(t) = \frac{HeatLatent_{Broiler}(t)}{2.45 \times 10^6}$$

The hourly amount of CO₂ produced (kg/h per animal) is estimated on the basis of 0.185 m³ CO₂/h per kW of total heat corrected by molar volume at 20°C (24 l/mol) and CO₂ molar mass (44 g/mol) (Eq. 7).

(7)

$$CO2_{Broiler}(t) = \frac{HeatTotal_{Broiler}(t)/3600}{1000} \times 0.185 \times \frac{44}{24}$$

Since no data is available concerning methane emissions from enteric fermentation (IPCC, 2006a), they were neglected in our model.

5.5.2.5. Feed intake, body retention and excretion

Hourly feed intake (kg/h per animal) is calculated using an average feed conversion ratio (FCR) applied to $LW_{gain}(t)$ (Eq. 8) and modulated by feed particle size of diet ($Effect_{ParticleSize}$) using the law of response from the simulator INAVI (Quentin, 2004). Moreover, when animals have access to an outdoor run, we assumed that total ingestion was only due to feed consumption in the broiler house.

$$(8) \\ Feed(t) = FCR \times Effect_{ParticleSize} \times LW_{Gain}(t)$$

N, P, K, Cu and Zn excretions (kg/h per animal) are calculated by a mass balance approach between ingestion and retention (Eq. 9):

$$(9) \\ X_{Excreted}(t) = X_{ingested}(t) - X_{Retained}(t)$$

where X is the considered nutrient.

Ingestion is calculated with feed intake and nutrient content (kg/kg of feed). Retention (kg/h) is calculated as a function of weight gain (Eq. 10) using CORPEN (2006) specific values for fast- or slow-growing strains (Table 28) for N, P, K, Cu and Zn. Water retention is assumed to be 70% of weight gain (Leeson *et al.*, 1976; Aletor *et al.*, 2000; Bregendahl *et al.*, 2002), and consequently, DM retention is equal to 30% of weight gain:

$$(10) \\ X_{Retained}(t) = X_{BodyRetention} \times 10^{-3} \times LW_{Gain}(t)$$

Table 28. Broiler body retention for N, P, K (g/kg LW), Cu and Zn (mg/kg LW) for fast- and slow-growing strains (CORPEN, 2006).

	N	P	K	Cu	Zn
fast-growing strain	29.6	4.6	2	0.0025	0.019
slow-growing strain	32.8	4.8	2	0.0037	0.023

LW = Live Weight.

Water balance (Eq. 11) (kg/h) also takes into account drinking water, metabolic water and losses through body evaporation. Drinking water ($Water_{Drinking}(t)$) is calculated from water/feed ratio (kg/kg) given as a model input. The amount of water the feed is calculated using the DM content of the diet. We considered that metabolic water represents 15% of drinking water (Leeson *et al.*, 1976).

$$(11)$$

$$\begin{aligned}
 Water_{Excreted}(t) &= Water_{Drinking}(t) + Water_{Feed}(t) + Water_{Metabolic}(t) \\
 &\quad - Water_{EvapBroilers}(t) - Water_{Retained}(t)
 \end{aligned}$$

DM balance also takes into account DM losses through respiration (CO_2) assuming that carbon represents 50% of DM (IPCC, 2003) (Eq. 12 and 13):

$$(12) \quad DM_{Excreted}(t) = DM_{Feed}(t) - DM_{Retained}(t) - DM_{Respiration}(t)$$

$$(13) \quad DM_{Respiration}(t) = CO2_{Broiler} \times \frac{12}{44} \times 2$$

5.5.3. Litter characteristics and gaseous emissions from litter.

5.5.3.1. Water evaporation and carbon dioxide emission

The hourly amount of water vapour and CO_2 produced by the litter ($Water_{EvapLitter}(t)$, $CO2_{Litter}(t)$) are estimated similarly as $CO2_{Broiler}$ and $Water_{EvapBroiler}(t)$ (Eq. 14 and 15). Metabolic water produced by the litter (Eq. 16) is estimated with hypothesis that a molecule of H_2O is produced for each molecule of CO_2 produced (de Oliveira, 1999).

$$(14) \quad Water_{EvapLitter}(t) = \frac{HeatLatent_{Litter}(t)}{2.45 \times 10^6}$$

$$(15) \quad CO2_{Litter}(t) = HeatTotal_{Litter}(t) \times 0.185 \times \frac{44}{24}$$

$$(16) \quad Water_{MetabolicLitter}(t) = 18 \times \frac{CO2_{Litter}(t)}{44}$$

5.5.3.2. NH_3 , N_2O , N_2 emissions

N losses from litter are mainly NH_3 , N_2O and N_2 and several factors can influence these emissions (Groot Koerkamp, 1994; Hartung and Philips, 1994; Roumeliotis and Heyst, 2008; Meda *et al.*, 2011b). Therefore, in our model, emissions are estimated with emission factors (EF) applied to excreted nitrogen in the house ($N_{ExcretedHouse}(t)$) and modulated by the product of several variation factors (VF) using the same approach developed by Rigolot *et al.* (2010b) (Eq. 17 to 19). N_2 emissions are calculated as the difference between total N losses, calculated from an EF for total

nitrogen loss ($EF_{N_{tot_Indoor}}$), and NH_3 and N_2O emissions. (Eq. 19). EF and VF have been identified from a literature survey (Meda *et al.*, 2011b) and judgment of experts from INRA (French National Institute of Agricultural Research) and ITAVI (French Poultry Science Technical Institute).

In the litter, nitrogen is mainly lost under NH_3 -N form. Therefore, we considered that $EF_{NH_3_N_Indoor}$ was about 0.25 kg per kg of N excreted while total nitrogen losses represent 0.40 kg per kg of N excreted (CORPEN, 2006; Meda *et al.*, 2011b). N_2O emissions are known to be very low in litter-based systems compared to NH_3 emissions and IPCC value for poultry solid manure is about 0.001 kg N_2O -N per kg N excreted. However, this value applied for all animal species seems very low and we considered that N_2O emissions ($EF_{N_2O_N_Indoor}$) were about 10 times higher (0.01 kg N_2O -N per kg N excreted) than the IPCC reference in order to be representative of all situations.

Many factors influencing gaseous emissions were identified from our literature survey. They concern litter moisture ($VF_{LitterMoisture}$), litter age ($VF_{LitterAge}$), litter treatment ($VF_{LitterTreatment}$) and waterer type in the house ($VF_{WatererType}$). All VF are dimensionless. Others influence factors were expected to play a role in emissions (animal density, litter amount...) but since no data was available from our literature survey, these VF were not included in the model.

(17)

$$NH3_{N_{Litter}}(t) = n_{Broilers}(t) \times N_{ExcretedHouse}(t) \times EF_{NH3N_{Indoor}} \times VF_{LitterMoisture} \times VF_{WatererType} \times VF_{LitterTreatment}$$

(18)

$$N2O_{N_{Litter}}(t) = n_{Broilers}(t) \times N_{ExcretedHouse}(t) \times EF_{N2ON_{Indoor}} \times VF_{LitterMoisture} \times VF_{LitterTreatment}$$

(19)

$$N2_{Litter}(t) = \left(n_{Broilers}(t) \times N_{ExcretedHouse}(t) \times EF_{N_{tot}Indoor} \times VF_{LitterMoisture} \times VF_{WatererType} \times VF_{LitterTreatment} \right) - \left(NH3_{N_{Litter}}(t) + N2O_{N_{Litter}}(t) \right)$$

$VF_{LitterMoisture}$: Litter moisture is known to favour NH_3 emissions in relation with the hydrolysis of uric acid and undigested proteins into ammonia by litter microorganisms. According to Groot Koerkamp (1994), ammonification process is maximal when litter moisture is between 40 and 60%. Based on this study, we developed the following rules for NH_3 and N_2O (Eq. 20 and 21) but we considered that total N losses remain unchanged:

(20) $VF_{LitterMoisture}$ values for NH_3 :

$$VF_{LitterMoisture} = 0.09 \times Moisture_{Litter}(t), \text{ if } Moisture_{Litter}(t) \leq 5\%$$

$$VF_{LitterMoisture} = 1, \text{ if } 45\% \leq Moisture_{Litter}(t) \leq 55\%$$

$$VF_{LitterMoisture} = -2.6 \times 10^{-4} \times Moisture_{Litter}(t)^2 + 2.55 \times 10^{-2} \times Moisture_{Litter}(t) + 0.39, \text{ in the other cases}$$

(21) $VF_{LitterMoisture}$ values for N_2O :

$$VF_{LitterMoisture} = 0.33 \times Moisture_{Litter}(t), \text{ if } Moisture_{Litter}(t) < 30\%$$

$$VF_{LitterMoisture} = 0.03 \times Moisture_{Litter}(t) - 0.8, \text{ if } 30\% \leq Moisture_{Litter}(t) < 60\%$$

$$VF_{LitterMoisture} = 1, \text{ if } 60\% \leq Moisture_{Litter}(t) \leq 75\%$$

$$VF_{LitterMoisture} = 5.5 - 0.06 \times Moisture_{Litter}(t), \text{ if } 75\% < Moisture_{Litter}(t) < 90\%$$

$$VF_{LitterMoisture} = 0.1, \text{ if } Moisture_{Litter}(t) \geq 90\%$$

$VF_{LitterAge}$: In general, litter is removed from the house after broilers have been slaughtered. Yet, in the United-States, several flocks can be reared on the same litter before its removal from the house. This practice is known to increase NH_3 emissions by 25-100% according to the age of the litter (Meda *et al.*, 2011b). VF for N total losses was also adjusted. Yet, since no information was found concerning for N_2O emissions according to litter age, we considered that they remain unchanged. VF for NH_3 and total N losses are given in Eq. 22 and 23 and are expressed in function of the age of the litter (in number of flocks at simulation start):

(22) $VF_{LitterAge}$ values for NH_3 :

$$VF_{LitterAge} = 1, \text{ if } Litter_{Age} = 0 \text{ batch (new litter)}$$

$$VF_{LitterAge} = 0.21 \times Litter_{Age} + 1.03, \text{ if } 1 \text{ batch} \leq Litter_{Age} \leq 3 \text{ batches}$$

$$VF_{LitterAge} = 2, \text{ if } Litter_{Age} \geq 4 \text{ batches}$$

(23) $VF_{LitterAge}$ values for total N losses:

$$VF_{LitterAge} = 1, \text{ if } Litter_{Age} = 0 \text{ batch (new litter)}$$

$$VF_{LitterAge} = 0.18 \times Litter_{Age} + 0.97, \text{ if } 1 \leq Litter_{Age} \leq 3$$

$$VF_{LitterAge} = 1.8, \text{ if } Litter_{Age} \geq 4$$

$VF_{LitterTreatment}$: In order to reduce litter ammonia emissions, additives can be used to lower manure pH or to block enzymatic activity responsible for ammonification process (Meda *et al.*, 2011b). Due to the large variety of existing additives, it is

difficult to propose an average VF for litter treatment. Therefore, $VF_{LitterTreatment}$ can be adjusted by the model user in function of the litter treatment to be simulated. If no treatment is available or if it has no effect on emissions, $VF_{LitterTreatment}$ is equal to 1.

$VF_{WatererType}$: Two waterer types can be used in broiler houses, nipples and bells. Ammonia emissions tend to be higher in broiler houses equipped with bell waterers because more water is wasted and dropped on the litter. Litter moisture close to the waterers is then higher and favours NH_3 emissions (Meda *et al.*, 2011b). Therefore, we assume that when the broiler house was equipped with bell waterers, ammonia emissions are increased by 50% and total N losses by 30%.

5.5.3.3. CH_4 emissions

CH_4 emissions (kg/h) are estimated using IPCC Tier 2 methodology (IPCC, 2006a) (Eq. 24):

$$(24) \\ CH4_{Litter}(t) = VS(t) \times B_0 \times MCF \times 0.67$$

with VS volatile solids considered in our model equal to excreted organic matter (OM, kg/h), B_0 maximum CH_4 producing capacity (m^3/kg VS excreted), MCF methane conversion factor specific for the manure management system considered (in our case, solid manure), 0.67 conversion factor of m^3 CH_4 to kilograms CH_4 .

In our model, we considered that VS excretion is roughly equal to organic matter (OM) excretion which is estimated from excreted carbon and converted into organic matter by a conversion factor equal to 1.7 (ISO, 1995a) (Eq. 25):

$$(25) \\ OM_{ExcretedHouse}(t) = 1.7 \times \frac{DM_{ExcretedHouse}(t)}{2}$$

Using specific values of B_0 (0.36) and MCF (1.5%) for broilers on litter (IPCC, 2006a), Eq. 24 is now Eq. 26:

$$(26) \\ CH4_{Litter}(t) = n_{Broilers}(t) \times OM_{excretedHouse}(t) \times 3.62 \times 10^{-3}$$

Yet, knowledge on factors influencing methane emissions from litter is poor (Meda *et al.*, 2011b) and therefore no VF was added to modulate CH_4 emissions in our model.

5.5.3.4. Mass and composition

Amounts of water, DM, N, P, K, Cu and Zn in the bedding material (straw, sawdust) ($X_{Bedding}(t)$) are calculated with straw total amount and DM, N, P, K, Cu and Zn contents. Concerning P, K, Cu and Zn, the amount of a given nutrient (X) in the litter can be calculated with the general Eq. 27:

$$(27) \quad X_{Litter} = X_{Bedding}(t) + \sum_{t=0}^{slaughter} (n_{Broilers}(t) \times X_{ExcretedHouse}(t))$$

N, DM and water amounts in litter are calculated using a balance approach between inputs (straw, excretion) and outputs (gas emissions) (Eq. 28 to 30):

$$(28) \quad N_{Litter} = \sum_{t=0}^{slaughter} (n_{Broilers}(t) \times N_{ExcretedHouse}(t) - NH3_{N_{Litter}}(t) - N2O_{N_{Litter}}(t) - N2_{Litter}(t)) + N_{Bedding}(t)$$

$$(29) \quad DM_{Litter} = \sum_{t=0}^{slaughter} \left(n_{Broilers}(t) \times DM_{ExcretedHouse}(t) - 2 \times \left(\frac{12}{44} \right) \times CO2_{Litter}(t) - 2 \times \left(\frac{12}{16} \right) \times CH4_{Litter}(t) \right) + DM_{Bedding}(t)$$

$$(30) \quad Water_{Litter} = \sum_{t=0}^{slaughter} (n_{Broilers}(t) \times Water_{ExcretedHouse}(t) + Water_{MetabolicLitter}(t) - Water_{EvapLitter}(t)) + Water_{Bedding}(t)$$

Litter mass can then be calculated with the following Eq. 31:

$$(31) \quad Mass_{Litter}(t) = DM_{Litter}(t) + Water_{Litter}(t)$$

5.5.4. Droppings on the outdoor run and outdoor gaseous emissions.

5.5.4.1. NH_3 , N_2O , N_2 emissions

Nitrogen losses on the outdoor run are calculated using the same methodology as for indoor emissions. Specific emissions factors for outdoor conditions are however applied to excreted N on the outdoor run. Concerning ammonia, no data concerning

ranging broilers is available in the literature. Based on Aarnink *et al.* (2006) conclusions on laying hens, we considered that outdoor NH₃ emissions ($EF_{NH3_N_Outdoor}$) represent 5% of indoor EF that is to say 0.0125 kg NH₃-N per kg of excreted N (Eq. 32). Nitrous oxide emissions ($EF_{N2O_N_Outdoor}$), are estimated with the value proposed by the IPCC (2006b) of 0.02 kg N₂O-N per kg of N excreted (Eq. 33) although Meda *et al.* (2011c) showed that variability of N₂O emissions is high depending on soil characteristics (moisture content, temperature, porosity...) and climatic conditions (rainfall). At last, total nitrogen emissions ($EF_{Ntot_Outdoor}$) are estimated with the value of 0.6 kg per kg of excreted N based on CORPEN value (Eq. 34).

(32)

$$NH3_{N_{Outdoor}}(t) = n_{broilers}(t) \times N_{Excreted_{Outdoor}}(t) \times EF_{NH3_{N_{Outdoor}}}$$

(33)

$$N2O_{N_{Outdoor}}(t) = n_{broilers}(t) \times N_{Excreted_{Outdoor}}(t) \times EF_{N2O_{N_{Outdoor}}}$$

(34)

$$N2_{Outdoor}(t) = (n_{broilers}(t) \times N_{Excreted_{Outdoor}}(t) \times EF_{Ntot_{Outdoor}}) - (NH3_{N_{Outdoor}}(t) + N2O_{N_{Outdoor}}(t))$$

Furthermore, it is known that factors such as temperature, wind velocity or soil characteristics (vegetal cover, moisture...) can influence these emissions. Yet, since no data was unavailable in the literature, no VF was applied to these EF.

5.5.4.2. Water and carbon dioxide emissions

When droppings are dropped on the outdoor run, we can reasonably assume that DM content of droppings strongly increases. Therefore, we assumed that about 70% of water in droppings is lost by evaporation and only 10% of DM is lost through CO₂ (Eq. 35 and 36).

(35)

$$CO2_{Outdoor}(t) = 0.1 \times n_{Broilers}(t) \times \frac{DM_{Excreted_{Outdoor}}(t)}{2} \times \frac{44}{12}$$

(36)

$$Water_{Evap_{Outdoor}}(t) = 0.7 \times n_{Broilers}(t) \times Water_{Excreted_{Outdoor}}(t)$$

5.5.4.3. CH₄ emissions

To estimate CH₄ emissions on outdoor-run, we used the same emission factor (3.62 x 10⁻³ kg CH₄ per kg of excreted OM, (IPCC, 2006a)) as for indoor emissions since no

data for ranging poultry is given by the IPCC. Like for nitrogen losses no VF was applied to this emission factor.

5.5.4.4. Nutrient load in outdoor run soil

Concerning P, K, Cu and Zn, the amount of a given nutrient (X) accumulated in soil can be calculated with the general Eq. 37:

$$(37) \quad X_{Soil} = \sum_{t=0}^{slaughter} (n_{Broilers}(t) \times X_{Excreted_{Outdoor}}(t))$$

N, DM and water amounts in soil are calculated using a balance approach between inputs (excretion) and outputs (gas emissions) (Eq. 38 to 40):

$$(38) \quad N_{Soil} = \sum_{t=0}^{slaughter} (n_{Broilers}(t) \times N_{Excreted_{Outdoor}}(t) - NH3_{N_{Outdoor}}(t) - N2O_{N_{Outdoor}}(t) - N2_{Outdoor}(t))$$

$$(39) \quad DM_{Soil} = \sum_{t=0}^{slaughter} \left(n_{Broilers}(t) \times DM_{Excreted_{Outdoor}}(t) - 2 \times \frac{12}{44} \times CO2_{Outdoor}(t) - 2 \times \frac{12}{16} \times CH4_{Outdoor}(t) \right)$$

$$(40) \quad Water_{Soil} = \sum_{t=0}^{slaughter} (n_{Broilers}(t) \times Water_{Excreted_{Outdoor}}(t) - Water_{Evap_{Outdoor}}(t))$$

5.5.5. Broiler house

5.5.5.1. Heat balance

Heat losses (J/h) due to heat conduction through the broiler house walls are calculated according to Eq. 41:

$$(41) \quad Heat_{Losses_{Walls}}(t) = G \times V_{House} \times (T_{Indoor}(t) - T_{Outdoor}(t)) \times 3600$$

with G the volumetric thermal conductivity ($\text{W}/\text{m}^3/^\circ\text{C}$), V_{House} the volume of the broiler house (m^3) and $T_{Indoor}(t)$ and $T_{Outdoor}(t)$ the temperatures respectively indoor and outdoor.

