HAL
open science

Environmental evaluation of dairy farms by dynamic modelling of farm activities and nutrient flows: Development and application of the simulator MELODIE

Xavier Chardon

To cite this version:

Xavier Chardon. Environmental evaluation of dairy farms by dynamic modelling of farm activities and nutrient flows: Development and application of the simulator MELODIE. Sciences of the Universe [physics]. AgroParisTech, 2008. English. NNT : 2008AGPT0058 . pastel-00004548

HAL Id: pastel-00004548

https://pastel.hal.science/pastel-00004548v1

Submitted on 22 Jun 2009

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°/__/__/__/__/__/__/__/__/__/__/

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur

de

l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech)

Spécialité :
Sciences pour l'ingénieur appliquées à l'agronomie et l'environnement

présentée et soutenue publiquement
par

Xavier CHARDON

le 10 octobre 2008

EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES EXPLOITATIONS LAITIERES PAR MODELISATION DYNAMIQUE DE LEUR FONCTIONNEMENT ET DES FLUX DE MATIERE : DEVELOPPEMENT ET APPLICATION DU SIMULATEUR MELODIE

Directeur de thèse : ***Philippe FAVERDIN***

Travail réalisé à :

INRA, UMR1080 Production du Lait, F-35000 Rennes

Institut de l'Elevage, UP environnement, F-35650 Le Rheu

Devant le jury :

M. Daniel SAUVANT, Professeur, **AgroParisTech**.....**Président**
M. Gilles LEMAIRE, Directeur de recherches, **INRA**.....**Rapporteur**
M. Philippe LECOMTE, CRA Gembloux / CIRAD.....**Rapporteur**
M. Frédéric GARCIA, Directeur de recherches, **INRA** ..... **Examinateur**
M. André LE GALL, Institut de l'Elevage ..... **Examinateur**
M. Philippe FAVERDIN, Directeur de recherches, **INRA** .....**Directeur de thèse**

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech) est un Grand Etablissement dépendant du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, composé de l'INA PG, de l'ENGREF et de l'ENSIA
(décret n° 2006-1592 du 13 décembre 2006)

Remerciements

« Le tout est plus que la somme des parties »
Aristote

Au cours de ma thèse, j'ai passé un certain temps, à des moments stratégiques, à réfléchir à ce que je pourrai bien écrire dans mes remerciements de thèse (« Ah ! Quand ce sera fini… »). J'ai beaucoup hésité, pour la citation d'ouverture, entre la célèbre phrase de Mark Twain : « *Ils ne savaient pas que c'était impossible, alors ils l'ont fait* » et un non moins célèbre extrait de *La guerre des boutons* : « *Si j'avais su, j'aurais pas venu* ». La première a un petit fond de vérité, mais est beaucoup trop pompeuse, je la laisserai donc de côté. La seconde symbolise bien certains moments de découragement, mais fait beaucoup trop Caliméro et laisse penser que j'ai des regrets, ce qui n'est pas du tout le cas : c'est avec fierté que je présente cette thèse, et si c'était à refaire, je n'hésiterais pas.

L'encadrement de Philippe Faverdin y est d'ailleurs pour beaucoup. Je le remercie donc de ses conseils avisés et d'avoir toujours un coup d'avance : sans cela, il n'est pas certain que cette thèse serait allée au bout, du moins sous cette forme. La grande autonomie qui m'était laissée m'a permis de choisir les orientations à donner à mon travail, tout en bénéficiant de coups de pouces et de pistes à explorer à chaque fois que nécessaire, même au plus fort de la charge imposée par le mandat de directeur d'unité. Je ne pourrai donc jamais suffisamment remercier Philippe de sa confiance et de son encadrement irréprochable tant sur le plan scientifique que sur le plan humain.

L'encadrement de cette thèse était partagé avec l'Institut de l'Elevage. Je remercie donc sincèrement André Le Gall, qui était présent dès la genèse de ce projet et qui a toujours cru à son aboutissement, pour m'avoir fourni les moyens de mener à bien le projet et avoir apporté son expertise sur les impacts environnementaux de l'élevage laitier.

Je souhaite ensuite remercier les membres du jury de cette thèse. Daniel Sauvant a accepté d'en être le président, et avait joué un rôle fondamental en me transmettant la proposition de thèse, au cours de mon stage d'ingénieur. Je suis donc très reconnaissant

envers Daniel pour m'avoir mis sur le bon aiguillage. Gilles Lemaire et Philippe Lecomte m'ont fait l'honneur d'être les rapporteurs de ma thèse ; Frédéric Garcia a accepté de faire partie du jury, en apportant ses compétences sur la modélisation des processus décisionnels. Je remercie les membres du jury pour les discussions très pertinentes autour de points fondamentaux qu'ils ont soulevées, évitant l'écueil de critiques sur des points de détail qu'une thèse aussi vaste aurait pu susciter.

Le rôle du comité de thèse doit également être souligné. Le comité, dont faisaient partie mes encadrants ainsi que D. Sauvant, J.-Y. Dourmad, P. Leterme, J.-M. Paillat et R. Martin-Clouaire, a eu rôle important dans la définition des orientations stratégiques données à la thèse. Je remercie donc l'ensemble des participants.

La construction du modèle MÉLODIE est une œuvre partagée : de nombreuses personnes sont intervenues, avec différents niveaux d'implication. En particulier, Cyrille Rigolot est, à l'heure où j'écris ces lignes, dans la dernière ligne droite de sa thèse, et je lui souhaite bon courage pour terminer. Ce qui ne devrait pas poser de problèmes, étant donné le large travail réalisé. Au niveau de l'Institut de l'Elevage, Christelle Raison a été très présente au cours ma thèse, pour apporter une vision proche du terrain et les connaissances environnementales qui me manquaient au début de ma thèse. Je la remercie pour sa disponibilité et sa sympathie. Christine Baratte était en charge des aspects informatiques, et je la remercie de son aide pour des travaux parfois fastidieux. Pour finir sur l'équipe « rapprochée » du projet, je remercie Sandrine Espagnol d'avoir apporté son expertise sur les impacts environnementaux des systèmes porcins, mais aussi d'avoir assuré la gestion du projet, l'organisation de réunions, etc... le tout avec sympathie et bonne humeur !

MÉLODIE fait largement appel aux travaux de Roger Martin-Clouaire et Jean-Pierre Rellier. Je les remercie pour la mise à disposition complète et sans réserves de DIÈSE, et pour leur disponibilité sans faille pour le support technique. J'espère que les travaux que nous avons menés contribueront à améliorer et populariser leurs outils, qui gagnent à être connus ! Au-delà des aspects logiciels, Roger et Jean-Pierre ont apporté de très profitables conseils pour les choix de modélisation de nos systèmes, en particulier au cours de nos semaines toulousaines qui ont été très enrichissantes. Il s'agit donc d'une collaboration très réussie (à mon sens), tant sur le plan technique que sur le plan humain.

Luc Delaby, que j'ai rencontré pour la première fois dans une réunion du projet et qui m'a accueilli par un effrayant *« Vous ne me connaissez pas encore, c'est bien dommage pour vous »*, s'est révélé être une personne ressource très importante. J'exprime ici ma profonde gratitude envers Luc pour ses nombreux coups de pouces, très pragmatiques donc efficaces, et pour ses encouragements et son soutien moral (notamment en toute fin de journée, parfois en revenant du Pin !!). Je tiens également à remercier Jean-Louis Peyraud, pour son expérience et ses conseils précieux sur les grandes orientations à donner au modèle, mais aussi pour m'avoir accueilli, en tant que directeur d'unité, au sein de l'UMR Production du Lait. Merci également à Rémi Delagarde d'avoir répondu à un bon millier de questions sur l'herbe, de son ingestion par les animaux à la distribution

verticale de la teneur en azote.

De nombreuses personnes ont participé aux différents groupes de travail du projet MÉLODIE. En plus des personnes citées précédemment, j'adresse un grand merci à Jean-Yves Dourmad, Yvon Salaün, Philippe Leterme, Jean-Marie Paillat, Thierry Morvan, Françoise Vertès, Laurent Ruiz, Patrick Durand, Paul Robin, Melynda Hassouna, Hélène Chambaut, Sylvie Hacala, Carlos Lopez, Rodolphe Dirberg, Jean-Baptiste Dollé, Nadine Guingand, Pascal Levasseur et Fabrice Béline. La combinaison de ces apports a fait de MÉLODIE un projet véritablement pluridisciplinaire (du moins je l'espère), et être au carrefour des savoirs de chacun a été pour moi une expérience formidable.

Une grande partie de mon travail a porté sur la partie « Sol - Cultures » du modèle. Je remercie les développeurs du modèle STICS pour les réponses à de multiples questions. La contribution de Jean-Claude Poupa, auteur d'une traduction en langage C de l'implémentation, a permis un gain de temps gigantesque en termes de programmation. Je lui exprime donc toute ma gratittude.

Je remercie également Gaëlle Maxin et Lucie Bellec, dont les stages ont permis des avancées significatives sur des points importants. Sincères remerciements également à Florence Garcia et Xavier Coquil qui, juste avant mon arrivée, ont construit deux pierres angulaires de MÉLODIE : TOURNESOL et GEDEMO.

D'autre part, des collaborations ont été nouées pour le développement de diverses parties du modèle. Je remercie Luc Sorel et Christian Walter pour leur collaboration sur la modélisation des flux de phosphore dans le sol, qui n'a malheureusement pas pu aller à son terme ; Marie-Madeleine Cabaret pour son aide dans la conception de FUMIGÈNE ; Bruno Couilleau et Daniel Haquin pour m'avoir permis de valider ce modèle à Derval et Quintenic ; Carlos Lopez et Marion Ferrand pour le travail fourni sur l'analyse des bilans des minéraux dans la base de données des réseaux d'élevage.

Je n'oublie pas l'équipe du secrétariat pour une montagne de petits services rendus. Merci à Marie-Claude Quintard et Laurence Thébault pour leur soutien pendant une journée épique : le vendredi de l'impression des exemplaires destinés aux rapporteurs. Marie-Claude a également joué à la perfection son rôle de relectrice ! De même, merci à Jocelyne Beaulieu de m'avoir guidé sur de nombreux points administratifs à l'Institut de l'Elevage. Je remercie aussi Bernadette Urban pour son travail au niveau du système informatique, notamment l'installation et la maintenance du serveur dédié à MÉLODIE.

L'équipe modélisation de Dexcel (aujourd'hui DairyNZ) m'a accueilli en 2004 en Nouvelle-Zélande pour mon stage d'ingénieur. Ce fût une expérience déterminante, qui m'a directement amené à faire cette thèse. Un grand merci à Meryl Wastney, Pierre Beukes, Chris Palliser, Gil Levy, Kevin McDonald et Bruce Thorrold.

J'adresse mes félicitations et mes remerciements aux auteurs de trois thèses de modélisation qui m'ont inspiré dans mon travail : Magalie Jouven, Jonathan Vayssières et Gilles Martel.

Enfin, ce texte ne serait pas complet sans quelques mots sur une cause à laquelle je tiens particulièrement : les logiciels libres. Ils ont joué un rôle clé, aussi bien dans la conception de MÉLODIE que dans son fonctionnement même. Je remercie donc les concepteurs des librairies GALib (optimisation par algorithmes génétiques), lpsolve (programmation linéaire) et de ggplot2 (package R pour réaliser des graphiques). Je recommande chaudement l'utilisation de ces programmes.