Heat exchanges (J/h) due to the ventilation are calculated using air flow rate ($Q_{House}(t)$), indoor and outdoor temperature (Eq. 42) and corrected by air mass density and specific heat:

$$(42)$$

$$Heat_{Ventilation}(t) = Q_{House}(t) \times (T_{Indoor}(t) - T_{Outdoor}(t)) \times 1.2 \times 1010$$

Air flow rate (m^3/h) from ventilation system is calculated using the algorithm given by Schauburger *et al.* (2000) (Eq. 43):

$$(43)$$

$$Q_{House}(t) = Q_{min}(t) + (Q_{max}(t) - Q_{min}(t)) \times MIN \left[1; MAX \left[0; \frac{T_{Indoor}(t) - T_s(t)}{\Delta T_s} \right] \right]$$

with $Q_{max}(t)$ and $Q_{min}(t)$ the minimal and maximal air flow rates (m^3/h) of the ventilation system, $T_s(t)$ the set-point temperature and ΔT_s the temperature bandwidth.

In warm conditions, an evaporative cooling system can be installed in broiler houses. These systems are based on conversion of sensible heat into latent heat of evaporated water. They allow a decrease of the indoor temperature with an increase of the indoor moisture. The heat transfer (J/h) can be calculated knowing the water flow rate $Q_{Cooling}(t)$ (m^3/h) of the system and assuming that 2.45 MJ are required to evaporate 1 kg of water (Eq. 44):

$$(44)$$

$$Heat_{Cooling}(t) = 1000 \times \frac{Q_{Cooling}(t)}{2.45 \times 10^6}$$

The total heat production of the litter ($HeatTotal_{Litter}(t)$, J/h) was estimated to be 10% of total heat production of broilers and according to the literature we considered that 70% of total heat is emitted under latent form ($HeatLatent_{Litter}(t)$) (Robin *et al.*, 2005; Hassouna *et al.*, 2011). Sensible heat production of the litter ($HeatSensible_{Litter}(t)$) is calculated as the difference between $HeatTotal_{Litter}(t)$ and $HeatT_{Latent}_{Litter}(t)$ (Eq. 45):

$$(45)$$

$$HeatTotal_{Litter}(t) = 0.1 \times n_{Broilers}(t) \times HeatTotal_{Broiler}(t)$$

Required heat supply (J/h) by heating devices is calculated assuming losses (ventilation and heat conduction) in optimal conditions *i.e.* indoor temperature is equal to $T_s(t)$ and $Q_{House}(t)$ is equal to $Q_{min}(t)$ (Eq. 46):

$$(46) \\ Heat_{Heating}(t) = (T_s(t) - T_{outdoor}(t)) \times (Q_{min}(t) \times 1.2 \times 1010 + G \times V_{House} \times 3600)$$

When propane is used to heat the broiler house (heating devices), propane consumption (kg/h) can be calculated using lower heating value (J/kg propane) (Eq. 47):

$$(47) \\ Propane(t) = \frac{Heat_{heating}(t)}{46.4 \times 10^6}$$

Total heat in the broiler house is calculated as a balance between total heat at previous time step heat inputs (sensible heat from broilers and litter, heating) and outputs (heat losses through walls, ventilation) (Eq. 48):

$$(48) \\ HeatTotal_{House}(t) \\ = HeatTotal_{House}(t-1) + n_{Broilers}(t) \times HeatSensible_{Broiler_{House}}(t) \\ + HeatSensible_{Litter}(t) + Heat_{Heating}(t) - Heat_{LossesWalls}(t) \\ - Heat_{Ventilation}(t) - Heat_{Cooling}(t)$$

with $HeatTotal_{House}(t=0)$ calculated from the initial indoor temperature given by the model user as a model input.

New indoor temperature can then be calculated with $HeatTotal_{House}(t)$, V_{House} air mass density and air specific heat (Eq. 49):

$$(49) \\ T_{Indoor}(t) = \frac{HeatTotal_{House}(t)}{V_{house} \times 1.2 \times 1010}$$

5.5.5.2. Water vapour balance

When propane is used to heat the house, water vapour is also formed (kg/h) and can be calculated using higher and lower heating values (Eq. 50):

$$(50) \\ Water_{Heating}(t) = Heat_{Heating}(t) \times \frac{3.6 \times 10^6 \times (13.8 - 12.9)}{2.45 \times 10^6}$$

Water vapour produced by the evaporative cooling system (kg/h) is (Eq. 51):

(51)

$$Water_{Cooling}(t) = 1000 \times Q_{Cooling}(t)$$

Water vapour exchanges (kg/h) due to the ventilation are calculated using air flow rate ($Q_{House}(t)$), indoor and outdoor air specific humidities ($q_{Indoor}(t)$, $q_{Outdoor}(t)$) and air mass density (Eq. 52). Indoor and outdoor air specific humidities are calculated using respectively indoor or outdoor values of temperature and relative humidity (RH).

(52)

$$Water_{Ventilation}(t) = Q_{House}(t) \times 1.2 \times (q_{Outdoor}(t) - q_{Indoor}(t))$$

Water vapour in the broiler house is calculated as a balance between water vapour at previous time step, water vapour inputs (evaporation from broilers and litter, heating, cooling) and outputs (ventilation) (Eq. 53). Indoor relative humidity ($RH_{Indoor}(t)$) can be calculated with saturated vapour pressure (function of $T_{Indoor}(t)$) and vapour partial pressure (function of $T_{Indoor}(t)$ and $Water_{House}(t)$).

(53)

$$\begin{aligned} Water_{House}(t) &= Water_{House}(t-1) + n_{broilers}(t) \times Water_{Evap_{BroilerHouse}}(t) \\ &+ Water_{Evap_{Litter}}(t) + Water_{Heating}(t) + Water_{Cooling}(t) \\ &- Water_{Ventilation}(t) \end{aligned}$$

with $Water_{House}(t=0)$ calculated from the initial indoor relative humidity given by the model user as a model input.

5.6. Validation

A full validation of model at the rearing system scale is difficult to perform because information is often missing in protocol description from published studies. In fact, all the inputs required to run the model are generally not given in the material and methods sections of publications (*i.e.* outdoors climatic conditions or housing characteristics). Therefore, the validation of the model was performed as far as possible with published data and, when data was not available, by expert knowledge and by checking carefully simulation coherency. Yet, we propose here the comparison between data from an experimental study at the scale of the rearing system, in which many parameters were studied and measured (called ADEME study in the rest of this paper) (Robin *et al.*, 2010), and the predictions by the model. The experimental study took place between December 2008 and January 2009 in a French broiler house of 1163 m² where broilers were reared at a stocking rate of about 18.5 animals per m² during about 55 days for a final LW of 2.16 kg. The broiler house was naturally ventilated and heated with propane heating device. We present here the comparison

of animal performances, manure amount and DM, N, P and K contents, indoor climatic conditions (temperature, relative humidity), ventilation rate and propane consumption used for heating.

5.6.1. *Animal performances*

The comparison of animal performances between experimental and simulated results is given in Table 29. Model predictions for growth performance (LW) were accurate with a difference between measured and simulated weight at slaughter about 1%. Yet, growth dynamic was slightly different as shown in Figure 26a. Between day 4 and day 30 of rearing, the predicted LW was slightly lower than the measured one, whereas between day 30 and slaughter, the prediction was slightly higher. The correlation between predicted and measured LW values is high with the slope of the linear relationship between measured and predicted LW about 1.02 and the determination coefficient (R^2) of this relationship close to 1.00 (Figure 26b). As a consequence, these slight differences in growth dynamic affected the estimates of feed consumption. Thus, the model underestimated by 15% the consumption of grower diet whereas it overestimated by 9% the consumption of finisher diet. Nevertheless, total feed consumption was similar in both cases which led to the same FCR of 2.31 and to the same water consumption since in our model, water consumption was estimated from the measured ratio between water and feed (1.75). Mortality rate was also similar in the experimental dataset and in the simulation.

Table 29. Comparison of animal performances from an experimental dataset and by simulation with MOLDAVI.

	Measured	Predicted
Weight at slaughter (kg)	2.16	2.18
Feed consumption (kg)		
Starter diet	25100	25359
Grower diet	28980	24592
Finisher diet	49540	54104
Total consumption	103620	104055
FCR (kg feed/kg LW)	2.31	2.31
Water consumption (kg)	181671	182096
Water/Feed ratio (kg/kg)	1.75	1.75
Mortality rate (%)	2.3%	2.3%

FCR = Feed Conversion Ratio

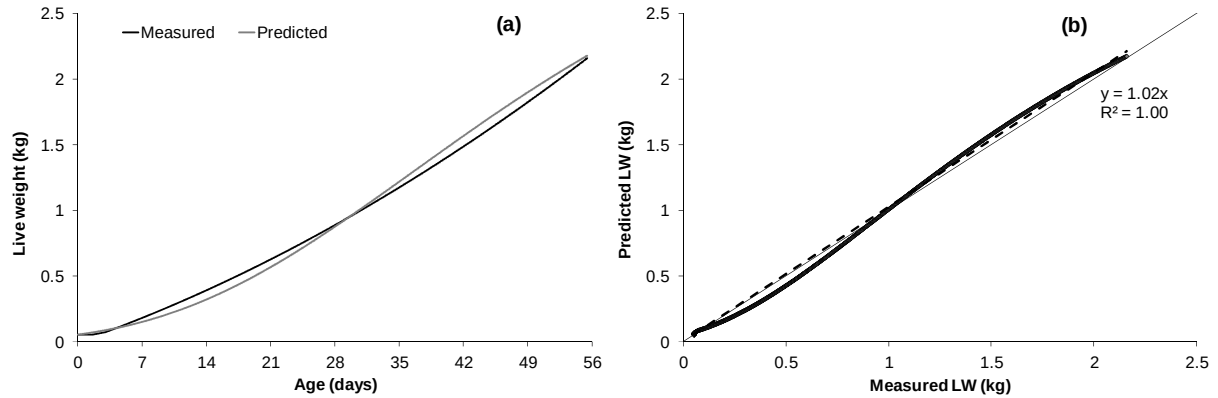


Figure 26. (a) Comparison of growth dynamics (Live weight, LW) measured in the ADEME study and predicted by the model. (b) Relationship between LW measured in the ADEME study and predicted by the model.

5.6.2. Ventilation rate, heating and indoor climatic conditions

The comparison between measured and predicted ventilation rates in the broiler house are given in Figure 27a. On average, predicted values of ventilation rates are lower than measured values by about 15%. However, the correlation between predicted and measured values remains high with a slope of 0.90 and a R^2 of 0.93 (Figure 27b). The model underestimation of ventilation rate could be explained by the fact that in the model the regulation of ventilation rate does not take into account the wind speed whereas in the experimental study, the house was naturally ventilated and wind speed certainly influenced ventilation rate. Moreover, uncertainties in the measurement of ventilation rates (Gates *et al.*, 2009) could also explain differences between the experimental study and the model predictions.

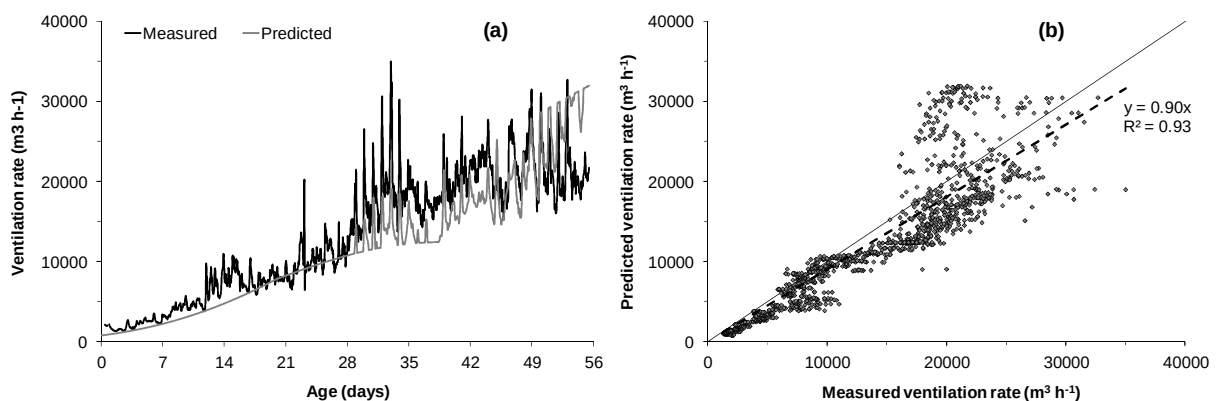


Figure 27. (a) Comparison of ventilation rate dynamics measured in the ADEME study and predicted by the model. (b) Relationship between ventilation rates measured in the ADEME study and predicted by the model.

In the broiler house, the regulation of indoor temperature was also assured by heating devices (propane combustion) at the beginning of the rearing period. The difference between total measured propane consumption and predicted consumption was only of 4% (5152 and 5382 kg propane for measured and predicted values, respectively). As a consequence of accurate predictions of both ventilation rates and propane consumption, the relationship between measured and predicted indoor temperature is relevant as shown in Figure 28a. On average, predicted temperatures were less than 1% higher than measured values and the correlation between predicted and measured values is high with a slope of 1.00 and a R^2 of 1.00 (Figure 28b). Concerning relative humidity (RH), the model overestimates indoor RH by about 18% on average (Figure 29a) but this overestimation is only about 8% on average when only the period between 14 days and slaughter is considered. The correlation between measured and predicted values is very high with a slope of 1.11 and a R^2 of 0.96 (Figure 29b). The high differences observed between measured and predicted values of RH in the first two weeks (almost 50% on average) can be explained by an overestimation of the production of water by the animals ($Water_{EvapBroilerHouse}$) because the latent heat production model proposed by the CIGR (2002) seemed inadequate for young animals (during internal validation stage). In our model, water production is estimated from heat production. In the first two weeks of rearing, water production from broiler and heating were similar (respectively about 35% and 40% of total water production in the broiler house (broilers+litter+heating)), while heat production by broilers and heating device represented respectively 23% and 67% of total heat production in the broiler house (broilers+litter+heating). This suggests that the partition between sensible and latent heat production from broilers is inaccurate during the early stages of rearing, and that the resulting overestimation of $Water_{EvapBroilerHouse}$ combined with low ventilation rates led to the higher values of RH in our model.

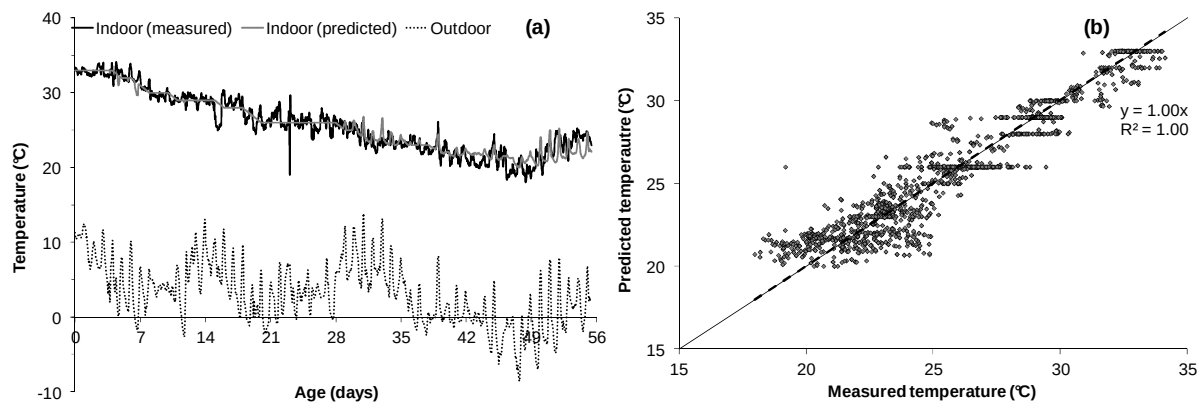


Figure 28. (a) Outdoor temperature (measured in the ADEME study and used as an input in the model), indoor temperatures measured in the ADEME study and predicted by the model. (b) Relationship between indoors temperatures measured in the ADEME study and predicted.

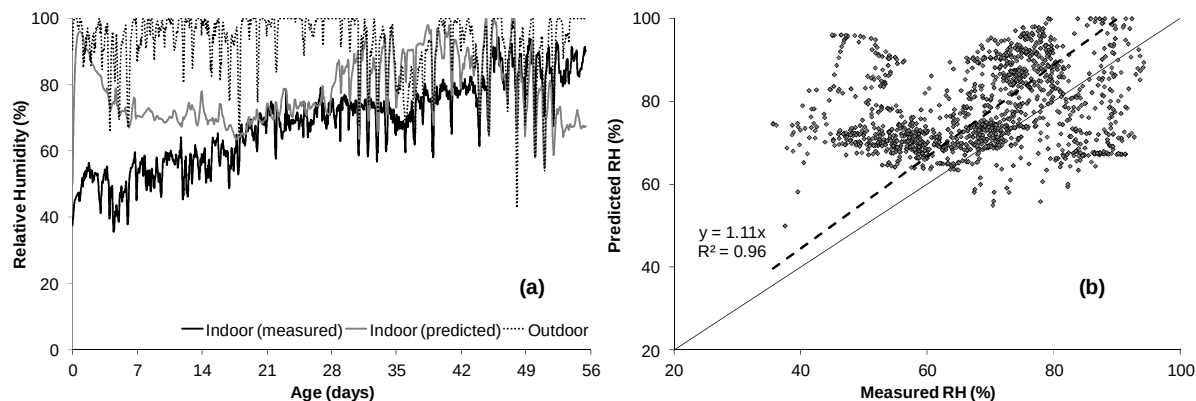


Figure 29. (a) Outdoor relative humidity (HR) (measured in the ADEME study and used as an input in the model), indoor HR measured in the ADEME study and predicted by the model. (b) Relationship between indoors HR measured in the ADEME study and predicted by the model.

5.6.3. Gaseous emissions

The comparison between measured and predicted gaseous emissions is given in Table 30. Predicted total N losses were about 23% lower than measured N losses (591 and 771 kg N respectively). In the ADEME study, total N losses represented about 50% of total N excretion while in our model, they represent only 40% of total N excretion ($EF_{N_{tot}}$). Since, measured and predicted values for N ingestion, body retention and excretion were similar (not presented here), this may be explained by the fact that in the model, total N losses are not weighted by any VF. On the opposite, NH_3 losses were overestimated by about 30% in the simulation (362 and 275 kg NH_3 -N respectively for predicted and measured emissions), which suggests that the modulation of $EF_{NH_3_N_Indoor}$ by VF is not accurate enough i) because VF took into account in the model did not weighted enough $EF_{NH_3_N_Indoor}$ or ii) because one or several important VF were not identified and integrated in the model. Yet, these results are satisfactory given the potential uncertainties on gaseous emissions measurements (Gates *et al.*, 2009). Finally, N_2O emissions were slightly underestimated by the model (12%), which suggests that our N_2O EF was more relevant than the IPCC default EF which would have led to much lower emissions. These results emphasize the need for a better understanding of nitrogen emissions from poultry litter through the study of the factors influencing them.