Sur un plan personnel, la fin de thèse et le passage à une « nouvelle vie » sont l'occasion de faire un bilan de presque quatre années de vie rennaise. Au cours de ces années, on a presque tout connu : les triomphes, les échecs cuisants, la motivation sans faille, la déroute... Je ne parle bien sûr plus de ma thèse, mais des grands événements sportifs qui ont émaillé ces années. En basket, de la joie de la médaille de bronze à l'Euro 2005 (quoique gâchée par une défaite invraisemblable en demi-finales) à la déroute de l'Euro 2007 et l'absence aux JO ; En foot, du titre de vice champion du monde en 2006 (malgré une domination écrasante en finale) à la déroute de l'Euro 2008 ; En rugby, du triomphe dans un quart de finale perdu d'avance face à la Nouvelle-Zélande (quel déchirement ! désolé les gars...) à la défaite dans une demi-finale gagnée d'avance face à l'ennemi anglais ; En tennis, avec le coup de moins bien de Federer[1] qui n'est plus n°1... Heureusement, il reste l'OL et Sébastien Loeb, toujours au top dans leurs disciplines, pour se raccrocher ! Cette petite digression sportive peut sembler inappropriée, mais les événements décrits sont autant de distractions permettant de se changer les idées au termes de journées chargées (mais néanmoins mélodieuses) : non négligeables, donc. Cependant, je ne m'attarde pas trop et j'en reviens au sujet.

En quatre ans, il y a des hauts et des bas. Je remercie donc une équipe de collègues de choc : Carole, Laurence et Fred, pour m'avoir aidé à beaucoup évoluer... C'est grâce à vous que je ne suis plus tout à fait le même qu'en arrivant ! Mention spéciale à Carole pour ses bons conseils, à Laurence pour son oreille attentive et à Fred pour sa folie bientôt légendaire (et n'oublie pas de t'entrainer à PES... avoir une famille à entretenir, c'est pas une excuse suffisante !). Par contre je ne remercie pas les deux derniers d'avoir lancé de folles rumeurs de mariage sur mon compte ! OK, c'était un peu drôle, mais très dur émotionnellement pour Sandra dont le rêve affiché était de me trouver une épouse, par exemple parmi les stagiaires de l'unité !!

En parlant de stagiaires, justement : j'en ai cotôyé un certain nombre au cours de ces quatre années, et je les remercie tous d'avoir contribué à mettre un peu d'animation dans l'unité. Je voudrais en particulier adresser un grand merci (dans l'ordre chronologique) à Eric pour de bonnes tranches de rigolade, à Marion P. pour avoir co-inventé la pause sirop, à Julie pour m'avoir apporté de nouvelles perspectives, à Marion D. parce qu'elle peut être gentille quand elle veut et qu'elle rigole parfois à mes blagues (en disant qu'elles sont nulles, bien sûr), à Ségolène pour sa bonne humeur permanente et pour m'avoir changé les idées dans des moments rudes (vive les pauses sirop d'une heure !), et à Faustine parce qu'elle est irremplaçable !

[1] Je sais, il n'est pas français, mais je l'aime bien quand même

J'ai également une pensée amicale pour tous les thésards croisés à l'UMR PL, qu'ils soient plus jeunes ou plus anciens. J'en profite pour rassurer le lecteur : non, je ne battrai pas les 17 pages de remerciements de Sébastien. Juste un petit coucou à Efrain, basketteur hors pair sorti vainqueur d'un duel fratricide au sommet : félicitations, et j'espère avoir proposé une opposition digne de ce nom, malgré la défaite ! Et bon courage à tous ceux qui sont encore en thèse, en particulier à Laure : n'hésite pas si tu as besoin de conseils en modélisation, je suis passé par là ! !

Je ne peux pas aller plus loin dans ces remerciements sans parler de ma charmante voisine de bureau pendant près de 2 ans : Pauline, que je remercie pour sa bonne humeur et aussi pour s'être occupée des plantes vertes du bureau ! ! Pour qu'il n'y ait pas de jaloux, je précise que ce fut également un plaisir de partager mon bureau avec Marion B. puis Philippe à l'occasion des travaux de peinture. Quant à mon dernier voisin de bureau, Cyrille, il a déjà été cité plus haut et le sera de nouveau un peu plus bas.

Plus largement, je remercie toute l'UMR PL pour son accueil et sa sympathie, en particulier les techniciennes du labo (en incluant Thibaut, comme d'hab'), parce que quand même, travailler dans une bonne ambiance ça aide. Bon... c'est vrai que je n'étais pas tous les jours de bonne humeur, mais les pauses café aident bien à se vider la tête pour repartir de plus belle ! Et, bien qu'un sens de l'humour assez spécial m'ait conduit à en rudoyer plus d'un, j'espère que vous retiendrez les bons côtés ! !

St Gilles, ce n'est pas seulement l'UMR PL : je remercie donc nos charmants voisins de l'ordre des suidés, plus connus sous le diminutif affectif : « *les porcs* ». Big Up à Gilles, Ludovic, Etienne (le roi du barbecue), David, etc. . . la fine équipe !

Et parce qu'une thèse CIFRE ne se résume pas au laboratoire de recherche, je tiens à remercier toute l'UP environnement de l'Institut de l'Elevage, une équipe fort sympathique que j'ai eu l'occasion de côtoyer au cours de diverses réunions et formations.

Passons maintenant à l'environnement personnel : de nombreux lecteurs attendent avec impatience cette partie, j'en suis sûr. . . mais elle sera assez courte, parce que faut pas rêver, j'étais en thèse.

J'adresse un grand merci à ce qu'un illustre prédécesseur a nommé « la colloc infernale », dont j'avais l'honneur de faire partie mais dont je n'étais pas, il faut le reconnaitre, le membre le plus actif. Je suis honoré d'avoir partagé cet appartement mythique avec Erwan (qui a gagné le concours du meilleur cuisinier asiatique en leur cuisinant un. . . méchouis), Cyrille (pour bien s'entendre avec lui, parlez à base de : « allez, c'est bien. . . c'est bien » ; « c'est du panache » ; « en sécu »), Sébastien aka Payz' Breizh (le magicien du bricolage grâce à ses meubles taille kro', et charmeur de secrétaires), puis Jean-Phillipe aka le Canadien (notre fameuse statue de Jésus grandeur nature, laissée en position du lotus sur le canapé, jouant à la DS en discutant sur MSN devant la télé) et enfin Xavi, possiblement le seul garçon raisonnable du lot. Une petite pensée émue pour celui que d'aucuns considèreraient comme notre mascotte, la petite statue

d'angelot, si mignonne et pourtant sauvagement abandonnée par son propriétaire à son départ.

Merci également aux potes du basket, parce qu'un peu de sport ça fait du bien et ça aide à garder un certain équilibre. Ils ne liront probablement jamais ce texte, mais je les cite quand même : Arthur et Teddy (merci d'avoir fait l'effort de venir à la soutenance ! !), Alexis, Alexandre aka Kubiak (vous êtes au moins venus au pot, merci !), Maël, Antoine, JC, JP, Fab', Mika sans oublier l'indescriptible Michel.

Et parce qu'il n'y a pas que la Bretagne dans la vie, je remercie tous les potes de Haute-Savoie, en particulier les gars de La Colline. Et aussi tous les potes de l'agro et de prépa : Guerric et Hélène, Gaëtan, Seb, Marcello, Elyas, Rémy, Mickaël et Charlotte, Claire, etc. . .

Je tiens à préciser que rien de tout ça n'aurait été possible sans le soutien de mes parents, que je remercie infiniment de m'avoir permis d'en arriver là. Je remercie également mes frères, Raphaël et Matthias, ainsi que qu'Anne-Valérie pour leur soutien. Spéciale dédicace à la petite Élisa, qui m'a fait le plaisir d'assister ma soutenance, encore à l'intérieur de son cocon, et qui en est sortie un peu en avance, juste à temps pour être présente dans ces remerciements ! !

Et voilà... il ne me reste plus qu'à souhaiter à tous les gens que j'ai côtoyés au cours de cette thèse : « ***Tout de bon*** », comme on dit pas très loin de chez moi (indice : il faut le dire avec un accent trainant !).

PS : Un petit mot que je glisse ici parce que tout le monde lit les remerciements : en lisant cette thèse, et notamment la discussion, gardez bien en tête qu'*un modèle est aussi intéressant par les questions qu'il pose que par les réponses qu'il apporte.*

Table des matières

Remerciements **3**

Introduction **17**

1 L'impact environnemental des élevages laitiers **21**
1.1 Différents impacts sur l'environnement 23
1.2 Des flux de composés à risque aux impacts environnementaux 28
1.3 Des modifications de pratiques agricoles peuvent réduire les émissions . . 29
1.4 Cadres d'étude et méthodes d'évaluation 30
1.5 Bilans apparents de l'azote et impacts environnementaux 36
1.6 Conclusion 47

2 La modélisation du fonctionnement des élevages **49**
2.1 Différents exemples de modèles à l'échelle de l'exploitation d'élevage . . 51
2.2 Modélisation des processus décisionnels en exploitation agricole 57
2.3 Conclusion 64

3 Démarche de recherche **65**
3.1 Enjeux 67
3.2 Le projet Mélodie 67
3.3 Objectifs de la thèse et questions de recherche 69
3.4 Organisation de la thèse 70

4 Architecture générale de Mélodie **71**
4.1 Une ontologie des systèmes de production agricole 73
4.2 Modélisation orientée objet 79
4.3 Application aux exploitations laitières 80
4.4 Conclusion 89

5 Les modèles utilisés dans le système biotechnique **91**
5.1 Module animaux 93
5.2 Module Sol-Cultures 98
5.3 Module Bâtiments Effluents 101
5.4 Conclusion 103

6 Décisions annuelles et génération de plans d'activités 105
6.1 Cadre général de la planification dans MÉLODIE 107
6.2 Plans d'alimentation des animaux 108
6.3 Établissement de l'assolement à l'aide de TOURNESOL 108
6.4 Établissement du plan prévisionnel de fumure à l'aide de FUMIGÈNE . . 116
6.5 Intégration dans MÉLODIE 125

7 Décisions en cours d'année 133
7.1 Les décisions opérationnelles dans MÉLODIE 135
7.2 Décisions liées à l'alimentation des bovins 136
7.3 Fertilisation pilotée par les récoltes 147
7.4 Faisabilité des opérations 148
7.5 Extension à la gestion des ressources 149
7.6 Conclusion 151

8 Une application de MÉLODIE 153
8.1 Objectifs de l'expérimentation 155
8.2 Le plan d'expérience mis en place 155
8.3 Résultats 159
8.4 Discussion 173
8.5 Conclusion 180

9 Discussion générale 183
9.1 Modélisation de la décision : une approche originale 185
9.2 MÉLODIE, un modèle évolutif du fonctionnement des élevages 191
9.3 Perspectives d'évolution de MÉLODIE 196
9.4 Les évaluations d'impact environnemental proposées par MÉLODIE . . . 203
9.5 Évaluation de MÉLODIE 204
9.6 Applications de MÉLODIE 206
9.7 Conclusion 207

Conclusion 209

ANNEXES 228

A Chaîne de traitement des données 229

B Calcul de l'ingestion par les génisses 235
B.1 Spécification du problème à résoudre 237
B.2 Contraintes 237
B.3 Fonction Objectif 238

C Publications 241

Table des figures

1.1 Classification et exemples d'indicateurs environnementaux 33
1.2 Hiérarchie des indicateurs utilisés pour évaluer les pertes de nitrates et échelle spatiale d'utilisation 34
1.3 Différences conceptuelles entre les différents types de bilan de l'azote . . 37
1.4 Lien entre production laitière par ha et excédent du bilan 42
1.5 Excédent d'azote par ha en fonction de la proportion d'aliments importés et de la proportion de produits végétaux exportés 44
1.6 Relation entre excédents azotés et azote lessivés pour différents sites expérimentaux 47

2.1 Représentation du système de pilotage du modèle Gamede 56

4.1 Structure du système de production et flux de matière et d'information selon l'ontologie des systèmes de production agricole 74
4.2 Syntaxe d'un des fichiers d'entrée d'un simulateur issu de Dièse 78
4.3 Diagrammes de classes et particularités liées au modèle objet de Dièse . 81
4.4 Principe de l'utilisation de l'ontologie pour modéliser le système 81
4.5 Fonctionnement général d'une simulation 83
4.6 Diagramme des flux de matière dans Mélodie 84
4.7 Organisation théorique en couches du système biotechnique 85
4.8 Possibilité de faire cohabiter différents sous-modèles 86
4.9 Les différents niveaux de décision dans Mélodie 87