Table 30. Comparison of gaseous emissions from the broiler house and manure characteristics (amount and composition) measured in the ADEME study and predicted by the model.

	Measured	Predicted
Gaseous emissions (kg)		
N total losses	771	591
NH ₃ -N	275	362
N ₂ O-N	17	15
N ₂	479	214
CH ₄ -C	0	104
CO ₂ -C	26651	28748
H ₂ O	168996	183925
Manure amount (kg)	43860	45595
Manure composition		
DM content (%)	54	56
N (g/kg)	17.1	20.3
P (g/kg)	5.3	7.0
K (g/kg)	14.9	16.0

DM = Dry matter.

Concerning CH₄ emissions, no emission was measured in the experimental study. On the opposite, our model predicted that about 104 kg CH₄-C were emitted during the rearing period. This large difference can be explained by two distinct factors. Firstly, it is possible that CH₄ was really emitted in the broiler house during the experimental study but not measured because of the detection limits of the gas analyser used. Secondly, in our model, a constant EF based on the IPCC (IPCC, 2006a) was used and was not weighted by any VF (such as for NH₃) whereas it is assumed that CH₄ emissions are influenced by litter moisture content, temperature, litter porosity (Meda *et al.*, 2011b). Once again, this suggests the need for better understanding of CH₄ emissions and the identification of the influencing factors. Therefore, we recommend that the CH₄ estimate given by MOLDAVI should be used as a potential emission rather than as a real one.

Total emissions of H₂O were well predicted by the model with a slight overestimation of about 9% (Table 30) due to the differences in hypotheses concerning water balances (body retention, metabolic water) between our model and the ADEME study. Similarly, predicted total emissions of CO₂-C were slightly overestimated by 8% in comparison with measured emissions (26651 and 22436 kg respectively). Since water and carbon losses predictions are based on heat production, these results confirm that the thermic model used in MOLDAVI is appropriate and accurate.

5.6.4. *Manure amount and composition*

The comparison between measured and predicted manure characteristics are given in Table 30. Manure amount is well predicted by the model with only 4% of difference between measured (43860 kg) and predicted (45959 kg) values. Moreover, the repartition between litter DM and water contents is also well predicted with a difference of 4% between measured (54%) and predicted (56%) DM contents which could be explained by the good prediction of water and carbon losses from the litter as presented previously. Concerning nutrients contents, N content predicted by the model is about 20% higher (17.1 and 20.3 g/kg respectively for measured and predicted values) in agreement with the lower gaseous N losses predicted by the model compared to the ADEME study. However, with a value of $EF_{N_{tot}}$ of 50% (as measured in the ADEME study), N content of litter would be about 17.1 g/kg and consistent with the measured value (Table 30). P and K contents appeared to be overestimated by the model by 32 and 10% respectively. In the ADEME study, differences between inputs and outputs of P and K mass balances were observed. Total outputs (litter+animals) represented only 84 and 89% of total P and K inputs (feed+chicks+straw) respectively. In our model total outputs represented 100% of total inputs. Moreover, total ingestion, retention and excretion were similar in the experimental study and in the model predictions. Therefore, this suggests that there have been errors in the experimental study, either in the estimation litter amount or in the measurement of P and K litter contents.

5.7. Simulations

5.7.1. *Effects of feeding strategy and farming practices on gaseous emissions and litter characteristics*

A simple example is given to illustrate how the model might be used to assess the impact of farming practices. In this example, scenarios combining feeding strategy, waterer type and initial amount of straw bedding are presented. Two feeding strategies were studied, the first corresponding to a standard feeding recommended in breeding manuals (ROSS PM3) and the second to a “environmental friendly” feeding strategy in which dietary crude protein (CP) content is reduced by 10 g per kg feed. Two waterer types (nipple vs. bell waterers) and two initial bedding amounts (4 and 6 kg/m² respectively) were also compared. Results for litter characteristics (amount, DM and N contents) and gaseous emissions are given in Table 31. CH₄ emissions are not presented since they are not influenced by practices as explained previously and remained unchanged between scenarios (about 75 kg).

Table 31. Litter characteristics and gaseous emissions in the broiler house according to different farming practices combinations.

Feeding strategy	Waterer type	Bedding amount (kg/m ²)	Litter characteristics			Gaseous emissions (kg) ^a		
			Amount (t)	DM (%)	N (kg/t)	NH ₃ -N	N ₂ O-N	total N losses
Standard	Nipples	4	24.1	54.4	32.0	307 (25%)	13 (1%)	498 (40%)
		6	27.9	53.6	28.1	307 (25%)	13 (1%)	499 (40%)
	Bells	4	25.2	51.9	24.3	459 (37%)	19 (2%)	657 (53%)
		6	29.1	51.3	21.5	461 (37%)	20 (2%)	658 (53%)
Environmental friendly	Nipples	4	24.1	54.4	29.3	280 (25%)	12 (1%)	454 (40%)
		6	27.9	53.6	25.8	281 (25%)	12 (1%)	455 (40%)
	Bells	4	25.2	51.9	22.2	419 (37%)	18 (2%)	599 (53%)
		6	29.1	51.3	19.7	421 (37%)	18 (2%)	600 (53%)

^aValues into brackets are emissions expressed as a percentage of total N excretion.

Lowering dietary CP content by 10 g per kg feed reduced the amount of nitrogen excreted by about 10%. As a consequence, total emissions of N compounds (NH₃, N₂O and N₂) and N content of litter were also decreased by 10% which is in agreement with previous studies concerning dietary manipulations to decrease gaseous N losses (Meda *et al.*, 2011b). However, when expressed as a percentage of total N excretion, these emissions remained unchanged.

The type of waterer had a large influence on gaseous emissions (Meda *et al.*, 2011c). When nipple waterers are replaced by bell waterers, N losses increased (about +30% on average) leading to a lower N content of the litter (-24% on average). This is mainly due to the increase in NH₃ and N₂O emissions (about +50% on average) in relation with the local increase of moisture content in the litter because of larger amounts of wasted water. However, this waste of water almost did not influence litter amount and DM content (+4% and -4% on average respectively). Furthermore, although, “environmental friendly” diets combined to bell waterers decreased gaseous emissions, this combination of practices did not permitted to reach emissions levels of the “standard feeding” x “nipple waterers” scenarios (600 and 500 kg N losses respectively)

Finally, the increase by 50% in initial bedding amount per m² resulted in an increase by only 16% of total litter amount but did not influence litter characteristics or gaseous emissions. This suggests that these amounts (4 and 6 kg/m²) of straw are within the optimal range to limit litter moisture and gaseous emissions as well to provide thermal insulation for the animals.

5.7.2. *Effects of housing characteristics on broiler performances during a heat wave*

When broilers are reared above their zone of thermal comfort, decrease in performance (growth, feed intake) and higher mortality rates can be observed. In order, to limit the economical losses during these periods, heat abatement techniques (increased air speed above animals, evapourative cooling, outdoor access and lowering animal density) can be used.

The scenario presented here is based on a heat wave which occurred in Western France in the summer of 2003. A broiler house of 1000 m² with a stocking density of 20 animals per m² was simulated. Expected performances were a LW of 2 kg at about 42 days for a FCR of 1.8 and a mortality rate about 4%. Using the model, we compared the animal and economical performances of a broiler house which is not equipped with heat abatement systems to a house using an evapourative cooling system (ECS). In order, to take into account the effect of high temperature on mortality, we assumed that, for each time step, number of deaths was 30 times higher when indoor temperature was at least 8°C higher than optimal temperature considered to be the set-point temperature T_s .

Outdoor temperatures used for the simulations as well as indoor temperatures for the two houses compared to T_s are presented in Figure 30. Heat wave occurred during the last 10 days of the batch with an average temperature of 25°C and average maximal and minimal temperatures of 33.3 and 17.6°C, respectively. During this period, indoor temperature was higher than T_s in both houses but temperature was higher in the house without cooling system (about 7.0°C higher (+33%) than T_s on average) than in the house equipped with an ECS (about 3.4°C higher (+16%) than T_s on average). This result confirms the efficiency of an ECS to decrease indoor temperature during heat waves in combination with adapted ventilation rates.

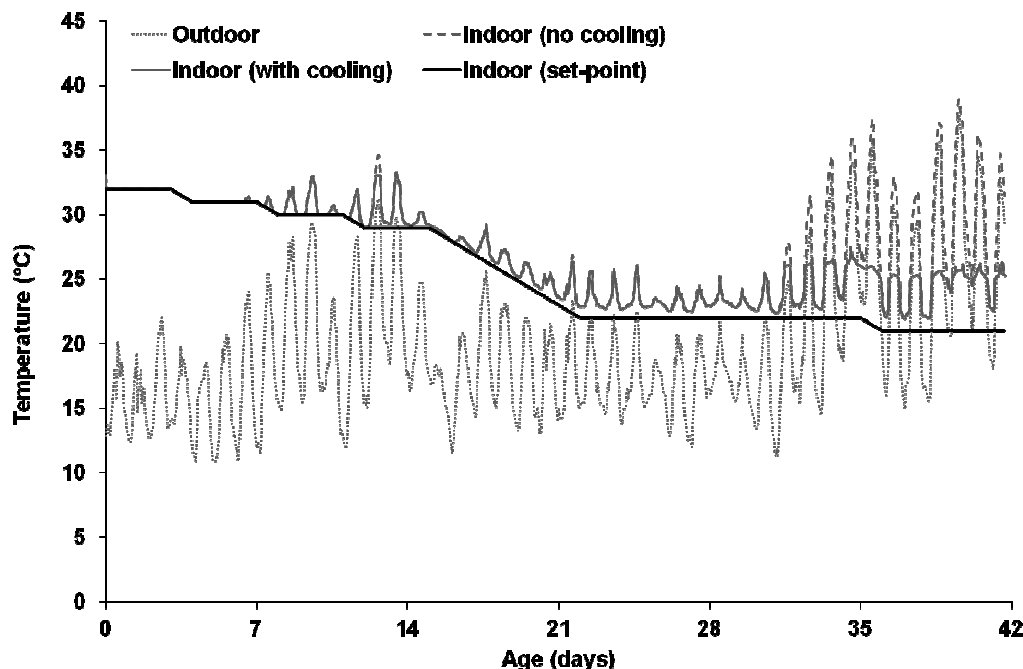


Figure 30. Comparison of indoor set-point temperature and predicted indoor temperatures with or without a cooling system, during a heat wave in Western France in 2003.

Animal and economical performances are presented in Table 32. The absence of a cooling system in the broiler house led to a very high mortality rate compared to the expected performances (20% versus 4% respectively) which is consistent with on-farm observations during summer 2003 (ITAVI, 2004). The high indoor temperature also affected growth performances with a live weight at slaughter reduced by 11% compared to expected weight (1.78 versus 2.00 kg respectively). Assuming that 2 batches per year (over a total of 6) are reared in these climatic conditions, the effect of the heat waves could represent an annual loss of gross margin of about 15% based on economical performances in Western France reported by Regional Agriculture Chambers (2006). This result is consistent with observations during the summer 2003 (ITAVI, 2004). The use of an ECS limits efficiently the number of deaths due to heat in the house since mortality rate is similar to expected rate (4%) but a slight decrease of weight at slaughtered is still observed (-7%). As a consequence, annual losses are decreased by 75% compared to the house without an ECS (786 and 3121 € respectively with and without an ECS). Furthermore, the annual cost of the ECS is rather moderate with only 1769€ per year (for a 5-years depreciation period) and a short payback period of 1.3 years. These values are consistent with estimates from the French Poultry Science Technical Institute (ITAVI, 2004). These results confirm that evaporative cooling is an interesting heat abatement technique, with a moderate financial investment, in order to limit the decrease of animal performances and the increase of economical losses.

Table 32. Influence of the use of a cooling system on animal and economical performances of a broiler house over a year with heat waves during two summer batches.

	Expected performances	Heat wave	
		No cooling	With cooling
Slaughter weight (kg)	2.00	1.78	1.87
Slaughtered broilers (per batch)	19200	16095	19200
Mortality rate (per batch)	4%	20%	4%
Annual gross margin (€) ^a	21400	18279	20614
Annual cost of cooling system (€)	-	-	1 769 ^b
Losses reduction	-	-	75%
Payback period (yr)	-	-	1.3

^aAssuming 4 batches in standard conditions + 2 batches in summer with heat waves per year. Economical performances are taken from Regional Agriculture Chambers (2006).

^bAssuming 5 years of depreciation.

5.8. Discussion and conclusion

This model was built in order to study the effects of farming practices (feeding strategies, manure management) and climatic conditions on animal performances, nutrient and energy flows, gaseous emissions, manure characteristics and indoor climatic conditions. To predict nutrient excretion the model has been constructed with a mass-balance approach. This method is a good compromise between simple and more mechanistic model, because it can be easily performed in commercial conditions, while taking into account farm specificities and farmer’s practices. Furthermore, the validation stage presented in this paper showed that good predictions for amount and composition of manure (DM, P, K) as well as for indoor climatic conditions and ambiance regulation can be obtained, although some differences between experimental data and predictions could be observed. Concerning P and K, these differences were probably due to uncertainties in manure sampling or analysis. This suggests, as already shown by Rigolot *et al.* (2010a), that models could be more precise than sampling and analysis, and illustrates the need for accurate predictive models.

The accuracy of the model outputs depends mainly on the quality of predictive equations and the associated parameters. The construction of the model, as well as its outputs, revealed some gaps and improvement margins in the knowledge of gaseous emissions. For example, CH₄ emissions are based on a single EF taken from the IPCC (IPCC, 2006a) but this EF is not weighted by VF whereas it is known that factors such as moisture content or temperature influence these emissions. Similarly, VF for total N losses appeared to be missing in our model although the factors affecting these emissions are known (moisture content, C:N ratio, porosity, pH). Improved knowledge on rearing systems with outdoor access is also required for the environmental evaluation of these systems with MOLDAVI. For example, heat

production from broilers is based on CIGR equations (2002) but the parameters of these equations are probably not adapted for slow-growing strains such as those reared in systems with outdoor access (free-range, French Label Rouge, organic farming) because of differences in their metabolism (Quentin *et al.*, 2003). Furthermore, this model was developed for broiler systems but could be adapted to other meat-poultry species such as turkeys or ducks providing the use of adapted parameters and inputs. Once again, there is a lack of knowledge especially concerning gaseous emissions (EF and VF) from litter (turkey, ducks) or slurry (ducks) as reported by Meda *et al.* (2011b).

The simulations performed in this paper showed possible applications of the model and confirmed that modeling remains a relevant tool to identify “environmental friendly” practices or weaknesses concerning gaseous emissions, manure characteristics or energy flows, and to design rearing systems adapted to specific climatic conditions (in relation with climate change and global warming). Synergies and trade-off effects can also be identified through practices combination. To prevent pollution swapping between housing and storage, an accurate model is also required to predict the dynamics of litter amount and composition during storage and/or composting according to farming practices (e.g. covered storage or turning effect). Likewise, practices and their effects on nutrient and energy fluxes should be evaluated at the scale of the farm rather than at the scale of the rearing system as recommended by Rotz (2004). Therefore, our model could be used in farm scale models, including crop and other animal production (Berntsen *et al.*, 1999; Rotz and Coiner, 2005; Chardon *et al.*, 2007; Corson *et al.*, 2007; Chardon, 2008; Rigolot, 2009; Rigolot *et al.*, 2010a; Rigolot *et al.*, 2010b). Finally, such dynamic approaches could be used to provide precise data to perform Life Cycle Assessment. Such multi-criteria analysis at the system scale would provide a basis for comparing rearing systems and the influence of potential impact-mitigation strategies.

5.9. Acknowledgment

This study was supported by a grant from the INRA PHASE department and the Brittany region. The authors are grateful to P. Lescoat (INRA), G. Amand and P. Ponchant (ITAVI) for their precious contribution to the biotechnical sub-model development and their expertise of poultry rearing systems.

5.10. Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre, nous avons présenté MOLDAVI, un modèle de flux d’éléments et d’énergie à l’échelle du système d’élevage avicole. Le développement et la validation du modèle a révélé de nombreux manques de connaissance à toutes les échelles (animal, effluent, bâtiment). Par exemple :

- Des équations de prédiction des productions de chaleur pour des souches à croissance lente sont nécessaires ainsi que des données sur le partage entre chaleur latente et sensible chez de jeunes animaux (poussins),
- Des connaissances sur les émissions gazeuses en élevage sont encore à acquérir, notamment des facteurs d’émissions représentatifs ainsi qu’une étude quantitative des principaux facteurs influençant les émissions,

Néanmoins, l’architecture générique de notre modèle permettra de l’enrichir et de le compléter avec les nouvelles données publiées dans la littérature.

L’étape de validation présentée dans ce chapitre a montré que de bonnes prédictions des performances zootechniques, des caractéristiques du fumier (quantité et composition), des émissions gazeuses et des conditions climatiques à l’intérieur de bâtiment (température et hygrométrie) pouvaient être obtenues grâce au modèle en comparaison avec des données expérimentales. Cette étape a également confirmé les résultats de Rigolot *et al.* (2010a) montrant que les sorties d’un modèle peuvent être plus précises que des prélèvements et des analyses sur le terrain. Ce constat illustre l’intérêt et le besoin de développer des modèles prédictifs précis. Par exemple, notre modèle pourrait être utilisé pour interpoler avec précisions des émissions gazeuses entre deux périodes de mesure.

Les simulations présentées dans ce chapitre ont illustré différentes applications du modèle et ont confirmé l’intérêt de la modélisation pour identifier des pratiques innovantes sur le plan environnemental ou permettant d’adapter les élevages au changement climatique. Des effets de synergie et/ou de compensation pourront aussi être identifiés au travers de l’étude de combinaisons de pratiques. De plus, afin d’éviter les transferts de pollution, il nous apparaît important de développer un module permettant de simuler le stockage des effluents et leur traitement éventuel (compostage par exemple) tout en prenant en compte l’effet des pratiques sur les flux (émissions gazeuses, dynamique de la composition de l’effluent).

Enfin, dans le chapitre suivant, nous consacrerons une place importante de notre discussion générale aux perspectives d’évolution de notre modèle ainsi qu’à ses possibles applications.

6.

Discussion générale

Compte tenu de la structure de ce manuscrit, de nombreux éléments ont déjà été discutés dans les chapitres 2 à 5 présentés sous forme d'articles. Dans ce chapitre, nous chercherons donc à synthétiser et mettre en relation les principales conclusions de chaque chapitre. Ainsi, nous reviendrons tout d'abord sur le fonctionnement des systèmes avicoles avec parcours, que nous avons étudié au travers d'expérimentations (Chapitre 3 et 4). Nous nous intéresserons ensuite aux perspectives d'évolution de MOLDAVI. Enfin, nous discuterons de façon plus générale de l'évaluation des systèmes avicoles en lien avec la notion de développement durable

6.1. Vers une compréhension du fonctionnement des systèmes avec parcours

6.1.1. Le parcours, élément du système

Les chapitres 3 et 4 de cette thèse étaient consacrés à l'étude de systèmes d'élevage de poulets de chair offrant un accès à un parcours. Au cours de cette étude, nous avons pu montrer que les caractéristiques du parcours (sol, végétation, présence d'arbres), en interaction avec les conditions climatiques, influencent fortement les flux d'éléments et d'énergie à la fois dans le bâtiment et sur le parcours comme présenté dans la Figure 31.

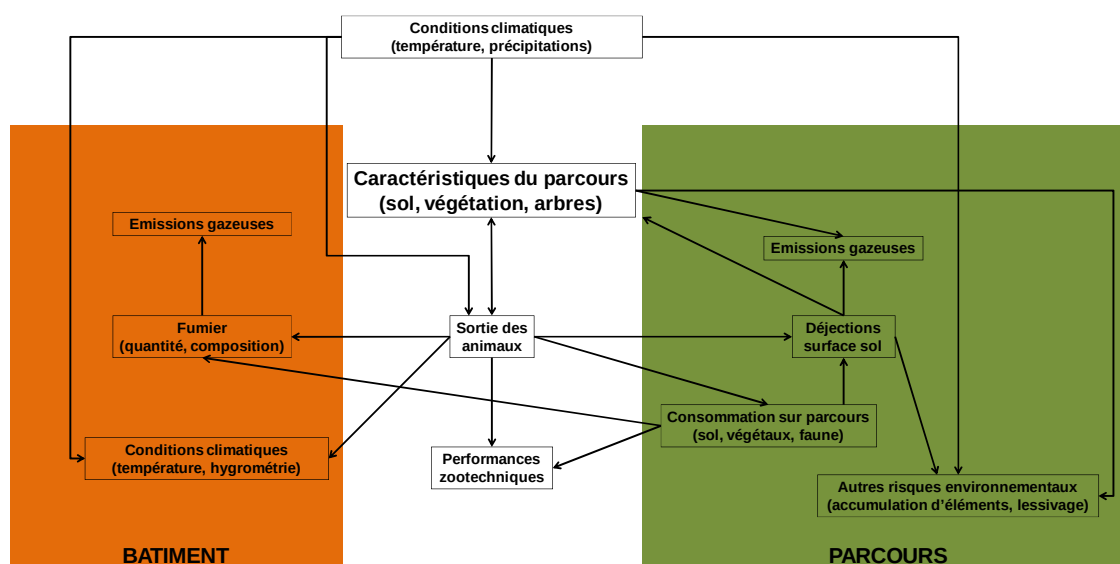


Figure 31. Influence des caractéristiques du parcours et des conditions climatiques sur les flux d'éléments et d'énergie en bâtiment et sur le parcours d'un système d'élevage avicole avec parcours

Au cours du chapitre 3, nous avons montré que les caractéristiques du parcours et les conditions climatiques (saison) influençaient la répartition des déjections entre le bâtiment (fumier) et le parcours, ce que nous avons considéré être un indicateur du temps de présence des animaux à l'extérieur. En conditions estivales/automnales et pour un même système, les animaux passaient plus de temps sur le parcours (taux d'excrétion plus élevée) qu'en conditions hivernales, ce qui est en accord avec la littérature (Hegelund *et al.*, 2005; Germain *et al.*, 2011b). Pour une même saison, les animaux sortaient davantage sur un parcours de type « arboré » que sur un parcours de type « prairie », en raison de la présence d'arbres/buisson offrant protection contre d'éventuels prédateurs et de l'ombre en été. Ces observations sont également en accord avec la littérature (Haneklaus *et al.*, 2000; Cornetto and Estevez, 2001; Lubac *et al.*, 2003; Zeltner and Hirt, 2003; Hegelund *et al.*, 2005; Zeltner and Hirt, 2008; Germain *et al.*, 2010b; Germain *et al.*, 2011b).

La sortie des animaux sur le parcours a des conséquences évidentes sur la quantité de fumier produite et sa composition, une baisse de l'excrétion induisant une baisse des teneurs en éléments non volatiles (P, K, Cu, ZN) et des quantités d'effluents plus faibles. A l'inverse, une exploration accrue du parcours pourrait se traduire par une augmentation de la consommation sur le parcours (faune, sol, végétation), et donc potentiellement un export de nutriments vers le bâtiment et un « enrichissement » du fumier.

De plus, nous pouvons supposer que s'ils passent plus de temps dans le bâtiment, les animaux vont davantage exprimer un comportement d'exploration (grattage, retournement...), d'autant que la densité animale est plus faible (environ deux fois moindre) que dans des élevages conventionnels. Ces comportements auront tendance à aérer la litière et à favoriser des processus tels que la nitrification à l'origine des émissions de N_2O .

Par ailleurs, l'occupation préférentielle du parcours par les animaux pose notamment des questions sur la répartition des déjections, puisque nous avons observé que les variations de stock de phosphore dans le sol suivaient également un gradient décroissant en s'éloignant du bâtiment pour le système « prairie ». Nous pouvons raisonnablement penser qu'un tel gradient existe également pour des éléments tels que le cuivre ou le zinc. Or, l'accumulation de ces éléments à risque à proximité du bâtiment augmentent les risques environnementaux (lessivage, écotoxicité) (Kratz *et al.*, 2004; Aarnink *et al.*, 2006).

6.1.2. *Le parcours, un écosystème au fonctionnement complexe*

Au cours du chapitre 4, nous avons abordé le parcours en tant qu'écosystème en interaction avec les conditions climatiques et avec les animaux. Nous avons ainsi montré que les émissions de GES sur le parcours étaient contrôlées par les conditions du sol (température et humidité), elles-mêmes directement influencées par les conditions climatiques (température, précipitations) (Figure 31). Par ailleurs, nous avons également montré qu'il existait une forte variabilité spatiale dans ces émissions avec notamment des corrélations fortes entre les émissions et la distance au bâtiment, avec des émissions plus élevées à proximité du bâtiment. Ceci peut être expliqué par l'apport constant et en grande quantité de déjections riches en matière organique (C et N). De plus, la dégradation (voire disparition) du couvert végétal (consommation par les animaux, grattage, piétinement), a limité la compétition pour les ressources avec les microorganismes du sol. Nous avons également observé que le parcours pouvait à la fois jouer le rôle de source et de puits de GES, en raison de phénomènes concurrents de production (respiration du sol, nitrification, méthanogénèse) et de consommation (photosynthèse, dénitrification, méthanotrophie). Néanmoins, certains de ces mécanismes régulant ces phénomènes demeurent encore mal connus voire inconnus, à l'image du fonctionnement des litières dans le bâtiment.

6.1.3. *Vers une optimisation des flux d'éléments et d'énergie ?*

D'un point de vue environnemental, les systèmes avec parcours ont jusqu'à présent été peu étudiés (Kratz *et al.*, 2004; Aarnink *et al.*, 2006). Cette thèse avait notamment pour objectif d'étudier le fonctionnement de tels systèmes, c'est pourquoi des résultats sur les émissions gazeuses, et les rejets sur parcours ont été obtenus. Le fonctionnement d'un système avec parcours peut clairement être abordé sous l'angle de l'agroécologie défini par Dalgaard *et al.* (2003). En effet, selon cette définition, un système agricole doit être considéré comme un ensemble d'interactions entre les plantes, les animaux, les humains et l'environnement. Au cours du chapitre 4, nous avons tenté d'aborder le fonctionnement du parcours selon cette approche en étudiant les interactions entre les animaux (apport de déjections animales, dégradation du couvert végétal), les plantes (fonctionnement du couvert végétal) et l'environnement extérieur (conditions climatiques) en proposant notamment des équations reliant les conditions du sol aux émissions de N_2O et de CO_2 . Dans le cadre de recherches futures, cette approche agroécologique des systèmes pourra s'appuyer sur la modélisation. Par exemple, le couplage entre des modèles d'écosystème (prairie, sol forestier...) et des modèles tels que MOLDAVI permettrait d'étudier plus finement le fonctionnement de ces systèmes et ainsi de mieux identifier les leviers d'actions pour réduire les pertes vers l'environnement (lessivage, émissions gazeuses), augmenter le recyclage des nutriments et favoriser/conservier la biodiversité. De plus, les flux liés à l'ingestion de sol/végétation/faune sur le parcours n'ont pas été intégrés dans

MOLDAVI et devront être pris en compte dans l’avenir, puisqu’ils peuvent représenter des quantités importantes d’éléments, notamment pour le carbone (cf. Chapitre 4). Encore une fois, peu de données sont disponibles dans la littérature (de Vries *et al.*, 2006; Jurjanz *et al.*, 2011) et de nouvelles références devront être acquises expérimentalement afin de compléter notre modèle.

En effet, dans un contexte de recherche de durabilité des systèmes d’élevage, une réflexion sur l’optimisation des flux à l’intérieur des systèmes doit être menée. En ce sens, la question du recyclage des nutriments (et son amélioration) est essentielle (Pretty, 2008). Nous avons ainsi vu (Chapitre 4) que les déjections des animaux étaient concentrées sur de petites surfaces, souvent à proximité des bâtiments, ce qui augmente certains risques environnementaux (lessivage, écotoxicité). Afin d’augmenter le recyclage de ces déjections par le parcours (sol, couvert végétal, arbres), certaines pistes de réflexion devront donc être explorées :

- L’augmentation de la surface réellement utilisée par les animaux afin de mieux répartir les apports de matière organique et d’éléments à risque. Pour ce faire, l’aménagement du parcours (implantations d’arbres et de buissons par exemple) est nécessaire. De même, l’installation du bâtiment d’élevage au centre du parcours (avec des trappes de chaque côté du bâtiment) permettrait sans doute une meilleure utilisation du parcours par les animaux,
- L’augmentation des capacités de recyclage des nutriments par le milieu (sol, couvert végétal, arbres). En raison de la dégradation rapide du couvert végétal par les animaux, il serait pertinent, d’augmenter le temps de repos du parcours entre deux lots afin de permettre la repousse du couvert, et donc l’utilisation des nutriments apportés par les déjections, et de procéder de façon régulière à des semis pour « reconstituer » le couvert végétal. Pour ce faire, une rotation entre plusieurs parcelles, associée à des bâtiments mobiles, peut être mise en place. En outre, les espèces implantées pourront avoir un intérêt sur le plan économique, par exemple avec des arbres fruitiers (parcours de type « verger ») ou des espèces produisant une biomasse annuelle suffisante pour alimenter une chaudière à bois (à l’image des haies qui sont broyées)

6.2. Perspectives d’évolution du modèle MOLDAVI

6.2.1. La modélisation : des allers-retours entre simulation et expérimentation

Dans cette thèse, l’application de MOLDAVI n’a été réalisée que pour l’étude de système d’élevage de poulets de chair. Toutefois, la représentation du système d’élevage et des sous-systèmes le composant (animal, effluent, parcours, bâtiment) a été faite afin d’assurer une généricité permettant d’étudier la diversité des systèmes avicoles, tant au niveau des pratiques (Chapitre 5) qu’au niveau des productions

(poulet de chair, dinde, canard). Durant la construction du modèle, nous avons pu identifier, à chaque niveau d'étude, des manques dans la littérature, qui limitent encore l'utilisation de MOLDAVI. Néanmoins, la structure du modèle permet d'envisager des évolutions et améliorations dans les différents sous-modèles, au fur et à mesure, des avancées en recherche.

6.2.1.1. A l'échelle des animaux

Dans MOLDAVI, la croissance des animaux est modélisée d'après une fonction de Gompertz modifiée. Comme nous l'avons vu dans le Chapitre 5, cette fonction est fréquemment utilisée pour modéliser la croissance des oiseaux (Gous *et al.*, 1999; Mignon-Grasteau and Beaumont, 2000; Darmani Kuhl *et al.*, 2010). Néanmoins, la fonction de Gompertz originale ne permet pas de prendre en compte les objectifs de l'éleveur (poids et âge à l'abattage) et aurait ainsi limité les applications de MOLDAVI. Pour ce faire, nous avons donc adopté l'équation modifiée proposée par Aubry *et al.* (2004) prenant en compte les performances de croissance attendues par l'éleveur. Par ailleurs, cette équation nécessite d'évaluer un paramètre de maturité (noté B dans le chapitre 5) pouvant aisément être ajusté à partir des données de croissance proposées par les sélectionneurs (performances théoriques). Cependant, si la croissance est bien modélisée et modulée pour le poulet de chair grâce à la prise en compte des lois de réponse issues d'INAVI (Quentin, 2004), de nouvelles données sur les facteurs influençant la croissance chez d'autres espèces (dinde, canard) sont nécessaires pour réaliser une approche similaire.

L'ingestion d'aliment est calculée à partir d'un indice de consommation (IC) constant au cours de la simulation. Cette représentation est sans doute discutable car la consommation d'aliment (de même que la consommation d'eau) est affectée par de nombreux facteurs (température, maladies, qualité de l'aliment) qui ne sont pas pris en compte dans MOLDAVI. Les seules variations de consommation observables dans le modèle seront dues à des variations de croissance mais l'IC réel restera inchangé, ce qui, dans la réalité, n'est probablement pas le cas. Aussi, afin de moduler finement l'ingestion, l'obtention de lois de réponse est encore nécessaire pour chacune des espèces avicoles (poulet, dinde, canard), à l'instar des lois de réponse tirées du modèle INAVI (Quentin, 2004) que nous avons utilisées pour moduler la croissance des poulets de chair.

Bien que simple, le modèle d'excrétion basé sur un bilan de masse (différence entre ingestion et rétention) permet une bonne prise en compte des pratiques puisqu'il permet de prendre en compte la composition de l'aliment et module la rétention corporelle en fonction des performances de croissance (gain de poids). De plus, les coefficients de rétention (fonction du poids de l'animal) pourront être adaptés en fonction des évolutions des souches commerciales à partir d'analyses de compositions de carcasse (acquises expérimentalement). Par ailleurs, un ajustement de la rétention

en fonction de l'âge des animaux permettrait d'améliorer la précision du modèle mais nécessite l'acquisition expérimentale de nouvelles connaissances.

6.2.1.2. A l'échelle de l'effluent

Pour représenter l'effluent et ses caractéristiques, nous nous sommes inspirés des travaux de Rigolot *et al.* (2010b). Lorsque l'effluent est un fumier, il est composé d'un matériau servant de litière (paille, copeaux) sur lequel sont déposées les déjections estimées par le modèle d'excrétion décrit précédemment. Pour les éléments volatiles (C, N, eau), des pertes gazeuses sont estimées à chaque pas de temps et les caractéristiques de l'effluent (masse et composition) sont déterminées par différence entre les apports (litière initiale, déjections) et les pertes (émissions gazeuses).

Pour les pertes de carbone et d'eau, les émissions sont calculées à partir de la production de chaleur de l'effluent, elle-même estimée comme un pourcentage de la production de chaleur des animaux (10%). Ce modèle permet d'obtenir des résultats cohérents (masse finale de fumier, teneur finale en matière sèche) et très proches de résultats observés sur le terrain. Cependant d'autres études devront être menées afin de modéliser la production de chaleur de la litière dans différentes conditions et pratiques.

Pour les émissions azotées (NH_3 , N_2O et N_2), nous avons choisi d'utiliser des facteurs d'émissions issus de la littérature et d'avis d'experts (INRA, ITAVI¹²). Afin que le modèle soit sensible aux pratiques d'élevage, nous avons modulé ces facteurs émissions par différents facteurs de variation (VF) également issus de la littérature et d'avis d'experts. Cependant, dans le chapitre 2, nous avons montré que certaines données n'étaient pas disponibles (émissions de GES principalement) et certains VF sont toujours manquant dans notre modèle (effet de l'humidité de la litière sur les émissions de CH_4 par exemple). Ces lacunes peuvent expliquer que certaines sorties du modèle diffèrent des observations expérimentales mais les nouvelles connaissances sur les émissions gazeuses et les VF pourront être intégrées dans le modèle dans l'avenir.

Enfin, dans le chapitre 5, nous avons considéré que l'effluent simulé était un fumier (mélange d'une litière avec des déjections), mais le modèle pourrait également être utilisé pour simuler un lisier (production de canards) ou le séchage des fientes (poules pondeuses), sous réserve de disposer de facteurs d'émissions et de VF adaptés.

6.2.1.3. A l'échelle du bâtiment

A l'échelle du bâtiment, nous avons montré que les équations de régulation des conditions climatiques permettaient d'obtenir des résultats en adéquation avec des

¹² Institut Technique de l'Aviculture

données expérimentales et avec les objectifs fixés par l'éleveur (température de consigne) (Chapitre 5). La régulation des conditions climatiques à l'intérieur du bâtiment est en partie fonction de la production de chaleur des animaux et de l'effluent (dans le cas d'un fumier). Or, les équations de productions de chaleur que nous avons utilisées (CIGR, 2002) ne sont pas disponibles pour toutes les espèces, notamment pour les canards. De plus, pour certaines espèces (poulet de chair), les données ne concernent que des souches à croissance rapide, et l'application de ces équations à des souches à croissance lente (telle que celle étudiée dans les chapitres 3 et 4) est largement discutable. En effet, les différences de croissance sont très associées à des différences de métabolisme (Quentin *et al.*, 2003) et donc probablement à des productions de chaleur (chaleur totale et répartition entre chaleurs latente et sensible) différentes. Dans le chapitre 4, nous avons fait l'hypothèse que la production de chaleur totale des animaux était environ deux fois plus faible chez des poulets à croissance lente que chez des poulets à croissance rapide en raison d'une vitesse de croissance deux fois plus faible. Cependant, cette hypothèse devra être vérifiée par des travaux expérimentaux afin d'ajuster les équations proposées par le CIGR (2002).

En outre, des approximations concernant la conception du bâtiment (isolation) ont été faites dans MOLDAVI. Afin d'étudier le vieillissement des bâtiments, une diminution progressive du coefficient d'isolation devra être pris en compte. L'estimation de ce paramètre est cependant difficile sur le terrain et des solutions pour l'estimer rapidement et à moindre coût devront être trouvées (usage de caméras thermiques ?).

6.2.2. *Evaluation de MOLDAVI*

Afin de s'assurer de la qualité des sorties d'un modèle, la question de l'évaluation de ce modèle est récurrente. Au cours du développement de MOLDAVI, nous avons donc procédé à une première étape de « vérification » (Kleijnen, 1995; Balci, 1997) consistant à éliminer les erreurs de programmation. Ainsi, dans MOLDAVI, il nous a fallu nous assurer de la conservation de la matière entre les différents éléments du système pour éviter des anomalies telles qu'une excrétion négative par exemple. Dans ce but, de nombreuses simulations ont été réalisées (non présentées dans cette thèse) et ont permis de faire évoluer le modèle jusqu'à ce que la cohérence globale du modèle soit satisfaisante.