5.1 Diagramme de classes : troupeau et alimentation 94
5.2 Flux pris en compte dans les bilans de matière à l'échelle de la vache laitière 97
5.3 Diagramme de classes : parcelles et cultures 101
5.4 Diagramme de classes : production et gestion des effluents 102

6.1 Organisation générale du module de planification 107
6.2 La décision d'assolement en exploitation d'élevage 109
6.3 Principe de fonctionnement d'un algorithme génétique 112
6.4 Choix d'un plan prévisionnel de fumure par les éleveurs 117
6.5 Fonctionnement général de du modèle Fumigène 118
6.6 Exemple d'itinéraire technique type dans un fichier d'entrée de simulation 128

6.7 Exemple illustrant la traduction des assolements en plans d'activités à partir des itinéraires techniques (ITk) types 129

7.1 Principes pour le gestion du pâturage 137
7.2 Algorithme utilisé pour les décisions prises lors des changements de parcelle pâturée 142
7.3 Gestion de l'alimentation 144
7.4 Plan d'activités pour la gestion de l'alimentation 145

8.1 Ration ingérée par les vaches laitières, en moyenne pour chaque jour de l'année 161
8.2 Surfaces annuelles allouées par TOURNESOL à chaque culture dans les différentes simulations 162
8.3 Quantités totales d'effluents, en t (MB), épandues en moyenne chaque année sur les différentes cultures. F = fumier, L = lisier 164
8.4 Bilan de l'azote aux portes de l'exploitation dans les différentes simulations 165
8.5 Excédent du bilan de l'azote par année dans les différentes simulations . 166
8.6 Lessivage cumulé par campagne culturale (de septembre à août) dans les différentes simulations 168
8.7 Lessivage moyen au cours de chaque mois de l'année dans les différentes simulations 169
8.8 Lien entre le reliquat d'azote, les précipitations et le lessivage 171
8.9 Lien entre excédent du bilan moyen et lessivage de nitrates moyen 172
8.10 Variabilité inter-annuelle de la baisse de stock d'azote organique dans le sol 173
8.11 Variabilité entre parcelles de la diminution moyenne au cours de la simulation du stock d'azote organique dans le sol 174
8.12 Lien entre production laitière par hectare et bilan apparent de l'azote . . 175
8.13 Lien entre bilan apparent de l'azote et lessivage 177

9.1 Diagramme UML des structures de communication entre modèles dans le *Common Modelling Protocol* 193

Liste des tableaux

1.1 Émissions totales et agricoles de GES en France en 2005 25
1.2 Pouvoir de réchauffement global (PRG) associé à différents gaz à effet de serre 26
1.3 Bilans de l'azote dans différents groupes d'exploitations laitières françaises 40

2.1 Comparaison de différents modèles du fonctionnement d'exploitations d'élevage laitier 52
2.2 Principales différences entre les approches basées sur des règles de décision et l'approche par planification proposée par GPAM 63

5.1 Paramètres de STICS décrivant la dégradation des effluents bovins 100

6.1 Paramètres pour la prévision de la minéralisation des effluents bovins . . 120

8.1 Rendements moyens des cultures et besoins en azote 158
8.2 Quantités prévisionnelles d'aliments à produire et quantités d'effluents à gérer chaque année dans les différentes simulations 158
8.3 Quantités de concentré de production par vache laitière 159
8.4 Effectifs moyens des différents lots d'animaux dans les six simulations réalisées 160
8.5 Ration quotidienne ingérée par les génisses, en moyenne pour chaque simulation 160
8.6 Caractéristiques générales des assolements 161
8.7 Fertilisation azotée des cultures 163
8.8 Variabilité des différents postes du bilan apparent de l'azote dans les simulations 167
8.9 Émissions de composés azotés, en moyenne annuelle (kg N/Ha) 167
8.10 Lessivage (kg N/Ha) cumulé sur l'année (du 1er septembre n au 31 août $n+1$) en fonction de la culture précédente (année n) 168

Liste des abréviations

API	Application Programming Interface (interface de programmation)
CMP	Common Modeling Protocol
CUMA	Coopérative d'Utilisation du Matériel Agricole
ETA	Entreprise de Travaux Agricoles
ETRE	Equilibre Travail Revenu Environnement
FASSET	Farm ASSEsment Tool
GMQ	Gain Moyen Quotidien
IFSM	Integrated Farm Systems Model
ITk	Itinéraire Technique
MOO	Modélisation Orientée Objet
N	Azote
NbJDem	Nombre de jours de demande
P	Phosphore
POO	Programmation Orientée Objet
SGBD	Système de Gestion de Bases de Données
SHP_p	Stock d'Herbe Pâturable sur la parcelle p
SHP_T	Stock d'Herbe Pâturable Total
SQL	Standard Query Language
UML	Unified Modeling Language
WFM	Whole Farm Model

Introduction

L'impact environnemental de l'élevage, un enjeu de société

À partir des années 60 et pendant plusieurs décennies, les évolutions de l'agriculture ont visé principalement à augmenter la production totale et par actif agricole. Grâce aux progrès réalisés, la France a assuré son autonomie pour de nombreux produits alimentaires. Cependant, cette évolution s'est accompagnée d'une pression accrue sur l'environnement.

Le rôle de l'élevage dans la dégradation de l'environnement est souvent mis en avant. En France, quelques régions concentrent un nombre important d'animaux d'élevage. Les impacts environnementaux dus en partie à cette densité donnent à l'élevage une image négative auprès des citoyens. L'environnement n'est pas le seul motif de reproches à l'encontre de l'élevage. Les crises sanitaires comme celle de l'encéphalopathie spongiforme bovine participent à créer une image défavorable des produits animaux. Le bien-être animal dans des élevages dits « industriels » est également questionné. La mauvaise image de l'agriculture conventionnelle en général, jugée trop productiviste et trop inféodée à quelques firmes multinationales par beaucoup, joue également un rôle dans cette crise de confiance. Enfin, l'inefficacité des productions animales, qui utilisent des céréales consommables par l'Homme, est de plus en plus souvent mise en cause en raison de l'envolée récente des cours des produits alimentaires et de la crise alimentaire latente. Cette image est entretenue par les médias, auprès desquels les informations sur les effets négatifs de l'élevage trouvent écho. Deux extraits d'articles, issus du journal *Le Monde*, semblent bien résumer la position de l'élevage dans le débat public :

> **Le vrai-faux déclin de la viande**
> *Le Monde*, Lætitia Clavreul, 23 septembre 2007
>
> *[...] Les productions d'origine animale - viande, oeufs, produits laitiers - sont en effet extrêmement polluantes. Les milliards de tonnes de déjections qui en sont issus engendrent des rejets azotés dans les sols et les rivières. Et l'élevage, à lui seul, représente 18 % des émissions mondiales de gaz à effet de serre. Soit une contribution au réchauffement climatique plus élevée que celle des transports.*
>
> *Autre point noir de cette production : sa propre consommation. Les pâturages occupent 30 % des surfaces émergées, et plus de 40 % des céréales récoltées servent à nourrir non pas directement les hommes, mais le bé-*

tail. Les zones disponibles étant insuffisantes pour répondre à la demande, l'élevage peut provoquer le défrichage de forêts. Il est gourmand en matière première et en eau... En bref, la production animale pose question. D'autant plus que la Terre, d'ici à 2050, aura 9 milliards de bouches à nourrir.

[...]

Alors qu'on parlait il y a dix ans de désintensification des systèmes de production, ce concept a été remplacé par un autre : celui d'agriculture écologiquement intensive.

La pollution de l'eau par les nitrates oblige les élevages bretons à se transformer

Le Monde, Lætitia Clavreul, 12 juillet 2007

Agriculture intensive contre agriculture durable. En Bretagne, la problématique des nitrates, qui émanent des déjections des élevages hors sol et de l'utilisation d'engrais azotés pour les cultures légumières, rend plus qu'ailleurs la question du mode de production inéluctable.

Un rapport de l'organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) est venu récemment alourdir les charges contre l'élevage (Steinfeld *et al.* 2006). On peut se demander dans quelle mesure ce constat négatif est justifié. Si les reproches sur les impacts environnementaux sont fondés, l'élevage joue tout de même un rôle important dans les flux d'éléments nutritifs et contribue au maintien des taux de matière organique dans les sols. Les herbivores valorisent des fourrages, non utilisables par l'Homme. Ces fourrages peuvent être produits sur des surfaces où les autres cultures sont impossibles ou peu rentables. Les prairies sont généralement favorables à la biodiversité. Au cours des dernières décennies, des progrès ont été réalisés, notamment grâce aux réglementations européennes en vigueur. Des efforts ont été réalisés dans les zones sensibles, comme une meilleure gestion de la fertilisation grâce à des plans prévisionnels de fumure respectant des contraintes agronomiques. La Politique Agricole Commune (PAC) conditionne l'attribution des subventions au respect des réglementations environnementales.

Selon de nombreuses prévisions, les productions animales vont continuer à se développer, sous l'effet de l'augmentation de la population mondiale et de la consommation de produits animaux par personne dans de nombreux pays comme la Chine, l'Inde et le Brésil. Or, une grande partie des terres cultivables sont déjà largement exploitées. La productivité par hectare devra donc probablement continuer à augmenter.

En Europe, les réformes de la PAC et une éventuelle sortie du système de quotas pourraient marquer une possible reprise de l'intensification et de la concentration régionale, après une phase où l'extensification semblait une voie prometteuse. Le développement controversé des agrocarburants a une influence incertaine sur les productions animales. D'un côté, l'introduction en masse de co-produits sur le marché pourrait être un facteur de développement. D'un autre côté, la tension créée sur le marché des céréales et l'envolée des cours, attribuée en partie aux agrocarburants, causent une augmentation des coûts d'alimentation animale et humaine.

Pour toutes les raisons citées précédemment, les productions animales sont en évolution. Cette évolution ne peut plus se faire au détriment des impacts environnementaux. L'agriculture de demain devra produire davantage tout en exerçant moins de pression sur l'environnement. De ce fait, la protection de l'environnement est non seulement un sujet de débats dans nos sociétés mais aussi une priorité pour la recherche.

Les différents impacts environnementaux sont liés entre eux et des compromis doivent être réalisés. La préservation de l'eau aboutit souvent à des effets sur l'air plus importants. L'amélioration simultanée de ces deux aspects passe par des systèmes plus extensifs, c'est-à-dire plus consommateurs d'espace. Les aspects économiques doivent également être préservés. Le rôle de la recherche est donc de développer des méthodes permettant de prévoir les impacts environnementaux de différents systèmes de production avant que ceux-ci ne se produisent (*ex ante*). Les résultats pourront être utilisés au niveau politique, afin de raisonner le soutien en fonction des systèmes de production.

Gestion des flux de matière en élevage

Les impacts les plus problématiques, le réchauffement climatique et la qualité de l'eau, ont pour origine des flux de matière et les processus mis en jeux sont complexes. Au sein des exploitations laitières, les flux de matière forment un cycle. Les animaux consomment des aliments produits sur les parcelles de l'exploitation, et en retour leurs déjections sont épandues sur ces parcelles, afin de fertiliser les cultures. Ce cycle est ouvert : il existe des échanges avec l'extérieur. Ces échanges peuvent être contrôlés (i.e. flux actionnables), comme les achats d'aliments et de fertilisants, ou la vente de produits animaux ou végétaux. Les flux peuvent également être non contrôlés. Il s'agit de flux gouvernés par des processus biophysiques, sur lesquels on ne peut jouer qu'indirectement. Un certain nombre de ces flux peuvent avoir un impact sur l'environnement. Ces flux de composés à risque peuvent avoir leur origine à n'importe quel point du cycle d'un élément et peuvent concerner différentes formes chimiques de cet élément. Ils peuvent être liés à des réactions biologiques ou à des processus physico-chimiques, de façon permanente ou dans certaines conditions seulement. Il s'agit donc d'un ensemble de mécanismes complexes, sur lesquels on peut agir en modifiant les flux contrôlés, d'un point de vue quantitatif (en limitant les flux totaux), mais aussi d'un point de vue spatio-temporel, en limitant l'occurrence des situations dites « à risque ».