La seconde étape de l'évaluation a consisté à vérifier que le modèle est capable de représenter correctement les processus. Cette étape, nommée « validation » (Kleijnen, 1995; Balci, 1997), a été délicate dans le cas de MOLDAVI. En effet, compte tenu de la multiplicité des sorties, il a été difficile d'utiliser les techniques classiquement appliquées en modélisation consistant à comparer les sorties du modèle à des données

observées (validation externe). En effet, comme nous l'avons souligné dans le chapitre 5, il n'existe pas ou peu de jeu de données observées suffisamment complet.

Les sous-modèles intégrés dans MOLDAVI ont fait l'objet de validations (analyses de sensibilité, cohérence des sorties...) non présentées dans cette thèse. Cependant, la validité des sous-modèles ne garantit pas la validité du modèle global (Balci, 1997; Gaunt *et al.*, 1997). Il est en effet possible que des erreurs au niveau des sous-modèles se cumulent et s'amplifient pour aboutir à des erreurs non négligeables au niveau du modèle global. Les procédures de validation d'un modèle tel que MOLDAVI doivent donc s'attacher à vérifier la qualité des prédictions du modèle de façon globale, c'est-à-dire de façon multicritères (plusieurs éléments à la fois) et à plusieurs échelles. Idéalement, les données nécessaires pour valider MOLDAVI fournirait des estimations de flux d'éléments et d'énergie en différents points du système (animal, effluent, bâtiment, parcours)¹³. Bien que nous ayons déjà proposé une validation de ce type dans le chapitre 5, en comparant les sorties du modèle à des données expérimentales (Robin *et al.*, 2010), de nombreuses autres validations de ce type seront encore nécessaires pour s'assurer que MOLDAVI est utilisable dans de nombreux contextes, et ce au fur à mesure que le modèle sera enrichi par de nouvelles données et/ou de nouveaux sous-modèles.

Au vu des difficultés à réaliser une validation au sens propre, la validation à dire d'experts de la cohérence des résultats doit également occuper une place importante dans l'évaluation de MOLDAVI. Les experts du domaine peuvent en effet juger rapidement du degré de vraisemblance des sorties du modèle et de son comportement général, même si les « règles » de validation employées par ces experts sont difficiles à formaliser en une méthodologie générique. Le fait de ne pas être en mesure de valider un modèle face à des données observées ne signifie donc pas qu'il ne peut pas être évalué.

6.2.3. *Quelles évolutions envisagées pour MOLDAVI ?*

6.2.3.1. Développement d'un modèle de stockage/traitement des effluents

Au cours de cette thèse, nous avons défini le système d'élevage comme étant un ensemble comprenant les animaux, le bâtiment, le parcours éventuel et l'effluent jusqu'à sa sortie du bâtiment (concomitante avec l'abattage des animaux pour plus de facilité). Cependant, nous pouvons considérer que la phase de stockage (et de traitement) d'un effluent fait également partie du système d'élevage. En effet, sur le terrain, la gestion du stockage d'un effluent se fait fréquemment par atelier de production (par exemple une fumière pour l'atelier bovin et une fumière pour l'atelier avicole). De plus, dans des approches comme l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) (ISO,

¹³ Acquises en fermes expérimentales ou dans des élevages commerciaux.

2006a, b), les impacts environnementaux liés aux émissions pendant le stockage de l'effluent sont généralement alloués à la phase d'élevage. En vue d'un éventuel couplage de MOLDAVI avec ces méthodes, il nous apparaît nécessaire d'avoir la même définition du système. Pour ce faire, nous devons développer et intégrer à MOLDAVI un sous-modèle de stockage et de traitement des effluents.

Ce sous-modèle devra :

- Permettre de suivre le devenir de l'effluent durant une phase de stockage plus ou moins longue en simulant l'évolution de la masse et de la composition à partir d'une composition initiale,
- Prendre en compte l'effet des pratiques sur cet effluent (retournement, stockage au champ, fumière couverte...) et l'effet des conditions climatiques (température, pluie),
- Permettre d'étudier des procédés de traitement tels que le compostage du fumier ou le traitement anaérobie du lisier.

Pour ce faire, l'approche développée pour simuler l'effluent dans le bâtiment pourra être reprise et adaptée en sélectionnant des facteurs d'émission et des facteurs de variations spécifiques au stockage et au traitement des effluents avicoles.

6.2.3.2. Adaptation pour simuler des systèmes d'élevage de poules pondeuses

Au cours de ce travail, nous avons développé un modèle permettant de simuler les systèmes d'élevage de volailles de chair¹⁴. Cependant, la production d'œufs représente une part importante de l'aviculture mondiale et notre modèle devra donc être adapté pour permettre l'étude des systèmes d'élevage de poules pondeuses. En effet, si certaines parties du modèle ne nécessiteront qu'un ajustement de paramètres (par exemple pour la simulation de l'effluent), la spécificité de l'élevage de poules pondeuses (production d'œufs et non de viande) impliquera de développer de nouveaux sous-modèles. Ainsi, la rétention des animaux ne sera plus fonction de la croissance des animaux (limitée somme toute) mais des besoins d'entretien des animaux et de l'export d'éléments dans les œufs. Cette différence avec les volailles de chair nécessitera de développer un sous-modèle de ponte, fonction des objectifs de l'éleveur et modulé par différents facteurs (alimentation, conditions climatiques...). En outre, certaines pratiques (séchage des fientes dans le bâtiment, bâtiment type « volière » avec deux effluents) sont spécifiques à l'élevage de poules pondeuses (cf. Chapitres 1 et 2) et devront être étudiées avant d'être modélisées.

¹⁴ Dans cette thèse, il n'a été paramétré que pour l'élevage de poulets de chair, et le paramétrage reste à faire pour les dindes et les canards.

6.2.3.3. Intégrer de nouvelles pratiques d'élevage ou de nouveaux équipements

De nombreuses pratiques/techniques d'élevage n'ont pas encore été prises en compte dans MOLDAVI et il serait pertinent, compte tenu des objectifs d'utilisation de MOLDAVI, de les modéliser. Celles-ci peuvent avoir une influence sur les flux d'éléments et/ou d'énergie des systèmes avicoles, comme par exemple :

- Les échangeurs d'air,
- Le chauffage par le sol,
- le démarrage d'un lot sur une moitié ou un tiers du bâtiment (cloison amovible) ou en poussinière (bâtiment plus petit puis détassage) afin de réduire les consommations d'énergie liées au chauffage,
- le détassage en fin de lot en élevage de dindes ou de canards.

6.2.4. *Quelles applications pour MOLDAVI ?*

MOLDAVI a été conçu pour être utilisé en recherche – développement afin d'étudier les flux d'éléments et d'énergie au sein de systèmes d'élevage avicole en fonction des pratiques et des conditions climatiques. Cet objectif large permet d'envisager plusieurs types d'application :

- Le modèle pourra être utilisé pour la comparaison de systèmes (définis par des objectifs et des pratiques), à l'instar des simulations que nous avons proposées dans le chapitre 5. Les résultats de comparaison de scénarios permettront d'identifier des pratiques ou des systèmes innovants, c'est-à-dire avec des rejets vers l'environnement et des consommations énergétiques plus faibles que les systèmes actuels.
- Utilisé en interaction avec des approches d'expérimentales à l'échelle du système d'élevage, MOLDAVI permettra d'identifier les modalités les plus pertinentes à tester lors de la conception d'essais système. Une telle approche souligne l'importance d'allers-retours réguliers entre la conception (modélisation) et l'évaluation (expérimentation), pour améliorer la durabilité des systèmes (Figure 32).
- L'utilisation de MOLDAVI, au travers d'analyses de sensibilité, pourra également fournir des résultats difficiles à obtenir expérimentalement. Par exemple, quels sont à l'échelle du système d'élevage, les facteurs qui influencent le plus la production de GES ? Aujourd'hui certaines réponses ne peuvent être données que qualitativement à dire d'experts, et MOLDAVI pourra certainement contribuer à apporter des réponses chiffrées à ces questions à condition que de nouvelles connaissances soient acquises au travers d'expérimentation ou du développement de modèles mécanistes.

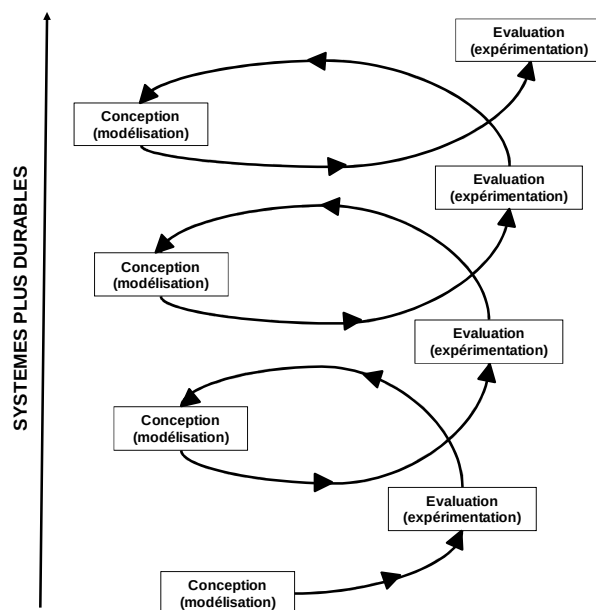


Figure 32. La spirale de la durabilité : entre conception et évaluation
(d'après Lopez-Ridaaura, 2005)

Toutefois, il est important de noter que la nature des sorties de MOLDAVI ne permet pas d'étudier des impacts environnementaux au sens strict (eutrophisation ou changement climatique par exemple), les sorties du modèle ne constituant que des données d'entrées pour le calcul d'indicateurs. Afin d'étudier les impacts environnementaux de systèmes avicoles, notre modèle pourra être utilisé en couplage avec des approches telles que l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) comme nous allons le montrer ci-après.

6.3. Une approche multicritère de la durabilité des systèmes

6.3.1. Quelles limites pour un système d'élevage?

Au cours de cette thèse, nous avons défini le système d'élevage comme un ensemble formé d'un bâtiment (et éventuellement d'un parcours) dans lequel des animaux sont élevés et produisent un effluent. Cependant, la question des limites du système est fréquemment posée dans les approches de modélisation et d'évaluation environnementale (Lopez-Ridaaura, 2005; Chardon, 2008; Rigolot, 2009) et d'évaluation environnementale (Ekvall and Weidema, 2004; ISO, 2006a, b). En effet, selon Rigolot (2009), la perception des pratiques dépend des limites du système, tant sur le plan quantitatif (dans la mesure où la prise en compte d'un système plus vaste permet de relativiser l'effet environnemental d'une pratique), mais aussi qualitative : une pratique jugée la « meilleure » dans une représentation de système peut être jugée sub-optimale, voire défavorable, dans une autre représentation de système.

Ainsi, au cours du chapitre 4, nous avons réalisé, à l'échelle du parcours, un bilan GES en équivalents CO_2 et avons montré que ce bilan était négatif, traduisant une activité de puits. La Figure 33 présente le bilan GES annuel du système « prairie » basé sur les résultats des chapitres 3 et 4¹⁵. Les émissions de GES pour la production d'aliment ont été calculées d'après les travaux de Seguin *et al.* (2011) (1.73 kg équ. CO_2 par kg de poulet). La prise en compte des émissions dans le bâtiment (environ 3,8 tonnes équ. $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans une telle approche change radicalement les conclusions puisque le bilan serait alors négatif (environ -2,8 tonne équ. $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Toutefois, nous pouvons observer que les émissions dans le bâtiment sont presque entièrement compensées par l'activité de puits du parcours, ce qui souligne l'importance de prendre en compte l'intégralité du système. Enfin, la prise en compte des émissions indirectes liées à la production des aliments à l'extérieur de l'élevage conduit à multiplier par environ 11 le bilan GES à l'échelle Bâtiment + Parcours (environ 32 tonnes équ. $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Cette approche est en accord les travaux de nombreux auteurs qui ont montré que la production d'aliment était le principal source de GES dans les activités d'élevage (Ellingsen and Aanonsen, 2006; Mollenhorst *et al.*, 2006; Dekker *et al.*, 2008; Katajajuuri *et al.*, 2008; Pelletier, 2008; Prudêncio da Silva Junior *et al.*, 2008; Williams *et al.*, 2009; Boggia *et al.*, 2010; Seguin *et al.*, 2011).

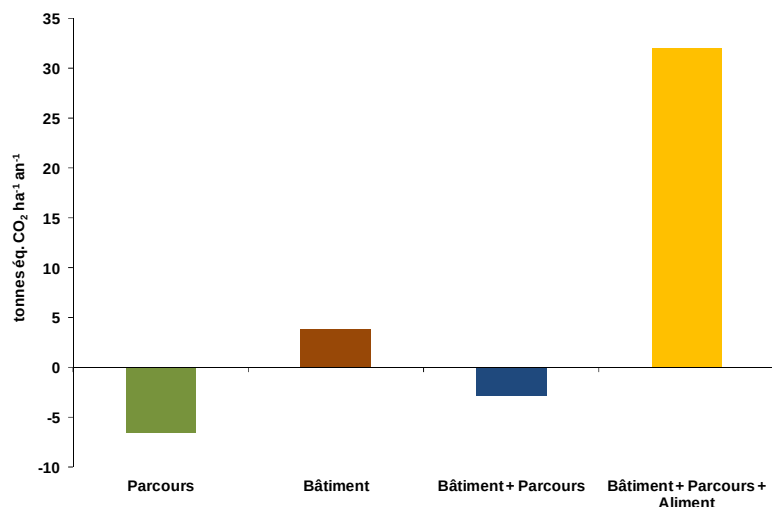


Figure 33. Influence des limites du système sur le bilan GES d'un système de production de poulet de chair avec parcours

Ces conclusions renforcent la pertinence d'étudier les flux d'éléments et d'énergie des systèmes avicoles à plusieurs échelles. Dans le cadre d'une approche par modélisation, plusieurs options sont envisageables :

¹⁵ Dans ce chapitre, les émissions de CO_2 dues à la respiration des animaux dans le bâtiment et sur le parcours n'ont pas été prises en compte. Cette approche est classiquement utilisée dans les bilans GES car ces émissions correspondent à du carbone dit « cycle court ». En revanche, les émissions de CH_4 et N_2O (valeurs corrigées en raison des hypothèses d'interférence) ainsi que les émissions de CO_2 liées à la combustion du propane pour le chauffage ont été prises en compte.

- Développer de nouveaux sous-modèles pour MOLDAVI, tel qu'un module de stockage/traitement des effluents (cf. 6.2.3.1) et d'épandage,
- Coupler MOLDAVI à des modèles à l'échelle de l'exploitation agricole afin d'étudier d'éventuels transferts de pollution entre ateliers (cultures, animaux) d'une même exploitation. MOLDAVI pourrait ainsi être couplé (voire intégré) à un modèle comme MELODIE (Chardon *et al.*, 2007) dont nous avons repris certaines représentations (par exemple, la modélisation des émissions gazeuses à partir d'un facteur d'émission modulé par des facteurs de variations),
- Coupler MOLDAVI à des outils d'évaluation tels que l'ACV qui permettrait de prendre en compte des flux indirects, par exemple ceux associés à la production d'aliments, à la construction du bâtiment ou à la production des poussins.

6.3.2. *Evaluation environnementale : intérêt d'une démarche couplant modélisation et Analyse du Cycle de Vie*

Nous avons évoqué précédemment l'intérêt d'élargir les limites du système avicole afin de prendre en compte les impacts environnementaux liés à la production d'aliments notamment grâce à la réalisation d'ACV. Dans ce cas, nous pouvons considérer que l'ACV est utilisée en complément du modèle, mais les modèles peuvent également servir de base à la réalisation d'ACV, en produisant des données d'entrées (Figure 34).

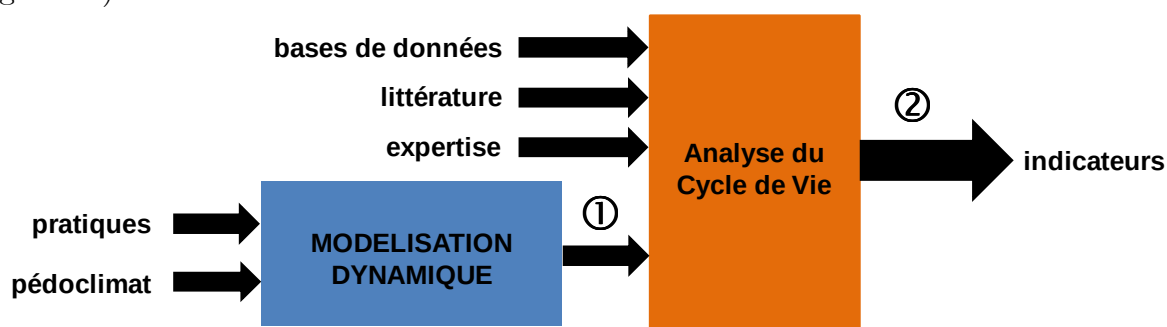


Figure 34. Intérêt du couplage modélisation/ACV : (1) Production, à l'aide de modèles dynamiques, de données d'entrées nécessaires à l'ACV et prenant en compte la dynamique des processus et des émissions (influence des pratiques et du climat); (2) Intégration des sorties de ces modèles (performances, flux d'éléments, consommations d'énergie) en indicateurs d'impacts environnementaux synthétiques (changement climatique, eutrophisation...)

En effet, lors de la phase d'Inventaire du Cycle de Vie¹⁶, des données annuelles moyennes sont souvent utilisées. Ceci entraîne alors des imprécisions sur l'estimation

¹⁶ L'Inventaire du Cycle de Vie (ICV) est un bilan complet de tous les flux entrants et sortants du système (ressources énergétique, matières premières et émissions).

de certains processus dynamiques. L'utilisation de modèles dynamiques en amont de l'ACV (production de données pour la phase d'ICV) permet de réaliser des ACV plus précises que si elles étaient réalisées à partir de données moyennes de la littérature. Par ailleurs, le couplage de modèles dynamiques (MOLDAVI, MELODIE) à l'ACV permet de réaliser des évaluations environnementales prenant en compte la variabilité climatique (Figure 34) plutôt que basées sur des données annuelles moyennées issues de la littérature, et souvent non représentatives du contexte pédoclimatique (Lopez-Ridaura *et al.*, 2008). Grâce à de tels couplage, l'ACV pourra prendre en compte la variabilité inter et intra-annuelle de certaines émissions. Par exemple, concernant les émissions de CH_4 au stockage du lisier de porc, Rigolot (2009) a pu montrer l'effet intra-annuel du volume stocké sur la dynamique des émissions en fonction du remplissage (vidange des préfossees en bâtiment) et des vidanges de la fosse (épandage) tandis que l'effet inter-annuel était principalement dû à la température. De même, dans le chapitre 5, nous avons montré que la prise en compte d'événements climatiques courts mais intenses (coups de chaleur) pouvaient avoir des conséquences importantes sur les performances zootechniques des animaux et donc potentiellement sur les flux d'éléments.

Enfin, un modèle tel que MOLDAVI ne permet pas de réaliser au sens strict des évaluations environnementales puisque ses sorties ne sont pas des impacts environnementaux mais des flux de composés et d'énergie. Le couplage à l'ACV permet alors d'agréger ces flux au sein d'indicateurs d'impacts environnementaux comme par exemple le changement climatique ou l'eutrophisation des milieux aquatiques (Figure 34).