Les pratiques agricoles doivent viser à optimiser le cycle de la matière sur l'exploitation pour assurer la production et limiter les flux de composés à risque vers l'environnement ou leur accumulation dans le sol. La quantité de matière mise en jeu n'intervient pas directement à cause des recyclages et du stockage au sein de l'exploitation. Il n'est pas obligatoirement souhaitable de limiter les flux de matière sur l'exploitation (par exemple minimiser l'excrétion par les animaux), tant que la gestion permet de limiter les flux présentant un risque environnemental.

L'évaluation de l'impact environnemental de différents systèmes de production passe donc par une approche globale capable de représenter les flux de matière sur l'exploita-

tion et les échanges avec l'extérieur, en fonction de la configuration de l'exploitation et de la stratégie de l'éleveur.

La modélisation, une technique d'investigation complémentaire des expérimentations et des observations de réseaux

Trois grandes approches sont possibles pour étudier les flux de matière dans une exploitation agricole : l'expérimentation, l'observation en fermes et la modélisation. L'expérimentation est la méthode la plus précise, mais dans le domaine environnemental, elle est souvent longue et coûteuse. Les observations en fermes, dans le cadre par exemple des réseaux d'élevage gérés par l'Institut de l'Élevage et les chambres d'Agriculture, permettent d'accéder à la diversité des situations rencontrées sur le terrain. Cependant, les données accessibles sont beaucoup plus restreintes. La modélisation permet d'accéder à une vaste quantité de données, pour une large gamme de systèmes de production et de contextes et sur des temps longs. Mais les modèles doivent être établis à partir de connaissances préalables, acquises par les autres méthodes. En retour, la modélisation permet d'interpoler et d'extrapoler des résultats expérimentaux et peut aider à construire des plans d'expérience sur les systèmes. La modélisation peut également apporter des éclairages sur les données observées en ferme, en évaluant des variables non observables dans le cadre des réseaux. Les différentes approches sont donc complémentaires et interagissent les unes avec les autres.

Dans le domaine des systèmes d'élevage, des projets ambitieux de modèles pour la gestion des agro-écosystèmes ont été réalisés ou sont en cours de réalisation à l'étranger. Mais l'INRA, très présent dans ce domaine, est un précurseur pour la modélisation des systèmes décisionnels, selon l'analyse prospective réalisée par un groupe de chercheurs de l'institut (INRA, Groupe de réflexion Modélisation 2005). L'INRA a pour vocation d'être un leader méthodologique sur ces aspects et est susceptible de collaborer avec des partenaires extérieurs représentant les enjeux appliqués. Dans le domaine de l'impact environnemental des élevages laitiers, l'Institut de l'Élevage est concerné, ce qui justifie la collaboration entre ces deux instituts dans le cadre de cette thèse.

Le premier chapitre de cette thèse est une synthèse bibliographique des connaissances sur les impacts environnementaux liés aux flux de matière dans les élevages laitiers. Le deuxième chapitre fait le point sur l'étude de cette thématique à l'aide de modèles de simulation. Les objectifs et le déroulement de cette thèse sont explicités dans le troisième chapitre.

Chapitre 1

Étude bibliographique : l'impact environnemental des élevages laitiers

Sommaire

1.1 Différents impacts sur l'environnement 23
1.1.1 Impacts sur la qualité de l'eau 23
1.1.2 Impacts sur la qualité de l'air 25
1.1.3 Impacts sur les sols 27
1.2 Des flux de composés à risque aux impacts environnementaux 28
1.3 Des modifications de pratiques agricoles peuvent réduire les émissions 29
1.4 Cadres d'étude et méthodes d'évaluation 30
1.4.1 Les échelles d'étude 30
1.4.2 Les différents types d'indicateurs 31
1.4.3 Les méthodes d'évaluation à l'échelle de l'exploitation 32
1.5 Bilans apparents de l'azote et impacts environnementaux . 36
1.5.1 Définition 36
1.5.2 Intérêts de l'utilisation des bilans apparents 38
1.5.3 Bilans apparents de l'azote dans les exploitations laitières françaises 39
1.5.4 Un lien flou entre bilan apparent et émissions 42
1.5.5 Conclusion sur le bilan apparent de l'azote 46
1.6 Conclusion 47

1.1 Différents impacts sur l'environnement

Les activités agricoles impactent leur environnement par de nombreux mécanismes et sur de nombreux critères, de façon positive ou négative. Dans ce travail, on se limitera aux exploitations laitières et aux impacts liés aux flux de quelques éléments (carbone, azote et phosphore). Ces flux sont d'autant plus susceptibles d'avoir un impact sur l'environnement que la densité de la zone en animaux d'élevage est forte, ce qui est le cas de l'Ouest de la France.

Il existe un certain nombre de documents réalisant une synthèse sur l'impact environnemental des activités d'élevage. On pourra par exemple se référer à la synthèse de Farrugia (2002), qui traite en détails des impacts liés aux exploitations laitières, ou au rapport produit pour la FAO par Steinfeld *et al.* (2006). On se bornera ici à une documentation succincte, visant à exposer la problématique plutôt que les mécanismes eux-mêmes.

Les impacts environnementaux des élevages peuvent être groupés en différentes catégories. Étant donné que ce travail se limite aux impacts liés aux cycles des éléments sur l'exploitation (voir chapitre 3), trois catégories d'impacts seront retenues : les impacts sur la qualité de l'eau, sur la qualité de l'air et sur les sols.

1.1.1 Impacts sur la qualité de l'eau

On distingue deux grands types de pertes vers l'eau : les pollutions ponctuelles et les pollutions diffuses (Steinfeld *et al.* 2006). Les pollutions ponctuelles incluent les pertes directes depuis les bâtiments d'élevage et les ouvrages de stockage, provenant de problèmes d'étanchéité ou de capacités de stockage limitées. Ces pertes sont faciles à maîtriser sous réserve d'investir dans des équipements adaptés. De nombreux efforts ont été réalisés dans ce sens à la faveur des deux Plans de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole ou PMPOA (Institut de l'Elevage 2008a). De plus, ces pertes sont moins liées à des processus naturels (biologiques, physiques ou chimiques). Ce travail se concentre sur les pollutions diffuses et seules ces dernières seront décrites ici.

Pour les exploitations d'élevage de l'Ouest de la France, l'eutrophisation est un impact très prégnant. Ce phénomène est lié à la présence de nitrates (NO_3^-) et de phosphore dans les eaux de surface. La croissance de certaines algues est limitée par la disponibilité de l'azote et du phosphore, dans les eaux douces (lacs, estuaires) comme en milieu marin. Augmenter la concentration de ces éléments peut démultiplier la croissance des algues, ce qui a différentes conséquences néfastes (Steinfeld *et al.* 2006). Au niveau du fonctionnement des écosystèmes, la consommation très élevée de dioxygène par les algues asphyxie les écosystèmes aquatiques, causant la mort de la faune et de la flore présentes précédemment. Au niveau économique, l'eutrophisation peut engendrer une augmentation des coûts de traitement de l'eau et des baisses de revenus touristiques liés à l'occurrence de « marées vertes », c'est-à-dire la prolifération excessive d'algues en zone côtière.

La contamination des eaux par les nitrates est également préjudiciable en termes de santé publique. De hautes teneurs en nitrates peuvent être la cause d'empoisonnements

pour les enfants, et d'avortements et de cancers de l'estomac chez les adultes (Steinfeld *et al.* 2006). Bien qu'il existe une controverse sur ces risques et sur les teneurs acceptables dans l'eau potable (Farrugia 2000), le principe de précaution prévaut. La contamination par les nitrates des eaux souterraines et de surface doit donc être évitée.

La contribution de l'élevage à la présence de nitrates dans les eaux est indéniable. Les pertes de nitrates vers les eaux sont dues au phénomène de lixiviation, couramment appelé *lessivage des nitrates*. Les ions nitrates sont très peu retenus par le complexe argilo-humique (Steinfeld *et al.* 2006), et sont très mobiles dans le sol. Lorsque l'humidité du sol est à saturation, le drainage de l'eau entraîne les nitrates présents dans le sol, et ceux-ci ne peuvent plus être captés par les racines des plantes. Le lessivage des nitrates n'est possible que lorsqu'il y a de l'eau drainante et qu'il y a de l'azote minéral, même en quantité relativement peu importante, dans le sol (Farrugia 2000). Le risque est donc maximal en hiver et très faible en été dans l'Ouest de la France. Un stock élevé d'azote minéral dans le sol en début d'automne est donc une situation particulièrement à risque, que la gestion de la fertilisation au plus près de la culture permet de minimiser. A cause de la variabilité des processus mis en jeu, il n'est toutefois pas possible de supprimer complètement les reliquats d'azote dans le sol. Une minéralisation forte en automne est également un facteur de risque, ainsi que les épandages d'effluents et le pâturage à cette période (Farrugia 2000). Lorsqu'un couvert végétal est présent en automne et en hiver, cet azote peut être absorbé avant d'être lessivé. Les sols nus en hiver sont donc un facteur de risque supplémentaire (Farrugia 2000) qui peut être évité par l'implantation de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN). Globalement, pour les exploitations laitières, les surfaces à risque sont les cultures de maïs ensilage et les prairies pâturées intensivement (Farrugia 2002).

Selon la directive européenne 91/676/CEE du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, souvent appelée « *directive nitrates* », la teneur en nitrates dans les eaux ne doit pas excéder 50 mg/L (soit 11.3 $mg\ N\text{-}NO_3/L$). Les cantons dans lesquels ce seuil est dépassé sont classés en *zones vulnérables* et des programmes d'action doivent être mis en place pour améliorer les pratiques des agriculteurs.

Pour le phosphore, les mécanismes conduisant à des pertes, et les situations à risque, sont différents. Le phosphore est bien retenu par les particules du sol et les quantités lessivées sont faibles. Les pertes ont lieu par ruissellement et par érosion et concernent deux formes du phosphore (Farrugia 2000) : le phosphore soluble (ion orthophosphate : PO_4^{3-}) et le phosphore particulaire, c'est-à-dire sous des formes chimiques très liées aux particules du sol. La quantité de phosphore soluble est généralement faible et les pertes par ruissellement aussi. Différentes études, comme celle de Misselbrook *et al.* (1995), montrent que le risque est plus élevé lorsqu'un épisode pluvieux ruisselant a lieu peu de temps après un épandage. Le phosphore particulaire est lié aux particules de sol entrainées par érosion. Quantitativement, les pertes sous forme de phosphore particulaire sont généralement plus élevées sur les parcelles en cultures (maïs, blé) tandis que sous prairie, les flux de phosphore dissous dominent. Les situations à risque pour les pertes de phosphore des parcelles agricoles sont directement liées aux risques de ruissellement d'eau et d'érosion, eux-mêmes sous l'influence conjointe de différents facteurs (intensité

	CO_2	CH_4	N_2O	Autres gaz	Total
	(MtCO2 -eq)				
Émission brutes totales	416,6	56.7	70.8	14.2	558.4
Agriculture	-	41.0	54.9	-	95.9
Fermentation entérique	-	27.8	-	-	27.8
Gestion des effluents d'élevage	-	13.1	6.1	-	19.1
Riziculture	-	0.1	-	-	0.1
Sols agricoles	-	-	48.8	-	48.8
Énergie (secteur agricole)	9.4	0.0	0.1	-	9.5
UTCF	-65.3	0.6	1.7	-	-63.0
Émissions nettes totales	351.4	57.3	72.5	14.2	495.4

TAB. 1.1 – Émissions totales et agricoles de GES en France en 2005. Source : De Cara (2008). UTCF = utilisation des terres, changement d'utilisation des terres et la foresterie.

des pluies, pente, couvert végétal, état structural du sol...).