6.3.3. *Etudier les systèmes sous l'angle des trois piliers de la durabilité*

Depuis le rapport Brundtland (1987), la notion de développement durable (ou soutenable)¹⁷ a largement été approprié par les différents porteur d'enjeux (politique, monde socio-économique, recherche). Dans ce sens, l'évaluation environnementale a connu un véritable essor avec notamment des méthodes reconnues à l'international comme l'ACV (ISO, 2006a, b). Néanmoins, l'accent a été principalement mis sur l'environnement (en France : normes d'épandage, teneur en nitrates des eaux ; en Suisse : biodiversité minimale sur l'exploitation agricole) alors que la durabilité est définie par trois piliers : l'environnement, l'économie et le social (Brundtland, 1987).

Sur le plan économique, les systèmes d'élevage (et par extension de production agricole) doivent être rentables, c'est-à-dire qu'ils doivent permettre à l'agriculteur de pouvoir vivre décemment de son activité agricole. Tandis que sur le plan social, les

¹⁷ Développement qui répond aux besoins des générations du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs.

systèmes devront être socialement acceptables tant par les agriculteurs (pénibilité du travail) que par les citoyens (odeurs) et les consommateurs (bien-être animal, hormones de croissance).

Dans une démarche « agriculture durable », les systèmes agricoles doivent donc être évalués par des approches multicritères prenant en compte les trois piliers de la durabilité et leurs interactions. Cependant, peu d'outils et de méthodes permettant d'évaluer la durabilité sous ses trois piliers sont aujourd'hui disponibles¹⁸ et, aucun n'a été développé spécifiquement pour étudier la durabilité des systèmes avicoles selon ses trois piliers. Ainsi, un enjeu majeur des recherches systémiques en aviculture sera de développer de tels outils et méthodes mais également d'intégrer des indicateurs complémentaires (bien-être animal, biodiversité sur le parcours...) aux sorties de MOLDAVI. A terme, ces travaux permettront de répondre aux questions que l'aviculture se pose en termes de durabilité et de participer ainsi à la conception de systèmes avicoles durables.

¹⁸ Il existe maintenant des Analyses Sociales et Economiques du Cycle de Vie (ASCV, AECV).

Conclusions et perspectives

La question environnementale constitue un des défis majeur de l'agriculture d'aujourd'hui et de demain. Il est désormais indispensable pour la recherche d'évaluer *ex ante* les impacts environnementaux des systèmes de production. C'est pourquoi, le principal objectif de cette thèse était de proposer une méthode permettant d'étudier les flux d'éléments (C, N, P, K, Cu, Zn et eau) et d'énergie au sein des systèmes d'élevage avicoles.

Pour répondre à cet objectif, un modèle dynamique générique (MOLDAVI) a été développé sur la base de références issues de la littérature et d'avis d'experts. Toutefois, peu de connaissances sur le fonctionnement des systèmes avec parcours étaient disponibles. Pour compléter le panel de connaissances, des expérimentations ont été réalisées sur des élevages de poulets avec parcours. Celles-ci ont permis de quantifier les émissions gazeuses du bâtiment et du parcours. Des références sur la répartition des déjections entre le bâtiment (fumier) et le parcours en fonction des caractéristiques du parcours (présence d'arbres ou non) et de la saison ont également été produites. Cependant, ces résultats devront être confirmés par d'autres mesures en élevages expérimentaux et commerciaux d'afin de juger de leur représentativité pour une application dans des modèles, des approches type ACV ou des inventaires nationaux d'émissions.

Afin de participer à la conception de systèmes dits « innovants », le modèle permet de prendre en compte finement l'effet des pratiques et des conditions climatiques (température, hygrométrie) sur les flux d'éléments et d'énergie. Ainsi, les simulations réalisées avec MOLDAVI permettent de tester aisément des combinaisons de pratiques à différents niveaux (alimentation, objectifs de performances, gestion de l'effluent, conception des bâtiments...) en relation avec différentes conditions climatiques. Ces simulations permettront de mettre en évidence des effets simples (positifs ou négatifs) mais également des effets complexes au travers de synergies ou de transferts de pollution. De plus, le modèle permettra de mieux construire les protocoles expérimentaux à l'échelle système en mettant en lumière les leviers d'action pour optimiser les flux d'éléments et d'énergie des systèmes avicoles (recyclage, réduction des pertes).

Par ailleurs, la construction et la validation du modèle ont permis de mettre en lumière des manques de connaissances et de références au niveau de tous les sous-modèles. Mais la structure du modèle est telle qu'elle permet d'envisager des évolutions et améliorations dans les différents sous-modèles, au fur et à mesure des avancées de la recherche. De plus, le modèle sera complété à court terme pour la prise en compte des systèmes d'élevage de poules pondeuses, et la phase de stockage/traitement des effluents.

Les nombreuses questions de recherche sur l'impact environnemental des élevages et la complémentarité de MOLDAVI avec d'autres approches (autres modèles, ACV)

permettent d'imaginer de nombreuses applications au cours des années à venir. De plus, le modèle a été construit sur une architecture similaire à celle de MELODIE, modèle à l'échelle de l'exploitation agricole, et un couplage entre ces deux modèles permettra des évaluations multicritères des systèmes d'agricoles.

Enfin, l'aviculture s'interroge sur la durabilité de ses systèmes (rentabilité, image auprès des consommateurs, diminution des rejets vers l'environnement). Les travaux de recherche futurs ne devront donc plus seulement s'intéresser à l'environnement mais également proposer des évaluations multicritères des trois piliers de la durabilité (social, économie et environnement). Dans ce cadre, les approches de modélisation (en complément d'autres approches : expérimentation, enquêtes...) tiendront une place importante pour aider l'agriculture à relever les défis de l'agriculture durable.

Références bibliographiques

- 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, 153-169.
- Aarnink, A.J.A., Hol, J.M.G., Beurskens, A.G.C., 2006. Ammonia emission and nutrient load in outdoor runs of laying hens. *Wageningen Journal of Life Sciences* 54, 223-234.
- Abd El Kader, N., Robin, P., Paillat, J.M., Leterme, P., 2007. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology* 98, 2619-2628.
- Al Homidan, A., Robertson, J.F., Petchey, A.M., 2003. Review of the effect of ammonia and dust concentrations on broiler performance. *World's Poultry Science Journal* 59, 340-349.
- Aletor, V.A., Hamid, I.I., Nieß, E., Pfeffer, E., 2000. Low-protein amino acid-supplemented diets in broiler chickens: effects on performance, carcass characteristics, whole-body composition and efficiencies of nutrient utilisation. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 80, 547-554.
- Allard, V., Soussana, J.-F., Falcimagne, R., P. Berbigier, P., Bonnefond, J.-M., Ceschia, E., D'hour, P., Hénault, C., Laville, P., Martin, C., Pinarès-Patino, C., 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO_2 , N_2O and CH_4) of semi-natural grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 121, 47-58.
- Amerah, A.M., Ravindran, V., Lentle, R.G., Thomas, D.G., 2007. Feed particle size: Implications on the digestion and performance of poultry. *World's Poultry Science Journal* 63, 439-455.
- Amman, C., Flechard, C.R., Leifeld, J., Neftel, A., Fuhrer, J., 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 121, 5-20.
- Angel, R., Powers, W., Applegate, T., 2008. Diet Impacts for Mitigating Air Emissions from Poultry ASABE International Livestock Environment Symposium VIII, Iguassu Falls, Brazil, p. 4.
- Applegate, T., Adedokun, S., Powers, W., Angel, R., 2008. Determination of Nutrient Mass Balance in Turkeys. *Poultry Science* 87, 2477-2485.
- Applegate, T.J., Potturi, L.P.V., Angel, R., 2003. Model forestimating poultry manure nutrient excretion: A mass balance approach. 9th International Animal, Agricultural and Food Processing Wastes, Raleigh, United States, pp. 296-302.
- Atapattu, N., Senaratna, D., Belpagodagamage, U.D., 2008. Comparison of Ammonia Emission Rates from Three Types of Broiler Litters. *Poultry Science* 87, 2436-2440.
- Aubry, A., Quiniou, N., Le Cozler, Y., Querné, M., 2004. Modélisation de la croissance et de la consommation d'aliment des porcs de la naissance à l'abattage : actualisation des coefficients appliqués aux critères standardisés de performances en Gestion Technico-Economique. 36èmes Journées de la Recherche Porcine. ITP, Paris, France, pp. 409-422.
- Aviagen, 2009. ROSS nutrition supplement.

- Aviagen, 2010. Feeding recommendations for Nicholas commercial stock.
- Bååth, E., 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations: A review. *Water Air and Soil Pollution* 47, 335-379.
- Bahlsberg-Påhlsson, A.M., 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants: A literature review. *Water Air and Soil Pollution* 47, 381-417.
- Balci, O., 1997. Verification, validation and accreditation of simulation models. 1997 Winter Simulation Conference, Atlanta, pp. 135-141.
- Balogh, J., Pinter, K., Foti, S., Cserhalmi, D., Papp, M., Nagy, Z., 2011. Dependence of soil respiration on soil moisture, clay content, soil organic matter, and CO₂ uptake in dry grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1006-1013.
- Bengtsson, G., Tranvik, L., 1989. Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. A review of the limitations. *Water Air and Soil Pollution* 47, 381-417.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Olesen, J.E., Hutchings, N., 1999. FASSET - An Integrated Economic and Environmental Farm Simulation Model. *International Symposium Modelling Cropping Systems, Lleida*, pp. 45-56.
- Boggia, A., Paolotti, L., Castellini, C., 2010. Environmental impact evaluation of conventional, organic and organic-plus poultry production systems using life cycle assessment. *World's Poultry Science Journal* 66, 95-114.
- Bouwman, A.F., Van Vuuren, D.P., Derwent, R.G., Posch, M., 2002. A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems. *Water Air and Soil Pollution* 141, 349-382.
- Bregendahl, K., Sell, J., Zimmerman, D., 2002. Effect of low-protein diets on growth performance and body composition of broiler chicks. *Poultry Science* 81, 1156-1167.
- Brossier, J., 1987. Système et système de production - Note sur ces concepts. *Cahier des sciences humaines* 23, 377-390.
- Brundtland, G.H., 1987. Our common future. p. 374.
- Carey, J.B., Lacey, R.E., Mukhtar, S., 2004. A review of literature concerning odors, ammonia, and dust from broiler production facilities: 2. Flock and house management factors. *Journal of Applied Poultry Research* 13, 509-513.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 559-568.
- Casey, K.D., Gates, R.S., Wheeler, E.F., Xin, H., Zajackowski, J.L., Topper, P.A., Liang, Y., 2004. Ammonia emissions from Kentucky broiler houses during winter, spring and summer A&WMA's 97th Annual Conference & Exhibition, Indianapolis, United States of America

- Casey, K.D., Gates, R.S., Wheeler, E.F., Xin, X., Zajackowski, J.L., Topper, P.A., Liang, Y., 2003a. Ammonia Emissions from Kentucky Broiler Houses during Winter and Spring. National Clean Air Conference: Linking Air Pollution Science, Policy and Management, Newcastle, Australia.
- Casey, K.D., Gates, R.S., Wheeler, E.F., Zajackowski, J.S., Topper, P.A., Xin, H., Liang, Y., 2003b. Ammonia emissions from broiler houses in Kentucky during Winter. International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities, Horsens, Jutland, Denmark, pp. 213-220.
- Castaing, J., Pouech, P., Coudure, R., 2002. Digestion anaérobie de lisiers de porcs en mélange avec des déchets agro-industriels. Journées de la Recherche Porcine, Paris, France, pp. 195-202.
- Castaldi, S., Costantini, M., Cenciarelli, P., Ciccioli, P., Valentini, R., 2007. The methane sink associated to soils of natural and agricultural ecosystems in Italy. *Chemosphere* 66, 723-729.
- Chadwick, D.R., Sneath, R.W., Phillips, V.R., Pain, B.F., 1999. A UK inventory of nitrous oxide emissions from farmed livestock. *Atmospheric Environment* 33, 3345-3354.
- Chardon, X., 2008. Evaluation environnementale des exploitations laitières par modélisation dynamique de leur fonctionnement et des flux de matière : Développement et application du simulateur MELODIE. AgroParisTech, Paris, France.
- Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Le Gall, A., Espagnol, S., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., Raison, C., Poupa, J.-C., Faverdin, P., 2007. MELODIE : A whole-farm model to study the dynamics of nutrients in integrated dairy and pig farms. In: Oxley, L., Kulasiri, D. (Eds.), MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, pp. 1638-1645.
- Chiumenti, A., da Borso, F., Pinosa, M., 1992. Layer keeping systems with manure drying on belts: environmental effects. 19th WPSA Congress, Amsterdam, The Netherlands, pp. 282-288.
- CIGR, 2002. 4th Report of Working Group on Climatization of Animal Houses - Heat and moisture production at animal and house levels p. 45.
- CITEPA, 2010a. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France - Séries sectorielles et analyses étendues - Format SECTEN -Avril 2010. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris, p. 314.
- CITEPA, 2010b. Rapport national d'inventaire pour la France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto - Rapport CCNUCC - Avril 2010. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris, p. 190.
- Cobb-Vantress, 2008. Guide d'élevage du poulet de chair Cobb.

European Commission, 2003. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) - Reference document on best available techniques for intensive rearing of poultry and pigs. p. 341.

European Commission, 2008. Commission Regulation (EC) No 889/2008 of 5 September 2008 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 on organic production and labelling of organic products with regard to organic production, labelling and control. Official Journal of the European Union L250 18.9.2008, p. 84.

Conen, F., Smith, K.A., 1998. A re-examination of closed flux chamber methods for the measurement of trace gas emissions from soils to the atmosphere. *European Journal of Soil Science* 49, 701-707.

Coquillard, P., Hill, D., 1997. *Modélisation et simulation d'écosystèmes*. Masson, Paris, France.

Cornetto, T., Estevez, I., 2001. Influence of vertical panels on use of space by domestic fowl. *Applied Animal Behaviour Science* 71, 141-153.

CORPEN, 2006. Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, calcium, cuivre, zinc par les élevages avicoles. Comité d'Orientation pour des Pratiques Agricoles Respectueuses de l'Environnement, p. 55.

Corson, M.S., Alan Rotz, C., Howard Skinner, R., Sanderson, M.A., 2007. Adaptation and evaluation of the integrated farm system model to simulate temperate multiple-species pastures. *Agricultural Systems* 94, 502-508.

European Council, 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources.

European Council, 1999. Council Directive 1999/74/EC of 19 July 1999 laying down minimum standards for the protection of laying hens.

European Council, European Parliament, 2001. Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants.

Cros, M.J., Duru, M., Peyre, D., 2001. SEPATOU, un simulateur de conduites du pâturage, à l'épreuve des "menus" bretons. *Fourrages* 167, 365-383.

da Borso, F., Chiumenti, A., Rodar, T., 2004. Gaseous emissions from alternative housing systems for laying hens. 11th International Conference of RAMIRAN: Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety, Murcia, Spain, pp. 337-340.

da Borso, F., Chiumenti, R., 1999. Poultry housing and manure management systems: recent development in Italy as regards ammonia emissions. 8th International Conference of the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, RAMIRAN 98, Rennes, France, pp. 15-21.

- Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 100, 39-51.
- Darmani Kuhl, H., Porter, T., Lopez, S., Kebreab, E., Strathe, A.B., Dumas, A., Dijkstra, J., France, J., 2010. A review of mathematical functions for the analysis of growth in poultry. *World's Poultry Science Journal* 66, 227-240.
- Davidson, E.A., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, J.E., Whitman, W.B. (Eds.), *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxide and halomethanes*. American Society for Microbiology, Washington, DC, pp. 219-235.
- de Oliveira, P.A.V., 1999. Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral. *Ecole National Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes, France*, p. 263.
- de Vries, M., Kwakkel, R.P., Kijlstra, A., 2006. Dioxins in organic eggs: a review. *Wageningen Journal of Life Sciences* 54, 207-222.
- Dedieu, B., Faverdin, P., Dourmad, J.Y., Gibon, A., 2008. Système d'élevage, un concept pour raisonner les transformations de l'élevage. *INRA Productions Animales* 21, 45-58.
- Dekker, S.E.M., de Boer, I.J.M., Aarnink, A.J.A., Groot Koerkamp, P.W.G., 2008. Environmental hotspot identification of organic egg production. 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich, Switzerland, pp. 381-389.
- Demmers, T.G.M., Burgess, L.R., Short, J.L., Philips, V.R., Clark, J.A., Wathes, C.M., 1999. Ammonia emissions from two mechanically ventilated UK livestock buildings. *Atmospheric Environment* 33, 217-227.
- Descartes, R., 1637. *Le discours de la méthode*. Pour bien conduire sa raison, et chercher la vérité dans les sciences.
- Devliegher, W., Verstraete, W., 1995. *Lumbricus terrestris* in a soil core experiment: Nutrient-enrichment processes (NEP) and their gut-associated processes (GAP) and their effect on microbial biomass and microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 12, 1573-1580.
- Dutton, R.G., Jiao, J., Tsujita, M.J., Grodzinski, B., 1988. Whole plant CO₂ exchange measurements for nondestructive estimation of growth. *Plant Physiology* 86, 355-358.
- EEA, 2010. Annual European Union greenhouse gas inventory 1990-2008 and inventory report 2010. European Environment Agency, p. 860.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Elwell, D.L., 2000. Composting short paper fiber with broiler litter and additives. Part I: effects of initial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia emission. *Compost Science and Utilization* 8, 160-172.
- Ekvall, T., Weidema, B., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 161-171.

- Ellen, H., Aarnink, A., Mosquera, J., Winkel, A., Cambra-Lopez, M., van Harn, J., Ogink, N., 2010. Dust reduction options for poultry houses. XIIIth European Poultry Conference, Tours, France, p. 282.
- Ellingsen, H., Aanondsen, S.A., 2006. Environmental impacts of wild caught cod and farmed salmon - A comparison with chicken. *Journal of Life Cycle Assessment* 11, 60-65.
- Elwinger, K., Svensson, L., 1996. Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *Journal of Agricultural Engineering Research* 64, 197-208.
- EPA, 2002. Review of emission factors and methodologies to estimate ammonia emissions from animal waste handling. United States Environmental Protection Agency, p. 83.
- EPA, 2004. National Emission Inventory—Ammonia Emissions from Animal Husbandry Operations. United States Environmental Protection Agency, p. 131.
- 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. *Biosystems Engineering* 97, 441-455.
- FAO, 2006. Livestock long shadow. Environmental issues and options. FAO, Rome, Italy, p. 390.
- FAO, 2010. Livestock in a changing landscape: Drivers, consequences and responses. FAO, Rome, Italy, p. 416.
- Ferguson, N., Gates, R., Taraba, J., Cantor, A., Pescatore, A., Straw, M., Ford, M., Burnham, D., 1998. The effect of dietary protein and phosphorus on ammonia concentration and litter composition in broilers. *Poultry Science* 77, 1085-1093.
- Flechard, C.R., Ambus, P., Skiba, U., Rees, R.M., Hensen, A., van Amstel, A., van den Pol-van Dasselaar, A., Soussana, J.-F., Jones, M., Clifton-Brown, J., Raschi, A., Horvath, L., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leifeld, J., Fuhrer, J., Calanca, P., Thalman, E., Pilegaard, K., DiMarco, C., Campbell, C., Nemitz, E., Hargreaves, K.J., Levy, P.E., Ball, B.C., Jones, S.K., van de Bulk, W.C.M., Groot, T., Blom, M., Domingues, R., Kasper, G., Allard, V., Ceschia, E., Cellier, P., Laville, P., Henault, C., Bizouard, F., Abdalla, M., Williams, M., Baronti, S., Berretti, F., Grosz, B., 2007a. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 135-152.
- Flechard, C.R., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Fuhrer, J., 2005. Bi-directional soil/atmosphere N₂O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. *Global Change Biology* 11, 2114-2127.
- Flechard, C.R., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leifeld, J., 2007b. Temporal changes in soil pore space CO₂ concentration and storage under permanent grassland. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 66-84.
- FranceAgriMer, 2010. Données statistiques 2009 - Les produits carnés, avicoles et laitiers.