En valeur absolue, les flux d'azote vers l'eau (de l'ordre de 20 à 100 kg/an) sont beaucoup plus forts que les flux de phosphore (0 à 3 kg/an). Cependant, la sensibilité du milieu doit être prise en compte. De faibles quantités de phosphore peuvent avoir des conséquences importantes. Il s'agit d'une difficulté dans la gestion du phosphore. Les stocks dans le sol sont en général importants dans l'Ouest de la France, de l'ordre de plusieurs tonnes par hectare (Bretagne Environnement 2003) et des pertes représentant une fraction infime de ce stock peuvent être très néfastes.

1.1.2 Impacts sur la qualité de l'air

Les flux de matière en exploitation d'élevage interviennent dans deux grands enjeux de qualité de l'air : les émissions de gaz à effet de serre (GES) et l'acidification de l'atmosphère.

Les émissions de GES contribuent au changement climatique. En France, on estime que 17 % des émissions brutes sont dûs au secteur agricole, auxquels il convient d'ajouter 2 % liés aux consommations d'énergie (tableau 1.1). Ce chiffre ne prend pas en compte les émissions indirectes, liées par exemple à la fabrication des engrais, ni les puits de carbone liés à l'occupation des sols, comptabilisées dans la catégorie *utilisation des terres, changement d'utilisation des terres et la foresterie* (UTCF).

Les émissions du secteur agricole sont composées principalement de trois gaz : le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4) et le protoxyde d'azote (N_2O). Ces trois gaz participent de façon différente à l'effet de serre. En instantané, ils absorbent des gammes différentes de longueur d'onde de rayonnement. Plus cette gamme est large, plus l'effet de serre du gaz est grand. L'effet d'un gaz s'accroît aussi avec le temps moyen pendant lequel il reste dans l'atmosphère après émission. Le Groupe d'experts

	PRG en fonction de l'horizon temporel		
Gaz	20 ans	**100 ans**	500 ans
Dioxyde de carbone	1	**1**	1
Méthane	72	**25**	7,6
Protoxyde d'azote	289	**298**	153

TAB. 1.2 – Pouvoir de réchauffement global (PRG) associé à différents gaz à effet de serre, en fonction de l'horizon temporel considéré. Source : Forster *et al.* (GIEC - 2007). Le GIEC recommande l'utilisation d'un horizon temporel de 100 ans.

Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) définit donc pour chaque gaz un pouvoir de réchauffement global (PRG), qui est un index comparant le forçage radiatif du gaz, en total sur un horizon temporel donné, à celui du CO_2 (Forster *et al.* 2007). Autrement dit, il s'agit de la quantité de CO_2 qui causerait le même forçage radiatif intégré sur la période considérée, d'où le terme « *équivalent* CO_2 ». Le GIEC recommande de considérer les effets des gaz sur 100 ans. Des valeurs sont données dans le tableau 1.2.

Les émissions de CO_2 sont principalement liées aux consommations d'énergies fossiles (carburants, électricité). Ce poste représente 10 % des émissions du secteur agricole (Institut de l'Elevage 2008b). On notera que le cycle court du carbone n'est pas pris en compte. On considère que le carbone fixé par la photosynthèse et celui dégagé par la respiration s'équilibrent. Les émissions de CH_4 sont liées à des fermentations anaérobies, qui ont lieu lors de la digestion chez les ruminants et lors du stockage d'effluents. Pour une vache laitière produisant 8400 kg de lait par an, la quantité de CH_4 dégagée par les fermentations ruminales est de 121 kg par an environ, selon les références du GIEC (Dong *et al.* 2006). Cette quantité varie en fonction de divers facteurs, dont l'alimentation et la production (Vermorel 1995 ; Martin et Jouany 2006). Le carbone du méthane provient des aliments et est dans un cycle court, comme le CO_2 de la respiration. Mais ce cycle court transforme du CO_2 en CH_4 (*via* les plantes puis les animaux). A cause de son PRG élevé, le CH_4 doit être pris en compte dans le calcul des émissions anthropiques de GES (Institut de l'Elevage 2008b).

L'agriculture joue un rôle majeur dans les émissions d'ammoniac (NH_3), puisque 98 % des émissions nationales sont issus de ce secteur (CITEPA / CORALIE 2008). La synthèse réalisée par Portejoie *et al.* (2002) présente le devenir et les risques associés à ce composé. Une partie de l'ammoniac se redépose à proximité du site d'émission, principalement sous forme de NH_3, et rejoint le cycle de l'azote au niveau du sol ou directement de la plante. Une partie de l'ammoniac reste dans l'atmosphère pendant une période plus longue, et peut voyager sur plusieurs centaines de kilomètres avant de se redéposer. Si l'atmosphère est acide, l'ammoniac est converti en ammonium (NH_4^+) et est piégé par l'humidité de l'air. La déposition atmosphérique de NH_3 et NH_4^+ fragilise les forêts. La présence d'ammonium dans les pluies contribue également à l'acidification des eaux de surfaces, perturbant les écosystèmes concernés. Enfin, on ne peut négliger l'impact de l'ammoniac sur la santé humaine. Une exposition élevée à l'ammoniac peut

causer différentes maladies respiratoires. Cependant, ceci ne concerne que les travailleurs en élevage. Il s'agit d'une question de conditions de travail au sein d'un bâtiment, plutôt que d'impact environnemental global.

Les émissions d'ammoniac sont principalement liées à l'élevage. Les pertes ont lieu en bâtiment, à partir de l'excrétion des animaux et pendant le stockage, et lors de l'épandage des effluents. En effet, l'urée des déjections est rapidement hydrolysée par l'uréase fécale (Farrugia 2002). La volatilisation s'opère alors par un processus physique, les effluents se mettant en équilibre avec l'atmosphère environnante. La quantité totale volatilisée dépend de la composition des effluents, en particulier de la concentration en urée des liquides, mais aussi du pH et de la surface d'échange (Aarnink et Elzing 1998). De ce fait, les types de bâtiments et d'ouvrages de stockage induisent également une variabilité importante. Les émissions semblent plus faibles dans les bâtiments faisant intervenir un raclage journalier des déjections (Farrugia 2002). Enfin, le type de matériel d'épandage joue un rôle important. Par exemple, l'utilisation d'injecteurs pour enfouir directement le lisier dans le sol permet de minimiser les pertes (Sommer et Hutchings 2001). Les conditions climatiques pendant le stockage et lors de l'épandage influencent également la volatilisation.

1.1.3 Impacts sur les sols

Les sols peuvent voir leur état physique et chimique modifié, à long terme, en fonction des pratiques agricoles qui leur sont appliquées. En termes de flux de matière, les principales tendances constatées dans les exploitations d'élevage sont l'accumulation de métaux lourds, principalement cuivre (Cu) et zinc (Zn), et la diminution des stocks de matière organique. En ce qui concerne les métaux lourds, le déséquilibre entre les besoins des plantes et les apports par les effluents est plus marqué dans le cas des systèmes porcins. En effet, ces derniers produisent des effluents plus riches en Cu et Zn (Steinfeld *et al.* 2006). Ce problème est plus marqué dans le cas des élevages hors-sol qui concentrent des quantités importantes de déjections sur une faible surface.

Depuis quelques décennies, il semble que les stocks de matière organique dans les sols agricoles français soient plutôt en baisse (Walter *et al.* 1996). Les variations de stocks de matière organique dans le sol font l'objet d'attentions régulières depuis quelques années, car elles sont liées au thème des émissions de gaz à effet de serre. Un rapport d'expertise scientifique collective a été réalisé sur ce thème par l'INRA (Arrouays *et al.* 2002). En effet, augmenter la teneur en matière organique du sol revient à piéger du carbone atmosphérique à long terme. La quantité de CO_2 participant à l'effet de serre est réduite d'autant. L'expertise collective a montré qu'une des mesures les plus efficaces était la conversion de cultures en prairies permanentes (Arrouays *et al.* 2002). La conversion d'un hectare permettrait d'économiser 0,5 t de carbone par an pendant 20 ans. Cependant, les prairies créées seront exploitées et l'élevage d'herbivores est au cœur de cette problématique.

Au-delà de la séquestration de carbone, la matière organique joue un rôle important dans le sol. Elle retient les métaux lourds et les pesticides dans le sol, évitant la pollution des eaux (Arrouays *et al.* 2002). Elle améliore la structure physique du sol, notamment

en renforçant sa résistance à la compaction et en limitant les risques de battance et d'érosion (Arrouays *et al.* 2002).

Les cycles de la matière au sein d'un élevage peuvent donc être à l'origine de multiples impacts environnementaux. En raison des liens entre les cycles des différents éléments, carbone et azote notamment, et des liens entre les différentes étapes de ces cycles, les impacts environnementaux cités ne doivent pas être étudiés séparément. Une approche globale doit être employée.

1.2 Des flux de composés à risque aux impacts environnementaux

Les émissions des composés cités précédemment, au niveau de l'exploitation agricole, ne constituent pas directement un impact environnemental. Elles sont à l'origine d'un *risque* pour l'environnement, qui peut être réalisé ou non et à différents degrés. De nombreux processus physiques, biologiques et chimiques interviennent entre les émissions et l'impact environnemental, ce qui induit une grande variabilité dans l'ampleur, la localisation et le moment d'occurrence d'un impact.

En termes d'impacts sur l'eau, le fonctionnement hydrologique du bassin-versant dans lequel les émissions sont effectuées détermine le délai de réponse. Ce délai peut varier de plusieurs années à plusieurs dizaines d'années (Ruiz *et al.* 2002), ce qui signifie qu'une modification des pratiques agricoles ne peut réduire les impacts environnementaux qu'à long terme. Les impacts sur l'eau sont locaux : une pollution a des conséquences sur un bassin-versant, à l'échelle régionale. La sensibilité du milieu varie en fonction des bassins-versants, ce qui module l'ampleur de la réponse liée à l'émission d'une quantité donnée d'un élément. Par exemple pour l'eutrophisation, la réponse dépend de l'élément limitant la croissance des algues. Une perte de nitrates aura moins d'impact dans un écosystème où le phosphore est limitant, et réciproquement. Les zones naturelles, telles que les forêts et les zones humides, peuvent jouer un rôle épurateur, ce qui tamponne les impacts environnementaux. Une exploitation ayant des émissions élevées mais située dans un bassin versant ayant de vastes zones tampon peut avoir un impact moins grave qu'une exploitation ayant des émissions modérées mais située dans un bassin versant ayant une forte proportion de surfaces cultivées. Ainsi, les résultats du projet Green Dairy montrent qu'à l'échelle régionale, les émissions de nitrates vers l'eau sont liées à la densité animale (Pflimlin *et al.* 2006). Au sein d'un bassin versant, l'agencement des cultures peut modifier les flux de nitrates à l'exutoire (Beaujouan *et al.* 2001).

En ce qui concerne les impacts sur la qualité de l'air, les risques doivent être étudiés à une échelle plus globale. Le problème du changement climatique est planétaire. Bien que ce phénomène soit complexe, le lien entre émissions et impacts semble plus simple que dans le cas de l'eau, dans la mesure où les éléments sont émis dans l'atmosphère, c'est-à-dire directement là où l'impact est réalisé. Il n'y a pas de délai de réponse et d'effet tampon comme dans le cas des impacts sur l'eau.

Le cas de la volatilisation de NH_3 est intermédiaire. Les émissions peuvent provoquer des problèmes d'acidification à des centaines voire des milliers de kilomètres, suivant les mouvements de masses d'air dans l'atmosphère. Mais une bonne partie des émissions se dépose à proximité du site d'émission, causant des impacts plus locaux.