Frères, G., 2010. Guide d'élevage Canedins à rôtir.

Gac, A., Beline, 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, 252-260.

Gates, R.S., Casey, K.D., Wheeler, E.F., Xin, H., Pescatore, A.J., 2008. US broiler housing ammonia emissions inventory. *Atmospheric Environment* 42, 3342-3350.

Gates, R.S., Casey, K.D., Xin, H., Burns, R.T., 2009. Building emissions uncertainty estimates. *Transactions of the ASABE* 52, 1345-1351.

Gaunt, J.L., Riley, J., Stein, A., Penning de Vries, F.W.T., 1997. Requirements for effective modelling strategies. *Agricultural Systems* 54, 153-168.

Gay, S.W., Wheeler, E.F., Zajackowski, J.L., Topper, P.A., 2006. Ammonia emissions from US tom turkey growout and brooder houses under cold weather minimum ventilation. *Applied Engineering in Agriculture* 22, 127-134.

Germain, K., Juin, H., Lessire, M., 2010a. Effect of the outdoor run characteristics on growth performance in broiler organic production. XIIIth European Poultry Conference, Tours, France.

Germain, K., Niang, B.M., Juin, H., Jondreville, C., Jurjanz, S., 2011a. Impact de l'ingestion de sol et de végétaux par le poulet de chair sur la valorisation énergétique de la ration. 9èmes Journées de la Recherche Avicole, Tours, pp. 275-279.

Germain, K., Parou, P., Chapuis, H., Pouget, R., Juin, H., Guéméné, D., Leterrier, C., 2011b. Des pistes pour améliorer l'utilisation du parcours chez les poulets de chair biologique. 9èmes Journées de la Recherche Avicole, Tours, France, pp. 96-100.

Germain, K., Simonet, P., Leterrier, C., Juin, H., Guemene, D., 2010b. Individual variability in exploratory behaviour in organic broiler production. XIIIth European Poultry Conference, Tours, France, p. 900.

Gilmanov, T.G., Soussana, J.F., Aires, L., Allard, V., Ammann, C., Balzarolo, M., Barcza, Z., Bernhofer, C., Campbell, C.L., Cernusca, A., Cescatti, A., Clifton-Brown, J., Dirks, B.O.M., Dore, S., Eugster, W., Fuhrer, J., Gimeno, C., Gruenwald, T., Haszpra, L., Hensen, A., Ibrom, A., Jacobs, A.F.G., Jones, M.B., Lanigan, G., Laurila, T., Lohila, A., G.Manca, Marcolla, B., Nagy, Z., Pilegaard, K., Pinter, K., Pio, C., Raschi, A., Rogiers, N., Sanz, M.J., Stefani, P., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R., Williams, M.L., Wohlfahrt, G., 2007. Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 93-120.

Gous, R.M., Moran, E.T., Stilborn, H.R., Bradford, G.D., Emmans, G.C., 1999. Evaluation of the parameters needed to describe the overall growth, the chemical growth, and the growth of feathers and breast muscles of broilers. *Poultry Science* 78, 812-821.

Grand-Ouest, C.d.A.R.d., 2006. Résultats technico-économiques 2005-2006. p. 4.

Granli, T., Bøckman, O.C., 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Supplement* 12, 1-128.

Groot Koerkamp, P., Bleijenberg, R., 1998. Effect of type of aviary, manure and litter handling on the emission kinetics of ammonia from layer houses. *British Poultry Science* 39, 379-392.

Groot Koerkamp, P.W.G., 1994. Review of 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, 73-87.

Groot Koerkamp, P.W.G., Elzing, A., 1996. Degradation of nitrogenous components in and volatilization of ammonia from litter in aviary housing systems for laying hens. *Transactions of the ASAE* 39, 211-218.

Groot Koerkamp, P.W.G., Keen, A., VanNiekerk, T., Smit, S., 1995. The effect of manure and litter handling and indoor climatic conditions on ammonia emissions from a battery cage and an aviary housing system for laying hens. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 43, 351-373.

Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schroder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Wathes, C.M., 1998a. Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, 79-95.

Groot Koerkamp, P.W.G., Raaben, J.H.W., Speelman, L., Metz, J.H.M., 1999a. Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part III: Water flow to the litter through fresh droppings. *Journal of Agricultural Engineering Research* 73, 363-371.

Groot Koerkamp, P.W.G., Speelman, L., Metz, J.H.M., 1998b. Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part I: Performance of a litter drying system. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, 375-382.

Groot Koerkamp, P.W.G., Speelman, L., Metz, J.H.M., 1999b. Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part II: Modelling the evaporation of water. *Journal of Agricultural Engineering Research* 73, 353-362.

Guillou, M., 1988. La poulette et la pondeuse d'oeufs de consommation. In: Rosset, R. (Ed.), *L'aviculture française. Informations techniques des Services Vétérinaires du Ministère de l'Agriculture*, Paris, France, pp. 297-318.

Guingand, N., Aubert, C., Dollé, J.B., 2010. Guides des Bonnes Pratiques Environnementales d'Elevage. IFIP - Institut du porc.

Guiziou, F., Beline, F., 2005. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Bioresource Technology* 96, 203-207.

Haneklaus, S., Schnug, E., Berk, J., 2000. Small-scale spatial variability of phosphorus in soil and its relationship to animal behavior. In: Robert, P.C., Rust, R.H., Larson, W.E. (Eds.),

- 5th International Conference on Precision Agriculture, Bloomington, Minnesota, USA, pp. 1-12.
- Hare, L., Tessier, A., 1996. Predicting animal cadmium concentrations in lakes. *Nature* 380, 430-432.
- Hartung, J., Philips, V.R., 1994. Control of gaseous emissions from livestock building and manure stores. *Journal of Agricultural Engineering Research* 57, 179-189.
- Hassouna, M., Robin, P., Amand, G., de Oliveira, P.A.V., Aubert, C., 2011. CalorSTA: A software for design and audit of evaporative cooling systems in poultry houses. XVth International Congress on Animal Hygiene 2011, Vienna, Austria.
- 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.
- Heederik, D., Sigsgaard, T., Thorne, P.S., Kline, J.N., Avery, R., Bønløkke, J.H., Chrischilles, E.A., Dosman, J.A., Duchaine, C., Kirkhorn, S.R., Kulhankova, K., Merchant, J.A., 2007. Health effects of airborne exposures from concentrated animal feeding operations. *Environmental Health Perspectives* 115, 298-302.
- Hegelund, L., Sørensen, J.T., Kjær, J.B., Kristensen, I.S., 2005. Use of the range area in organic egg production systems: effect of climatic factors, flock size, age and artificial cover. *British Poultry Science* 46, 1-8.
- Hill, D., 1993. Analyse orientée objets et modélisation par simulation. Addison-Wesley.
- Hoch, T., Agabriel, J., 2001. Interactions modélisation - expérimentation : illustration à partir d'un modèle de croissance des bovins. In: Ingrand, B.F.e.S. (Ed.), *Modélisation du Fonctionnement des Troupeaux*, Séminaire INRA - CIRAD, Montpellier, France, pp. 27-34.
- Howlider, M.A.R., Rose, S.P., 1987. Temperature and the growth of broilers. *World's Poultry Science Journal* 43, 228-237.
- INAO, 2009. Notice technique « volailles fermières de chair label rouge » - Arrêté d'homologation du 10 février 2009 modifié.
- IPCC, 2000. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. In: Penman, J., Kruger, D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Enmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K., Tanabe, K. (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, p. 632.
- IPCC, 2006a. 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories - Chapter 10: Emissions from livestock and manure management. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, p. 87.
- IPCC, 2006b. 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories - Chapter 11: N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In:

Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, p. 54.

IPCC, 2007a. Climat Change 2007: The Physical Science Basis. Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon, S., Quin, D., Manning, M., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M.M.B., LeRoy Miller, J., H., Chen, Z. (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, pp. 129-234.

IPCC, 2007b. Climate Change 2007: Synthesis Report. In: Allali, A., Bojariu, R., Diaz, S., Elgizouli, I., Griggs, D., Hawkins, D., Hohmeyer, O., Jallow, B.P., Kajfez-Bogataj, L., Leary, N., Hoesung, L., Wratt, D. (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, p. 52.

ITAVI, 1997a. L'élevage des volailles. ITAVI, Paris, France.

ITAVI, 1997b. Les litières. Sciences et Techniques Avicoles - Gestion techniques des bâtiments avicoles, pp. 43-47.

ITAVI, 2001a. Le compostage. Sciences et Techniques Avicoles - Aviculture et respect de l'environnement, pp. 53-59.

ITAVI, 2001b. Les mauvaises odeurs. Sciences et Techniques Avicoles - Aviculture et respect de l'environnement, pp. 11-16.

ITAVI, 2001c. Les poussières, les nuisances sonores. Sciences et Techniques Avicoles - Aviculture et respect de l'environnement, p. 24.

ITAVI, 2003. Caractérisation des fumiers, lisiers et fientes de volailles. p. 41.

ITAVI, 2004. Hors-série - La prévention du coup de chaleur en aviculture. Sciences et Techniques Avicoles, 68.

ITAVI, 2010a. Economie Filère - Volailles de Chair.

ITAVI, 2010b. Note de conjoncture ITAVI - Oeufs - Novembre 2010.

ITAVI, 2010c. Performances techniques et coûts de production en volailles de chair, poulettes et poules pondeuses.

ITAVI, Chambre Régionale d'Agriculture des Pays de la Loire, Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, 2008. Les consommations d'énergie dans les bâtiments avicoles. ITAVI, Paris, France.

ITAVI, Chambre Régionale d'Agriculture des Pays de la Loire, Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, 2010. Synthèse des consommations de propane et d'électricité en aviculture. ITAVI, Paris, France.

Jassal, R.S., Black, T.A., Roy, R., Ehtier, G., 2011. Effect of nitrogen fertilization on soil CH₄ and N₂O fluxes, and soil and bole respiration. *Geoderma* 162, 182-186.

Jones, S.K., Rees, R.M., Kosmas, D., Ball, B.C., Skiba, U., 2006. Carbon sequestration in a temperate grassland. *Soil Use and Management* 22, 132-142.

- Jurjanz, S., Germain, K., Juin, H., Jondreville, C., 2011. Ingestion de sol et de végétaux par le poulet de chair sur des parcours enherbés ou arborés. Neuvièmes Journées de la Recherche Avicole, Tours, pp. 101-105.
- Katajajuuri, J.-M., Grönroos, J., Usva, K., 2008. Environmental impacts and related options for improving the chicken meat chain. 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich, Switzerland, pp. 234-241.
- Kermarrec, C., Robin, P., 2002. Emissions de gaz aotés en élevage de porcs sur litière de sciure. In: ITP, INRA (Eds.), 34èmes Journées de la Recherche Porcine, Paris, France, pp. 155-160.
- Keshavarz, K., Austic, R., 2004. The use of low-protein, low-phosphorus, amino acid- and phytase-supplemented diets on laying hen performance and nitrogen and phosphorus excretion. *Poultry Science* 83, 75-83.
- Kindler, R., Siemens, J.A.N., Kaiser, K., Walmsley, D.C., Bernhofer, C., Buchmann, N., Cellier, P., Eugster, W., Gleixner, G., GrÜnwald, T., Heim, A., Ibrom, A., Jones, S.K., Jones, M., Klumpp, K., Kutsch, W., Larsen, K.S., Lehuger, S., Loubet, B., McKenzie, R., Moors, E., Osborne, B., Pilegaard, K.I.M., Rebmann, C., Saunders, M., Schmidt, M.W.I., Schrumpf, M., Seyfferth, J., Skiba, U.T.E., Soussana, J.-F., Sutton, M.A., Tefs, C., Vowinkel, B., Zeeman, M.J., Kaupenjohann, M., 2011. Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biology* 17, 1167-1185.
- Kleijn, J.P.C., 1995. Verification and validation of simulation models. *European Journal of Operational Research* 82, 145-162.
- Klemetsson, A.K., Weslien, P., Klemetsson, L., 2009. Methane and nitrous oxide fluxes from a farmed Swedish Histosol. *European Journal of Soil Science* 60, 321-331.
- Kratz, S., Rogasik, J., Schnug, E., 2004. Changes in soil nitrogen and phosphorus under different broiler production systems. *Journal of Environmental Quality* 33, 1662-1674.
- l'Elevage, I.d., ITAVI, ITCF, ITP, 2001. Fertiliser avec les engrais de ferme.
- Lacey, R.E., Mukhtar, S., Carey, J.B., Ullman, J.L., 2004. A review of literature concerning odors, ammonia, and dust from broiler production facilities: 1. Odor concentrations and emissions. *Journal of Applied Poultry Research* 13, 500-508.
- Landais, E., Deffontaines, J.P., 1989. Les pratiques des agriculteurs. Point de vue sur un courant de la recherche agronomique. In: Brossier, J., Vissac, B., Le Moigne, J.L. (Eds.), *Modélisation systémique et système agraire*. INRA Editions, Versailles, France, pp. 31-64.
- Landais, P., 1987. Recherches sur les systèmes d'élevage. Questions et perspectives. INRA, Document de travail de l'URSA Versailles-Dijon-Mirecourt, Versailles, France.
- Le Menec, M., 1988. Les bâtiments d'élevage de volailles. In: Rosset, R. (Ed.), *L'aviculture française. Informations techniques des Services Vétérinaires du Ministère de l'Agriculture*, Paris, France, pp. 81-119.

- Le Mer, J., Roger, P., 2001. Production, oxidation, emissions and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology* 37, 25-50.
- Le Moigne, J.L., 1977. La théorie du système général. Théorie de la modélisation. PUF, Paris.
- Leeson, S., Summers, J.D., Moran, E.T., 1976. Avian water metabolism - A review. *World's Poultry Science Journal* 32, 185-195.
- Levasseur, P., 2005. Composition des effluents porcins et de leurs co -produits de traitement – Quantités produites. ITP.
- Li, H., Xin, H., Burns, R.T., Roberts, S.A., Bregendahl, K., 2008. Effects of Dietary Modification on Laying Hens in high-rise Houses : Part I - Emissions of Ammonia, Hydrogen Sulfide and Carbon Dioxide. *ASABE International Livestock Environment Symposium VIII*, Iguassu Falls, Brazil, p. 6.
- Liang, Y., Xin, H., Tanaka, A., Lee, S.H., Li, H., Wheeler, E.F., Gates, R.S., Zajackowski, J.S., Topper, P.A., Casey, K.D., 2003. Ammonia emissions from layer houses in Iowa. *International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities* Horsens, Jutland, Denmark, pp. 203-212.
- Liang, Y., Xin, H., Wheeler, E.F., Gates, R.S., Li, H., Zajackowski, J.S., Topper, P.A., Casey, K.D., Behrends, B.R., Burnham, D.J., Zajackowski, F.J., 2005. Ammonia emissions from US laying hen houses in Iowa and Pennsylvania. *Transactions of the Asae* 48, 1927-1941.
- Lien, R., Hess, J., Conner, D., Wood, C., Shelby, R., 1998. Peanut hulls as a litter source for broiler breeder replacement pullets. *Poultry Science* 77, 41-46.
- Lloyd, J., Taylor, J.A., 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Funct. Ecol.* 8, 315-323.
- Lohmann, 2008. Pondeuses - Guide d'élevage - Lohmann Brown-Classic.
- Chambre Régionale d'Agriculture des Pays de la Loire, Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, ITAVI, 2009. La récupération de chaleur en bâtiments avicole - Bilan d'un an de suivi expérimental en élevage. p. 4.
- Lopez-Ridaura, S., 2005. Multi-scale sustainability Evaluation. A framework for the derivation and quantification for natural resource management systems.
- Lopez-Ridaura, S., van der Werf, H.M.G., Paillat, J.-M., Guerrin, F., 2008. Environmental systems analysis of agricultural systems: Coupling dynamic simulation models with Life Cycle Assessment. 8th International Conference on Ecobalance, Tokyo.
- Loubet, B., Laville, P., Lehuger, S., Larmanou, E., Fléchar, C., Mascher, N., Genermont, S., Roche, R., Ferrara, R., Stella, P., Personne, E., Durand, B., Decuq, C., Flura, D., Masson, S., Fanucci, O., Rampon, J.-N., Siemens, J., Kindler, R., Gabrielle, B., Schrumpf, M., Cellier, P., 2011. Carbon, nitrogen and Greenhouse gases budgets over a four years crop rotation in northern France. *Plant and Soil* 343, 109-137.

- Lubac, S., Forichon, T., Martin Peulet, G., Aubert, C., Robin, P., 2005. Quantification et étude des paramètres de variations des émissions de gaz et d'odeurs en élevage de canard de Barbarie de type "Louisiane". Sixièmes Journées de la Recherche Avicole Saint-Malo, France, pp. 107-111.
- Lubac, S., Senecaille, M., Spérandio, D., Desquennes, A., Arnould, C., Faure, J.M., Mirabito, L., 2003. Influence de la présence de taillis de saule à très courte rotation sur la fréquentation des parcours par les poulets Label. Cinquièmes Journées de la Recherche Avicole Tours, France.
- Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., 2003. A conceptualization of farm management strategies. EFITA 2003 Conference, Debrecen, Hungary, pp. 719-726.
- Martins, O., Dewes, T., 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresource Technology* 42, 103-111.
- Meda, B., Flechard, C.R., Germain, K., Leterrier, C., Robin, P., Hassouna, M., Walter, C., 2011a. Greenhouse gas emissions from the grassy outdoor run of organic broilers. *Agriculture Ecosystems & Environment*. In prep.
- Meda, B., Hassouna, M., Aubert, C., Robin, P., Dourmad, J.Y., 2011b. Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses. *World's Poultry Science Journal* 67, 441-456.
- Meda, B., Hassouna, M., Lecomte, M., Germain, K., Dourmad, J.-Y., Robin, P., 2011c. Influence of season and outdoor run characteristics on organic broiler excretion partition and housing emissions. *Animal*. In prep.
- Meda, B., Robin, P., Aubert, C., Rigolot, C., Dourmad, J.Y., Hassouna, M., 2011d. MOLDAVI: A dynamic model simulating nutrient and energy flows from broiler rearing systems. *Animal*. In prep.
- Mignon-Grasteau, S., Beaumont, C., 2000. Les courbes de croissance chez les oiseaux. *INRA Productions Animales* 13, 337-348.
- Minsky, M.L., 1968. Matter, Mind, and Models. In: Minsky, M.L. (Ed.), *Semantic Information Processing*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- Mollenhorst, H., Berentsen, P.B.M., de Boer, I.J.M., 2006. On-farm quantification of sustainability indicators: an application to egg production systems. *British Poultry Science* 47, 405-417.
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and the environment. *Symposium of the Society of Exploratory Biology* 19, 205-234.
- Monteny, G.J., Bannink, A., Chadwick, D., 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112, 163-170.
- Monteny, G.J., Groenestein, C.M., Hilhorst, M.A., 2001. Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 123-132.