1.3 Des modifications de pratiques agricoles peuvent réduire les émissions de composés à risque

De nombreuses études sur la réduction des émissions d'un élément ont été publiées. Elles visent la plupart du temps à optimiser les flux pour un maillon du cycle de la matière sur une exploitation laitière. Par exemple, la synthèse proposée par Tamminga (1996) étudie la réduction de l'excrétion de différents éléments par les animaux en modifiant leur régime. D'autres exemples portent sur la constitution de plans de fumure permettant de limiter les risques de pertes de phosphore (Giasson *et al.* 2002), ou l'étude de différentes techniques d'épandage pour minimiser la volatilisation d'ammoniac (Sommer et Hutchings 2001).

L'objet de ce document n'est pas de présenter une synthèse exhaustive sur les pratiques permettant de réduire les pertes d'éléments à risque pour l'environnement, car elles sont trop nombreuses. On note toutefois que des adaptations sont possibles à tous les niveaux de l'exploitation, et qu'il peut s'agir d'adaptations à différentes échelles de décisions, du niveau stratégique (choix du niveau d'intensification ou du système d'alimentation, par exemple) au niveau opérationnel (choix du jour le plus adapté pour un épandage, par exemple). La synthèse proposée par Chatellier et Vérité (2003) relève différentes modifications de pratiques visant à une utilisation rationnelle des intrants, par exemple en supprimant les marges de sécurité inutiles, et à une meilleure efficacité au niveau des flux de matières, à différents points du cycle. Des pratiques permettant de maîtriser les émissions gazeuses sont également citées. Chatellier et Vérité (2003) notent que certaines modifications de pratiques aboutissent plus à un transfert de risque dans le temps ou dans l'espace qu'à une véritable réduction.

Enfin, selon ces mêmes auteurs, des progrès plus importants pourraient être réalisés en apportant des modifications à l'échelle du système lui-même. La modification du système fourrager, et l'évolution vers des systèmes globalement moins intensifs apparaissent comme des voies prometteuses, à condition que leur rentabilité économique puisse être assurée. Les systèmes basés sur le pâturage, avec une utilisation parcimonieuse d'intrants, semblent les plus favorables, à condition que la surface ne soit pas trop limitante et que les conditions soient favorables à la pousse de l'herbe. Cette voie est opposée à celle choisie dans des pays où la surface est limitante, comme les Pays-Bas. Van Keulen *et al.* (2000) proposent par exemple un système où les animaux pâturent peu, ce qui permet d'optimiser leur alimentation (au moins en ce qui concerne l'azote) ainsi que la collecte et la gestion des déjections et la fertilisation. Ce choix nécessite toutefois des investissements et une conduite plus coûteuse.

La bibliographie propose cependant peu d'approches scientifiques globales permettant de raisonner les combinaisons de pratiques au sein d'un système de production pour en évaluer les conséquences sur la production et l'environnement.

1.4 Cadres d'étude et méthodes d'évaluation

1.4.1 Les échelles d'étude

L'échelle à laquelle on se place pour étudier un impact environnemental donné peut avoir une influence sur les résultats obtenus. Se placer à une échelle spatiale ou temporelle plus vaste permet par exemple de compenser des pics (dans l'espace ou dans le temps) d'émission de composés à risque pour l'environnement par des zones ou des périodes de faibles émissions (Schroder *et al.* 2004). Les changements d'échelle ont un effet sur la variabilité des processus observés. D'après Stein *et al.* (2001), les excédents d'azote sont de moins en moins variables lorsqu'on les calcule à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du bassin versant. L'effet de quelques parcelles ayant des excédents élevés, correspondant à un risque de lessivage élevé, peut être masqué lorsqu'on se place à une échelle trop vaste.

Les risques liés aux changements d'échelle apparaissent principalement lorsqu'on utilise des données ou un modèle à une échelle différente de celle à laquelle ils ont été obtenus. Dans le cadre de cette thèse, il est important de choisir une échelle pertinente pour évaluer les impacts environnementaux liés aux activités d'élevage. Plus qu'un simple problème d'échelle spatiale, l'enjeu se situe dans le *niveau d'organisation* auquel on choisit de se placer. De nombreuses études sur les processus mis en jeu dans les flux d'éléments ont été effectuées au niveau de la parcelle, de l'animal ou de l'ouvrage de stockage des effluents. Les connaissances acquises à ces niveaux élémentaires ne sont pas directement utilisables pour prendre des décisions à des niveaux plus englobants. En effet, l'exploitation d'élevage, en tant que système, ne peut pas être considérée comme une simple somme de parcelles et d'animaux conduits de façon homogène. Le passage au niveau de l'exploitation entière doit être fait en prenant en compte les interactions entre les différentes parties du système, c'est-à-dire en prenant en compte les propriétés émergentes du système (Durand 1979).

Au niveau de l'exploitation, des compromis apparaissent entre les différents impacts environnementaux. Les cycles du carbone, de l'azote et de l'eau sont très liés, et modifier un flux peut avoir des conséquences positives ou négatives sur d'autres flux. En effet, comme mentionné précédemment, les impacts environnementaux considérés ici résultent de pertes à différents points du cycle de la matière sur une exploitation. Réduire une perte a pour conséquence l'augmentation du flux d'un élément vers le compartiment suivant, ce qui peut conduire à des pertes plus élevées au niveau de ce compartiment. Par exemple, d'après Langeveld *et al.* (2007), l'injection du lisier dans le sol réduit la volatilisation sous forme de NH_3 et une quantité plus forte d'azote intègre le sol. Cela peut aboutir à une augmentation de la dénitrification, donc des émissions de N_2O qui est un puissant gaz à effet de serre. Le bilan environnemental de cette mesure dépend également des économies réalisées sur les engrais minéraux, et du surplus d'énergie

nécessaire pour l'injection par rapport à un épandage normal. D'autre part, les flux des différents éléments sont en interaction, et des compromis environnementaux peuvent en résulter. Aux Pays-Bas, des essais menés sur la ferme expérimentale de *de Marke* ont montré qu'irriguer pendant un été sec augmente l'absorption d'azote par la plante, ce qui évite un fort reliquat en début d'hiver (Langeveld *et al.* 2007). Une plus forte consommation d'eau en été contribue ainsi à réduire les pertes d'azote par lessivage durant l'hiver suivant.

Se placer au niveau de l'exploitation entière peut faire émerger des synergies. D'après Langeveld *et al.* (2007), l'augmentation de la part de maïs dans l'assolement de la ferme expérimentale de *de Marke* a permis d'une part de réduire les besoins en irrigation car le maïs utilise l'eau plus efficacement que la prairie et d'autre part d'améliorer la gestion de l'azote sur l'exploitation. Si le constat de rôle positif du maïs réalisé aux Pays-Bas est plus mitigé en France, il reste clair que la culture du maïs sans fertilisation après la destruction d'une prairie est une séquence agronomiquement et environnementalement intéressante (Le Gall et Cabaret 2002). L'accumulation progressive du stock d'azote sous prairie est suivie d'une libération rapide après sa destruction, et la forte absorption par le maïs permet d'éviter des pertes. Le maïs bénéficie de la forte disponibilité de l'azote, et atteint des rendements plus importants. En d'autres termes, la prairie stocke de l'azote et le restitue au maïs suivant. Ce type d'interactions à l'échelle du système doit être pris en compte.

Selon von Wiren-Lehr (2001), le choix de l'échelle utilisée pour évaluer et améliorer une situation dépend des acteurs qui utiliseront les résultats. Or, l'exploitation agricole est le principal niveau d'organisation auquel les décisions sont prises : il s'agit d'une unité de base dans la gestion du territoire. Des progrès importants pourraient être effectués en termes d'impact environnemental par des modifications au niveau des systèmes de production, c'est-à-dire au niveau de l'exploitation (Chatellier et Vérité 2003). Il semble donc pertinent de baser une analyse sur ce niveau d'organisation. Cependant, les impacts environnementaux s'appliquent à une échelle plus vaste, telle qu'une région ou la planète entière (voir 1.1). Pour Payraudeau et van der Werf (2005), pour évaluer un impact à l'échelle régionale, il est nécessaire de se placer au niveau régional, c'est-à-dire de tenir compte des interactions entre exploitations, plutôt que de faire une simple somme des impacts de chaque exploitation.

1.4.2 Les différents types d'indicateurs

De nombreux indicateurs de l'impact environnemental de l'agriculture ou plus particulièrement de l'élevage ont été proposés dans le passé. Cette diversité s'explique par le nombre de composés et d'impacts différents dans lequel l'élevage est impliqué. D'autre part, l'impact environnemental peut être évalué à différents points de la chaîne causale, des pratiques mises en jeu aux impacts en résultant, et à différentes échelles spatiales et temporelles. La figure 1.1 présente des exemples d'indicateurs à différents points de la chaîne causale, ainsi qu'une classification de ces indicateurs. La synthèse de Payraudeau et van der Werf (2005), dont est issue cette figure, précise cette classification. Un point important est le dilemme entre la facilité de mise en œuvre d'un indicateur et sa

pertinence environnementale. Les indicateurs de pratiques ou de *moyens*, sur la partie gauche de la figure, sont les plus faciles à évaluer sur le terrain, mais sont les moins corrélés aux impacts. A l'inverse, les indicateurs d'impact, comme la santé humaine ou la qualité d'un écosystème, sont souvent très difficiles ou très coûteux à évaluer, mais peuvent représenter directement des objectifs à atteindre et permettent des évaluations plus spécifiques au contexte (von Wiren-Lehr 2001 ; Payraudeau et van der Werf 2005). Ils sont plus utilisés en recherche ou pour des choix politiques. La réduction des impacts environnementaux passe par des modifications de pratiques ou de systèmes. Les indicateurs d'impact décrivent l'évolution de l'état observé de l'environnement mais sont plus difficiles à utiliser pour prévoir les impacts futurs en fonction de pratiques agricoles. Lorsque les indicateurs sont destinés à être utilisé en exploitation agricole, en routine, la facilité de mise en œuvre et la sensibilité aux pratiques sont primordiales (Halberg 1999 ; Schroder *et al.* 2004) et les indicateurs de moyens sont plus adaptés. Toutefois, les indicateurs d'impact ont l'avantage de laisser aux éleveurs la liberté de choisir les pratiques à mettre en œuvre pour atteindre un objectif (van der Werf et Petit 2002). Les indicateurs intermédiaires, qui évaluent la *pression* exercée sur l'environnement, se révèlent donc utiles. Il s'agit par exemple des indicateurs d'émission mentionnés par Payraudeau et van der Werf (2005). Pour cette raison, les indicateurs basés sur des bilans de matière sont en général pertinents et les données nécessaires sont relativement facilement accessibles (Thomassen et de Boer 2005). Une description détaillée de ces indicateurs est donnée dans la partie 1.5.

Un exemple permettant d'illustrer ces concepts dans le cas du lessivage des nitrates est donné par la figure 1.2. Cette figure présente différents indicateurs pour la pollution des eaux par les nitrates, à différentes échelles spatiales. On remarque que certains indicateurs existent à plusieurs échelles spatiales. Cependant le passage d'une échelle à l'autre doit prendre en compte les spécificités mentionnées dans le paragraphe 1.4.1. Dans cet exemple, le but final est de limiter la concentration en nitrates dans les eaux à l'échelle régionale. Il est plus facile pour un éleveur de se représenter les progrès possibles sur les indicateurs de moyens (engrais utilisé au niveau de chaque parcelle, densité animale au niveau de l'exploitation), mais ceux-ci sont moins corrélés aux indicateurs d'impact, sur lesquels porte l'objectif à atteindre (Schroder *et al.* 2003).

Il existe donc de multiples indicateurs pour rendre compte des impacts environnementaux. Le choix des indicateurs doit être effectué en fonction des données disponibles et des objectifs. Dans le but de réaliser des évaluations multi-critères, les indicateurs ne sont en général pas utilisés isolément, mais groupés de façon cohérente dans des méthodes d'évaluation globale.