- Moore, P.A., Daniel, T.C., Edwards, D.R., Miller, D.M., 1996. Evaluation of chemical amendments to reduce ammonia volatilization from poultry litter. *Poultry Science* 75, 315-320.
- Moore, P.A., Miles, D.M., Burns, R.T., Pote, D.H., Berg, W.K., 2008. Evaluation of Ammonia Emissions from Broiler Litter. ASABE International Livestock Environment Symposium VIII, Iguassu Falls, Brazil, p. 1.
- Müller, H.-J., Brunsch, R., Hörnig, G., Jelinek, A., 2003. Odour and Ammonia Emissions from Poultry Houses with different Keeping and Ventilation Systems. International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities, Horsens, Jutland, Denmark, pp. 172-179.
- Nahm, K.H., 2007. Feed formulations to reduce N excretion and ammonia emission from poultry manure. *Bioresource Technology* 98, 2282-2300.
- Nicholson, F.A., Chambers, J., Walker, A.W., 2004. Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering* 89, 175-185.
- Norman, J.M., Campbell, G., 1983. Application of a plant environment model to problems in the environment. *Adv. Irrig.* 2, 155-188.
- NRC, 1994. Nutritional Requirements of Poultry ninth ed. National Academy Press, Washington, DC, USA, p. 155.
- Paillat, J.M., Robin, P., Hassouna, M., Leterme, P., 2005. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. *Atmospheric Environment* 39, 6833-6842.
- Pelletier, N., 2008. Environmental performance in the US broiler poultry sector: Life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. *Agricultural Systems* 98, 67-73.
- Perochon, L., Agabriel, J., Baumont, R., Dedieu, B., Ducrot, C., Dumont, B., Force, C., Hill, D., Ingrand, S., Mazel, C., 2001. Les aller-retour entre connaissances et modèle de simulation. In: Ingrand, B.F.e.S. (Ed.), *Modélisation du Fonctionnement des Troupeaux*, Séminaire INRA - CIRAD, Montpellier, France, pp. 51-57.
- Pescatore, A.J., Casey, K.D., Gates, R.S., 2005. Ammonia emissions from broiler houses. *Journal of Applied Poultry Research* 14, 635-637.
- Peters, J., Combs, S., 2003. Sampling livestock waste for analysis. In: Peters, J. (Ed.), *Recommended methods of manure analysis*. Publication A3769 of University of Wisconsin - Extension., pp. 1-4.
- Phillips, V.R., Scholtens, R., Lee, D.S., Garland, J.A., Sneath, R.W., 2000. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, Part 1: Assessment of basic approaches. *Journal of Agricultural Engineering Research* 77, 355-364.

- Phillips, V.R., Scholtens, R., Lee, D.S., Garland, J.A., Sneath, R.W., 2001. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, Part 2: Monitoring flux rates, concentrations and air flow rates. *Journal of Agricultural Engineering Research* 78, 1-14.
- Pope, T., Loupe, L., Pillai, P., Emmert, J., 2004. Growth performance and nitrogen excretion of broilers using a phase-feeding approach from twenty-one to sixty-three days of age. *Poultry Science* 83, 676-682.
- Popper, J., 1973. *La dynamique des systèmes : principes et applications*. Editions d'Organisation, Paris.
- Portejoie, S., Martinez, J., Landmann, G., 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales* 15, 151-160.
- Pote, D.H., Daniel, T.C., Edwards, D.R., Mattice, J.D., Wickliff, D.B., 1994. Effect of drying and rainfall intensity on cyromazine loss from surface-applied caged-layer manure. *Journal of Environmental Quality* 23, 101-104.
- Pouech, P., Coudure, R., Marcato, C.-E., 2005. Intérêt de la co-digestion pour la valorisation des lisiers et le traitement de déchets fermentescibles à l'échelle d'un territoire. *Journées de la Recherche Porcine*, Paris, France, pp. 39-44.
- Pretty, J., 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 363, 447-465.
- Prudêncio da Silva Junior, V., Soares, S.R., de Alvarenga, R.A.F., 2008. Cradle to gate study of two differing Brazilian poultry production systems. 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich, Switzerland, pp. 234-241.
- Quemeneur, P., 1988. La production du poulet de chair. In: Rosset, R. (Ed.), *L'aviculture française. Informations techniques des Services Vétérinaires du Ministère de l'Agriculture*, Paris, France, pp. 241-253.
- Quentin, M., 2004. Une approche dynamique de la croissance des poulets de chair. Conception d'un modèle pratique : INAVI. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes, p. 138.
- Quentin, M., Bouvarel, I., Bastianelli, D., Picard, M., 2004. Quels besoins du poulet de chair en acides aminés essentiels ? Une analyse critique de leur détermination et de quelques outils pratiques de modélisation. *INRA Productions Animales* 17, 19-34.
- Quentin, M., Bouvarel, I., Berri, C., Le Bihan-Duval, E., Bazéa, E., Jégo, Y., Picard, M., 2003. Growth, carcass composition and meat quality response to dietary concentrations in fast-, medium- and slow-growing commercial broilers. *Animal Research* 52, 65-77.
- Quideau, P., 2010. Les effluents d'élevage, les coproduits de traitement et leurs incidences environnementales. In: Espagnol, S., Leterme, P. (Eds.), *Elevages et environnement*. Educagri éditions, Editions Quae, Dijon, Paris, France, p. 260.

Ravishankara, A.R., Daniel, J.S., W. Portmann, R.W., 2009. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science* 326, 123-125.

Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Gilmanov, T., Granier, A., Grünwald, T., Havránková, K., Ilvesniemi, H., Janous, D., Knohl, A., Laurila, T., Lohila, A., Loustau, D., Matteucci, G., Meyers, T., Miglietta, F., Ourcival, J.-M., Pumpanen, J., Rambal, S., Rotenberg, E., Sanz, M., Tenhunen, J., Seufert, G., Vaccari, F., Vesala, T., Yakir, D., Valentini, R., 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11, 1424-1439.

Rigolot, C., 2009. Modélisation de l'impact environnemental des pratiques d'élevage porcin à l'échelle sectorielle (animal et effluent), de l'exploitation, et du cycle de vie (ACV) - Incidence du niveau d'approche sur la préception des pratiques. Agrocampus Ouest, Rennes, France.

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, 1401-1412.

Rigolot, C., Espagnol, S., Robin, P., Hassouna, M., Béline, F., Paillat, J.M., Dourmad, J.-Y., 2010b. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal* 4, 1413-1424.

Ritz, C.W., Fairchild, B.D., Lacy, M.P., 2004. Implications of ammonia production and emissions from commercial poultry facilities: A review. *Journal of Applied Poultry Research* 13, 684-692.

Rivera-Ferre, M.G., Lantiga, E.A., Kwakkkel, R.P., 2007. Herbage intake and use of outdoor area by organic broilers: effects of vegetation type and shelter addition. *Wageningen Journal of Life Sciences* 54, 279-291.

Roberts, S.A., Xin, H., Kerr, B.J., Russell, J.R., Bregendahl, K., 2007. Effects of dietary fiber and reduced crude protein on ammonia emission from laying-hen manure. *Poultry Science* 86, 1625-1632.

Robin, P., Amand, G., Aubert, C., Babela, N., Brachet, A., Burton, C., Canart, B., Cellier, P., Dollé, J.-B., Dong, H.M., Durif, M., Ehrlacher, A., Eren Özcan, S., Espagnol, S., Gautier, F., Guingand, N., Guiziou, F., Hartung, E., Hassouna, A., Landrain, P., Lee, I.B., Leleu, C., Li, Y.S., Liao, X.D., Loubet, B., Loyon, L., Luth, Nicks, B., de Oliveira, P.A.V., Ponchant, P., Powers, W., Ramonet, Y., Sommer, S.G., Thiard, J., Wang, K.Y., Xin, H., Youssef, A., 2010. Reference procedures for the measurement of gaseous emissions from livestock houses and stores of animal manure. ADEME, p. 519.

Robin, P., Hassouna, A., Amand, G., 2005. CalorSTA, logiciel de dimensionnement et de diagnostic des systèmes de refroidissement évaporatif des bâtiments avicoles. Sixièmes Journées de la Recherche Avicole Saint-Malo, France, pp. 136-140.

- Robin, P., Hassouna, M., Texier, C., 2004. Emissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote des porcs engraisés sur litière de paille. In: ITP (Ed.), 36èmes Journées de la Recherche Porcine, Paris, pp. 63-69.
- Rondeau, P., 1988. L'alimentation du dindonneau de chair. In: Rosset, R. (Ed.), L'aviculture française. Informations techniques des Services Vétérinaires du Ministère de l'Agriculture, Paris, France, pp. 403-410.
- Rotz, C.A., 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. J. Anim Sci. 82, E119-137.
- Rotz, C.A., Coiner, C.U., 2005. The Integrated Farm System Model Reference Manual. Online. <http://www.ars.usda.gov/Main/docs.htm?docid=8519>.
- Roumeliotis, T.S., Heyst, B.J., 2008. Summary of ammonia and particulate matter emission factors for poultry operations. Journal of Applied Poultry Research 17, 305-314.
- Saggar, S., Tate, K.R., Giltrap, D.L., Singh, J., 2008. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. Plant and Soil 309, 25-42.
- Sasáková, N., Venglovský, J., Papajová, I., Gregová, G., Lakticová, K., Ondrašovicová, O., M., O., 2010. Chemical changes in poultry manure during composting. 14th Ramiran International Conference, Lisbon.
- Sauvant, D., 2005. La modélisation de la réponse des porcs aux pratiques alimentaires et d'élevage. Journées de la Recherche Porcine, Paris.
- Schauberger, G., Piringer, M., Petz, E., 2000. Steady-state balance model to calculate the indoor climate of livestock buildings, demonstrated for finishing pigs. Int. J. Biometeorol. 43, 154-162.
- Schricke, E., 1988. Techniques d'élevage du dindonneau. In: Rosset, R. (Ed.), L'aviculture française. Informations techniques des Services Vétérinaires du Ministère de l'Agriculture, Paris, France, p. 259-267.
- Sebastian, S., Touchburn, S.P., Chavez, E.R., 1998. Implications of phytic acid and supplemental microbial phytase in poultry nutrition: a review. World's Poultry Science Journal 54, 27-47.
- Seguin, F., Van der Werf, H.M.G., Bouvarel, I., Pottiez, E., 2011. Environmental analysis of organic broiler production in France and improvement options. LCM 2011 - Towards Life Cycle Sustainability Management, Berlin, Germany.
- Sharpley, A., 1999. Agricultural phosphorus, water quality, and poultry production: Are they compatible? Poultry Science 78, 660-673.
- Siefert, R.L., Scudlark, J.R., Potter, A.G., Simonsen, K.A., Savidge, K.B., 2004. Characterization of atmospheric ammonia emissions from a commercial chicken house on the Delmarva Peninsula. Environmental Science & Technology 38, 2769-2778.

- Siegford, J.M., W., P., Grimes-Casey, H.G., 2008. Environmental aspects of ethical animal production. *Poultry Science* 87, 380386.
- Sims, J.T., Wolf, D.C., 1994. Poultry waste management: Agricultural and environmental issues. *Advances in Agronomy* 52, 1-83.
- Singh, A., Casey, K.D., King, W.D., Pescatore, A.J., Gates, R.S., Ford, M.J., 2009. Efficacy of urease inhibitor to reduce ammonia emission from poultry houses. *Journal of Applied Poultry Research* 18, 34-42.
- Singh, P.K., 2008. Significance of phytic acid and supplemental phytase in chicken nutrition. *World's Poultry Science Journal* 64, 553-580.
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., J., M., Rey, A., 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54, 779-791.
- Smith, K.A., Charles, D.R., Moorhouse, D., 2000a. Nitrogen excretion by farm livestock with respect to land spreading requirements and controlling nitrogen losses to ground and surface waters. Part 2: pigs and poultry. *Bioresource Technology* 71, 183-194.
- Smith, K.A., Clayton, H., McTaggart, I.P., Thomson, P.E., Arah, J.R.M., Scott, A., 1995. The measurement of nitrous oxide emissions from soil by using chambers. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series a-Mathematical Physical and Engineering Sciences* 351, 327-337.
- Smith, K.A., Dobbie, K.E., Ball, B.C., Bakken, L.R., Sitaula, B.K., Hansen, S., Brumme, R., Borken, W., Christensen, S., Priemé, A., Fowler, D., Macdonald, J.A., Skiba, U., Klemetsson, L., Kasimir-Klemetsson, A., Degorska, A., Orlanski, P., 2000b. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology* 6, 791-803.
- Soussana, J.-F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture Ecosystems & Environment* 121, 121-134.
- International Organization for Standardization, 1994. ISO 11263: Spectrometric determination of phosphorus soluble in sodium hydrogen carbonate solution. p. 5.
- International Organization for Standardization, 1995a. ISO 10694: Soil quality -- Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). p. 7.
- International Organization for Standardization, 1995b. ISO 11694: Determination of organic and total carbon after dry combustion. p. 7.
- International Organization for Standardization, 1998. ISO 11878: Determination of total nitrogen content by dry combustion. p. 5.

- International Organization for Standardization, 2006a. ISO 14040 : Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Principes et cadre p. 23.
- International Organization for Standardization, 2006b. ISO 14044 : Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Exigences et lignes directrices. p. 49.
- Summers, J.D., 1993. Reducing nitrogen-excretion of the laying hen by feeding lower crude protein diets. *Poultry Science* 72, 1473-1478.
- Sutton, M.A., Oenema, O., Erisman, J.W., Leip, A., van Grinsven, H., Winiwarter, W., 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472, 159-161.
- Takai, H., Pedersen, S., Johnsen, J.O., Metz, J.H.M., Groot Koerkamp, P.W.G., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schröder, M., Linkert, K.H., Wathes, C.M., 1998. Concentrations and emissions of airborne dust in livestock buildings in northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, 59-77.
- Thibault, E., 1988. Techniques d'élevage du canard de barbarie à rotir. In: Rosset, R. (Ed.), *L'aviculture française. Informations techniques des Services Vétérinaires du Ministère de l'Agriculture*, Paris, France, pp. 277-285.
- UNFCCC, 2009. Copenhagen Accord. United Nations Framework Convention on Climate Change, Copenhagen, p. 5.
- Valancony, H., Blévin, F., Charles, D., 1999. Evaluation du risque monoxyde de carbone dans les bâtiments d'élevage de volailles. *Troisièmes Journées de la Recherche Avicole*, Saint-Malo, pp. 17-20.
- Van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C., Corson, M.S., 2011. L'Analyse de Cycle de Vie : un nouveau regard sur les systèmes de production agricole. *Innovations Agronomiques* 12, 121-133.
- van der Werf, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods *Agriculture Ecosystems & Environment* 93, 131-145.
- van Horne, P.L.M., Brake, J., Williams, C.M., 1998. Economics of controlling ammonia emission from commercial layer farms. *Journal of Applied Poultry Research* 7, 61-68.
- Vedrenne, F., 2007. Etude des processus de dégradation anaérobie et de production de méthane au cours du stockage des lisiers. *Rennes 1 University*, Rennes, France.
- Verbeke, W.A.J., Viaene, J., 2000. Ethical challenges for livestock production: Meeting consumer concerns about meat safety and animal welfare. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 12, 141-151.
- Vinten, A.J.A., Smith, K.A., 1993. Nitrogen cycling in agricultural soil. In: Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (Eds.), *Nitrate: Processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chichester England, pp. 39-73.

- Vuillaume, A., Banon, H., 1988. La production de palmipèdes gras et de foie gras. In: Rosset, R. (Ed.), *L'aviculture française. Informations techniques des Services Vétérinaires du Ministère de l'Agriculture*, Paris, France, pp. 287-296.
- Wathes, C.M., 1998. Aerial emissions from poultry production. *World's Poultry Science Journal* 49, 241-251.
- Wathes, C.M., Holden, M.R., Sneath, R.W., White, R.P., Phillips, V.R., 1997. Concentrations and emission rates of aerial ammonia, nitrous oxide, methane, carbon dioxide, dust and endotoxin in UK broiler and layer houses. *British Poultry Science* 38, 14-28.
- Wheeler, E.F., Casey, K.D., Gates, R.S., Xin, H., Topper, P.A., Liang, Y., 2008. Ammonia Emissions from USA Broiler Chicken Barns Managed with New bedding, Built-up litter, or Acid-Treated Litter. *ASABE International Livestock Environment Symposium VIII*, Iguassu Falls, Brazil, p. 1.
- Wheeler, E.F., Casey, K.D., Gates, R.S., Xin, H., Zajackowski, J.L., Topper, P.A., Liang, Y., Pescatore, A.J., 2006. Ammonia emissions from twelve US broiler chicken houses. *Transactions of the Asabe* 49, 1495-1512.
- Wheeler, E.F., Casey, K.D., Zajackowski, J.S., Topper, P.A., Gates, R.S., Xin, H., Liang, Y., Tanaka, A., 2003. Ammonia emissions from US poultry houses: Part III - Broiler houses. *3rd International Symposium on Air Pollution from Agricultural Operations*, Raleigh, NC, pp. 159-166.
- Whyte, R.T., 1993. Aerial pollutants and the health of poultry farmers. *World's Poultry Science Journal* 49, 139-156.
- Williams, A.G., Audsley, E., Sandars, D.L., 2009. A lifecycle approach to reducing the environmental impacts of poultry production. *17th European Symposium on Poultry Nutrition. World Poultry Science Association (WPSA)*, Edinburgh, UK, pp. 70-76.
- Woodwell, G.M., Whittaker, R.H., 1968. Primary production in terrestrial ecosystems. *American Zoologist* 8, 19-30.
- Wu-Haan, W., Powers, W.J., Angel, C.R., Hale, C.E., Applegate, T.J., 2007. Effect of an acidifying diet combined with zeolite and slight protein reduction on air emissions from laying hens of different ages. *Poultry Science* 86, 182-190.
- Zeltner, E., Hirt, H., 2003. Effect of artificial structuring on the use of laying hen runs in a free-range system. *British Poultry Science* 44, 533-537.
- Zeltner, E., Hirt, H., 2008. Factors involved in the improvement of the use of hen runs. *Applied Animal Behaviour Science* 114, 395-408.