1.4.3 Les méthodes d'évaluation à l'échelle de l'exploitation

Il existe de nombreuses méthodes visant à évaluer l'impact environnemental des exploitations agricoles. Par exemple, la synthèse réalisée par van der Werf et Petit (2002) met en lumière les points communs et les différences entre 12 méthodes d'évaluation d'impact environnemental. Certaines de ces méthodes visent à évaluer la *durabilité* d'une

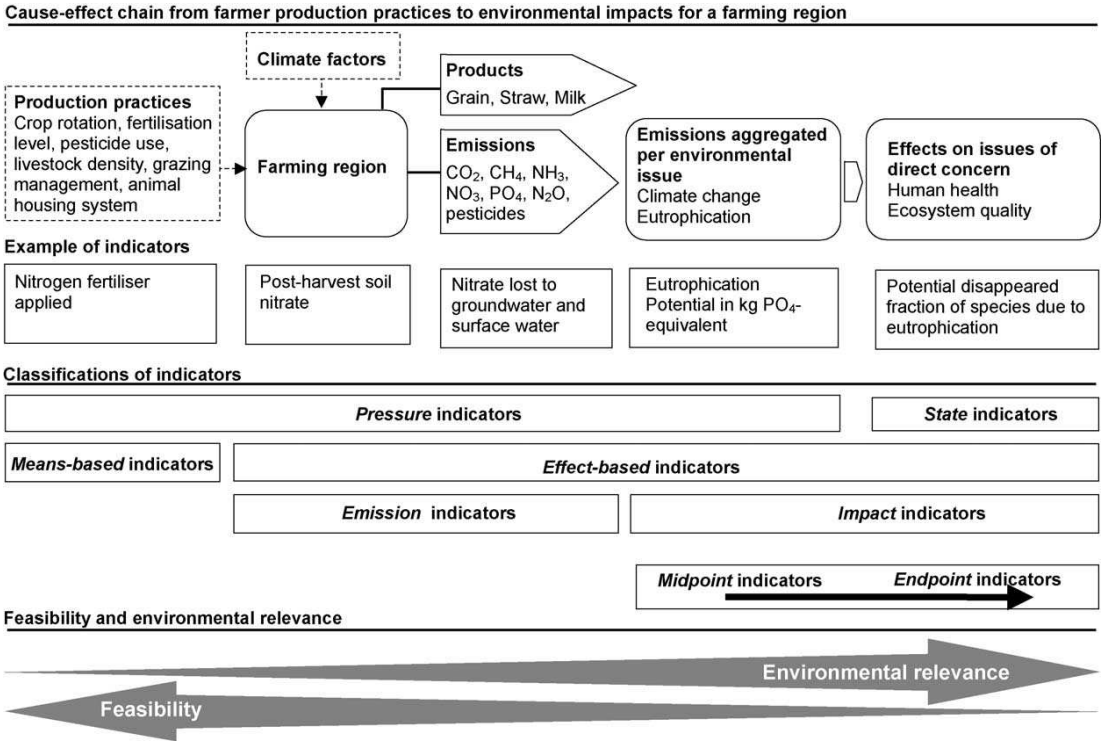


FIG. 1.1 – Classification et exemples d'indicateurs environnementaux en fonction de leur position sur la chaîne liant les émissions aux impacts. Source : Payraudeau et van der Werf (2005)

Orientation:	Spatial scale: Region		Farm		Field	
Goal-oriented	NO_3 in groundwater	←	NO_3 in groundwater	←	NO_3 in groundwater	*(mg l^{-1})*
	↑		↑		↑	
	NO_3 in shallow groundwater	←	NO_3 in shallow groundwater	←	NO_3 in shallow groundwater	*(mg l^{-1})*
			↑		↑	
			NO_3 in upper soil layers	←	NO_3 in upper soil layers	*(kgN ha^{-1})*
			↑		↑	
			N surplus	←	N surplus	*(kgN $h^{-1}a$)*
			↑		↑	
			N input	←	N input	*(kgN ha^{-1})*
			↑			
			N input via manure			*(kgN ha^{-1})*
			↑			
			Livestock density			*(No. ha^{-1})*
Means-oriented						

FIG. 1.2 – Hiérarchie des indicateurs utilisés pour évaluer les pertes de nitrates et échelle spatiale d'utilisation. Source : Schroder *et al.* (2003)

exploitation, dont l'impact environnemental ne constitue qu'une partie. D'une manière générale, les méthodes d'évaluation d'impact environnemental à l'échelle de l'exploitation agricole regroupent un ensemble d'indicateurs pour différentes catégories d'impact, de manière à réaliser une évaluation multi-critères. La classification des indicateurs mentionnée précédemment se retrouve au niveau des méthodes d'évaluation et le choix de privilégier des indicateurs de moyens ou d'effet dépend des objectifs de la méthode.

Une différence majeure entre les méthodes d'évaluation environnementale réside dans le système étudié (van der Werf et Petit 2002). La plupart des méthodes utilisent des indicateurs calculés uniquement au niveau de l'exploitation, tandis que les indicateurs des méthodes basées sur l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) sont calculés relativement à la fabrication d'un produit, en incluant les impacts environnementaux liés à la fabrication des intrants et ressources utilisés. Les indicateurs de l'ACV sont pertinents et utiles, mais la collecte des données nécessaires à leur calcul est difficile (Thomassen et de Boer 2005). La modélisation peut être une solution pour calculer les émissions d'un système de production.

Les méthodes étudiées par van der Werf et Petit (2002) diffèrent également par les impacts environnementaux pris en compte. Les indicateurs choisis doivent prendre en compte une gamme d'impacts aussi large que possible, de manière à éviter d'empirer la situation sur un critère en tentant d'en améliorer un autre. Les thèmes abordés dépendent toutefois des objectifs de la méthode et du contexte dans lequel elle sera appliquée. La comparaison des indicateurs entre eux est difficile, car ils n'ont en général pas la même unité. La façon d'agréger les indicateurs entre eux et les poids accordés aux différents impacts soulèvent des questions (Bockstaller *et al.* 1997). Vaut-il mieux préserver, par exemple, la qualité de l'eau au détriment de l'air ? Est-il possible de totalement compenser une mauvaise note sur un critère par une bonne note sur un autre ? Il ne semble pas y avoir de base scientifique pour répondre à ces questions et elles doivent être résolues de façon sociétale et politique (Bockstaller *et al.* 1997 ; Halberg *et al.* 2005 ; Schroder *et al.* 2004). Les choix opérés doivent prendre en compte le contexte local, notamment la sensibilité du milieu pour les différents impacts environnementaux et le contexte économique.

Pour de nombreux indicateurs basés sur des émissions, les valeurs augmentent avec la taille de l'exploitation. Les indicateurs d'impact tels que ceux de l'ACV sont concernés. Pour pouvoir les interpréter et comparer différentes situations, il est nécessaire de se ramener à une *unité fonctionnelle* commune. Classiquement, il est possible d'exprimer ces indicateurs par unité de produit (kg de viande ou de lait), ou par unité de surface. Le choix de l'unité fonctionnelle est crucial et a beaucoup été étudié dans le cadre de l'ACV (par exemple Haas *et al.* 2000). Suivant l'unité choisie, des systèmes de production peuvent être classés de façon différente. Halberg *et al.* (2005) citent différents exemples, dont celui de la production laitière conventionnelle et biologique dans différents pays d'Europe. Le potentiel d'eutrophisation et les émissions de GES sont plus faibles pour la production biologique lorsqu'on exprime les résultats par unité de surface, mais ils sont équivalents dans les deux systèmes lorsqu'on exprime les résultats par kg de lait. D'une manière générale, les indicateurs sont exprimés par unité produite pour les impacts à une échelle globale, comme les émissions de GES, et par unité de surface pour les

impacts locaux et régionaux, comme le potentiel d'eutrophisation (Haas *et al.* 2000 ; Halberg *et al.* 2005). Une exploitation laitière produit à la fois du lait, de la viande et souvent des produits végétaux. Pour comptabiliser les impacts par unité produite, il faut attribuer les émissions à l'une de ces productions. Différents choix sont possibles, comme répartir les émissions en fonction de la valeur économique des produits ou de leur valeur nutritionnelle en termes de protéines ou d'énergie (Faverdin *et al.* 2008). Dans tous les cas, une analyse d'impact environnemental doit prendre en compte à la fois les aspects de surface et de production, de façon globale et multi-critères. La pondération entre les différents aspects relève d'un choix sociétal.

D'après von Wiren-Lehr (2001), l'analyse de la durabilité par une approche centrée sur des objectifs plutôt que sur des moyens permet de formuler des conseils spécifiques à chaque situation. Mais les approches centrées sur les objectifs souffrent de plusieurs défauts, dont le manque de méthodes pour évaluer les impacts des systèmes de production. Le lien entre des moyens mis en œuvre et des pratiques d'une part, et les impacts finaux d'autre part, est un point crucial. La modélisation à l'échelle de l'exploitation est un moyen de calculer des indicateurs d'émission pour une exploitation et de mettre au point des stratégies plus respectueuses de l'environnement dans un contexte donné (von Wiren-Lehr 2001), malgré la difficulté déjà évoquée (en 1.2) de passer des émissions de composés à risque aux impacts environnementaux.

En conclusion, il existe différentes approches pour évaluer les impacts environnementaux des exploitations d'élevage. Elles se démarquent par leurs objectifs et leurs utilisateurs potentiels, certaines étant plus centrées sur les moyens et les pratiques, d'autres sur les objectifs environnementaux. Une difficulté est d'établir un lien entre les différents maillons de la chaîne causale, des moyens mis en œuvre aux impacts finaux. C'est particulièrement le cas pour une méthode souvent utilisée en recherche - développement et pour le conseil en élevage : la méthode des bilans apparents.

1.5 Bilans apparents de l'azote et impacts environnementaux

1.5.1 Définition

Les méthodes de bilan apparent sont basées sur une comptabilisation des entrées et des sorties d'azote d'un système. Certaines entrées et sorties sont relativement faciles à estimer (les entrées d'engrais et d'aliments, les productions). Puisque le principe de conservation de la matière s'applique, la différence entre ces entrées et sorties est égale à la somme des entrées et sorties non connues et des variations de stock à l'intérieur de l'exploitation. Cela permet d'estimer indirectement la somme des entrées et sorties non incluses. La différence entre les entrées et sorties incluses dans le bilan est appelée solde du bilan. Cette différence est généralement positive : il s'agit d'un excédent d'azote. Les émissions de composés à risque pour l'environnement sont incluses dans ce terme. Plus l'excédent est élevé, plus les pertes peuvent être élevées. De nombreuses déclinaisons de

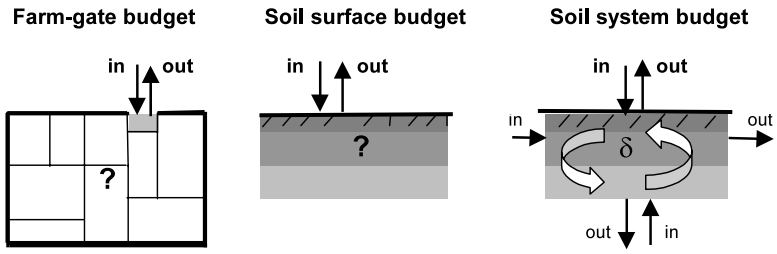


FIG. 1.3 – Différences conceptuelles entre les différents types de bilan de l'azote. La représentation en vue de dessus met l'accent sur les échanges entre l'exploitation et l'extérieur dans les bilans aux portes de l'exploitation (« farm gate »). La représentation en section verticale met l'accent sur les échanges au niveau du sol dans les bilans à la surface du sol. Source : Oenema *et al.* (2003)

ce principe général existent, et diffèrent par l'échelle et le système auxquels elles sont appliquées, ou par les modalités de calcul.

Étant donné que les variations saisonnières des différents stocks et des flux sont importantes, l'application d'une méthode de bilan apparent pour une période inférieure à un an n'est pas possible. D'autre, part, l'application sur une période trop longue revient à moyenner les flux, et à minimiser l'effet d'années climatiques causant des pics d'émission (Langeveld *et al.* 2007). L'échelle de temps généralement retenue est donc l'année. Le bilan apparent peut être effectué à différentes échelles spatiales (parcelle, exploitation, petite région ...). L'échelle exploitation étant privilégiée dans ce travail (voir chapitre 3), la description des bilans de l'azote se restreindra à cette échelle spatiale.

Le bilan apparent peut être établi pour différents systèmes, en fonction des objectifs de l'étude. On distingue en particulier les bilans établis aux portes de l'exploitation et les bilans établis à la surface du sol (Fig. 1.3), par exemple dans Oenema *et al.* (2003). Méthodologiquement parlant, la différence entre les deux réside dans la prise en compte des pertes par volatilisation au niveau des effluents, de l'excrétion à l'épandage. En effet, le bilan établi à la surface du sol ne prend en compte que les apports « nets » d'N, après volatilisation. Numériquement parlant, des variations de stocks de fourrages ou d'effluents peuvent expliquer une partie des différences entre ces deux bilans. Les bilans au niveau du sol ont été retenus par l'Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE), par exemple dans OCDE (2001), et par le Comité d'ORientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement (CORPEN). Dans les exploitations bovines françaises, les bilans aux portes de l'exploitation ont été utilisés dans de nombreuses études, par exemple dans Simon et Le Corre (1992) ; Simon *et al.* (2000) ; Le Gall *et al.* (2003) ; Bossuet *et al.* (2006). Cette approche est également la plus intégrative, et c'est elle qui sera utilisée dans la suite de ce travail. Oenema *et al.* (2003) mentionnent également les bilans établis en considérant le sol en tant que système, qui prennent en compte les variations de stocks dans le sol, et distinguent plus finement les entrées et sorties. Il s'agit plutôt d'une approche utilisée en recherche.

Il n'existe pas de consensus sur les flux à prendre en compte dans un bilan apparent

de l'azote. Différents modes de calcul sont par exemple proposés par Watson et Atkinson (1999). En France, la méthode proposée par Simon et Le Corre (1992) est souvent utilisée, éventuellement avec des adaptations. Le choix de la méthode de calcul doit être raisonné en fonction des objectifs de l'étude concernée. D'une manière générale, toutes les entrées et sorties contrôlées (*i.e.* tous les achats d'intrants et ventes de produits et co-produits) sont incluses, mais les flux tels que la déposition atmosphérique ou la fixation symbiotique par les légumineuses sont parfois intégrés dans le solde du bilan (voir par exemple les différents modes de calcul proposés par Watson et Atkinson 1999). En effet, ces flux sont difficiles à mesurer, et leur estimation est en général grossière. Dans l'Ouest de la France, la déposition atmosphérique d'N est de l'ordre de 10 à 20 kg de N par an (Brentrup *et al.* 2000) dont une partie provient de l'exploitation elle-même (déposition à proximité du site d'émission). Ce terme est souvent négligé. Le statut de la fixation symbiotique est plus problématique, car la négliger peut conduire à un biais dans la méthode. En effet, les systèmes intégrant une part importante de légumineuses auront en principe des entrées d'engrais minéraux inférieures, sans forcément présenter un risque inférieur pour l'environnement lorsqu'on les compare à des systèmes sans fixation ayant une fertilisation adéquate (Simon 1993).

1.5.2 Intérêts de l'utilisation des bilans apparents

Le principal avantage lié à l'utilisation des bilans N dans les élevages est leur caractère concret, qui permet aux éleveurs d'engager une réflexion sur la gestion des stocks d'N dans leur exploitation (Schroder *et al.* 2003 ; Sonneveld et Bouma 2003). En effet, le bilan N est un indicateur plus directement lié aux pratiques que, par exemple, les concentrations en nitrates dans les eaux de lessivage. Il donne une indication sur l'efficacité de gestion de l'azote sur l'exploitation. De plus, pour atteindre des objectifs de réduction des excédents, différentes actions sont possibles à tous les niveaux de l'exploitation, ce qui confère aux éleveurs une liberté d'action appréciable (Sonneveld et Bouma 2003). Le bilan est également lié aux performances économiques de l'exploitation : réduire l'excédent du bilan et l'efficacité d'utilisation de l'N correspond en général également à des baisses de charges et à une amélioration du résultat économique (Groot *et al.* 2006), ce qui est d'autant plus encourageant pour eux.

Un autre avantage est la relative simplicité d'établissement du bilan. En effet, la plupart des postes peuvent être calculés lors d'enquêtes auprès des agriculteurs et en s'appuyant sur des données comptables et des grilles de référence (Simon *et al.* 2000 ; Simon et Le Corre 1992). Cette méthode est donc beaucoup moins coûteuse que l'évaluation d'indicateurs d'émission, par exemple en mesurant directement des concentrations en nitrates dans le sol ou dans les eaux de ruissellement (Langeveld *et al.* 2007). Ces paramètres étant très variables dans l'espace et le temps, de nombreuses répétitions des mesures sont en effet nécessaires.

Le lien entre les différents postes du bilan et des données comptables conservées par l'agriculteur confère au bilan un caractère vérifiable par une autorité indépendante. Il peut donc être utilisé dans le cadre de mesures politiques visant à mettre en place des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Le système MINAS, décrit par exemple

par Hanegraaf et den Boer (2003), a ainsi été au cœur de la politique environnementale néerlandaise de 1998 à 2005 (Schroder et Neeteson 2008). Ce système est basé sur le calcul de bilans à l'échelle de l'exploitation pour l'N et le P. Le bilan N n'est pas seulement un moyen, mais aussi un indicateur de résultats. Brouwer (1998) souligne que la surveillance de l'évolution des bilans permet d'évaluer les progrès induits par une politique agri-environnementale, mais un tel dispositif à l'échelle nationale est coûteux.

1.5.3 Bilans apparents de l'azote dans les exploitations laitières françaises

Différentes études ont été conduites sur le bilan apparent de l'azote dans les exploitations agricoles françaises. Certaines de ces études visaient à comparer les niveaux de bilans entre exploitations ayant des productions différentes (végétales et animales), tandis qu'un certain nombre d'études portent sur l'analyse de différents systèmes pour une même production. Nous nous intéresserons dans ce travail à des études incluant des exploitations bovines laitières.

Simon *et al.* (2000) ont analysé des bilans (incluant la fixation symbiotique) obtenus par enquête dans 555 exploitations de tous types, en France et en Italie, entre 1989 et 1994. 440 exploitations étaient à dominante bovine (production de lait et/ou de viande). Un résultat majeur est la très forte variabilité du solde du bilan, tant entre exploitations d'orientations différentes qu'au sein d'une même orientation. L'excédent dans les groupes d'exploitations à orientation laitière varie de 103 $kg\ N/Ha\ SAU$ (pour les élevages associant des cultures de vente) à 234 $kg\ N/Ha\ SAU$ (pour les élevages associant un atelier de viande bovine). Les élevages laitiers spécialisés avaient un excédent moyen de 149 $kg\ N/Ha\ SAU$.

Le tableau 1.3 présente des résultats issus de trois sources différentes. Chambaut et Le Gall (1998) ont analysé des bilans établis en 1996 et 1997 dans 128 élevages laitiers suivis par l'Institut de l'Élevage et les chambres d'agriculture de Bretagne. L'excédent moyen (avec fixation) s'établissait à 142 $kg\ N/Ha\ SAU$. En séparant les exploitations en trois groupes de taille égale selon leur excédent, Chambaut et Le Gall (1998) ont montré que les excédents peuvent être très variables entre exploitations, de 77 $kg\ N/Ha\ SAU$ pour le meilleur tiers à 216 $kg\ N/Ha\ SAU$ pour le moins bon tiers. Dans le cadre du projet européen *Green Dairy*, Raison *et al.* (2006) ont analysé les bilan établis dans des exploitations sélectionnées dans diverses régions de l'arc atlantique, dont trois régions françaises : la Bretagne, les Pays de Loire et l'Aquitaine. Les excédents moyens s'élevaient respectivement à 117, 93 et 155 $kg\ N/Ha\ SAU$. Dans les données recueillies en 2006 par les réseaux d'élevage, l'excédent moyen s'établissait à 78 $kg\ N/Ha\ SAU$ pour les exploitations laitières spécialisées de plaine (Institut de l'Elevage 2008c). L'échantillon d'exploitations présentes dans les réseaux n'est pas représentatif de la population : les exploitations des réseaux ont en général une gestion plus optimisée que la moyenne. Cette remarque s'applique également à l'étude de Chambaut et Le Gall (1998).

Lorsqu'on considère uniquement des exploitations laitières, les sorties d'azote sont beaucoup moins variables que les entrées (Chambaut et Le Gall 1998 ; Raison *et al.* 2006). Ces dernières sont donc le principal facteur explicatif de l'excédent. Au sein des

	Chambaut et Le Gall (1998)				Green Dairy			Réseaux d'élevage			
	Tot.	Gr. meill.	Gr. moy.	Gr. pires	Bzh	PdL	Aq.	Maïs dom.	M-H (Ouest)	M-H (autres)	H. plaine
Effectif	128	43	42	43	15	13	9	35	16	22	20
Quota laitier (1000 L)					288	380,6	388,4	414	357,7	391	343,5
Lait (L/Ha SAU)	5644	5040	5682	6210	5315	4837	6053	5241	4258	3910	3734
SFP / SAU (%)	81%	78%	81%	83%	79%	74%	52%	61%	83%	76%	86%
Maïs fourr. / SFP	33%	27%	36%	37%	30%	35%	61%	44%	20%	22%	1%
UGB/Ha SFP	1,79	1,64	1,77	1,95	1,8	1,8	2,5	166,67	144,29	121,05	121,52
Concentrés (kg/VL)	1076	898	1120	1219	926	1494	1772	1628	1353	1535	1628
Bilan N (kg/Ha SAU)											
Engrais	100	54	98	147	57	66	147				
Concentrés	49	27	49	70	-	-	-				
Total Aliments	-	-	-	-	85	59	81				
Fixation	27	34	22	26	22	14	0				
Déjections	14	6	11	26	21	12	0				
Autres	6	7	7	4	8	3	10				
Total entrées	196	128	187	273	193	154	238				
Lait	30	27	30	34	31	27	30				
Viande	9	7	8	12	25	7	5				
Cultures	14	17	15	11	16	27	48				
Autres	1	0	2	0	4	0	0				
Total Sorties	54	51	55	57	76	61	83				
Bilan avec fixation	142	77	132	216	117	93	155	104	55	73	50
Bilan hors fixation	115	43	110	190	95	79	155				

TAB. 1.3 – Bilans de l'azote dans différents groupes d'exploitations laitières françaises, d'après Chambaut et Le Gall (1998) ; Raison *et al.* (2006) ; Institut de l'Elevage (2008c). Abréviations : Bzh = Bretagne ; PdL = Pays de Loire ; Aq = Aquitaine ; Maïs dom. = Maïs dominant ; M-H = Maïs / Herbe ; H. plaine = Herbager de plaine

entrées, les postes les plus importants sont les engrais minéraux et les aliments (principalement les concentrés). D'après Chambaut et Le Gall (1998), les engrais représentaient plus de la moitié des entrées. Cette proportion est plus faible dans l'étude de Raison *et al.* (2006), en particulier en Bretagne où les entrées par les aliments sont supérieures aux engrais, à cause de quelques ateliers hors-sol dans les exploitations. Toutefois, on peut penser que la différence sur les engrais provient de la différence de date entre ces deux études. En effet, dans le grand Ouest, de nombreux efforts ont été réalisés par les éleveurs pour optimiser leurs systèmes. L'introduction de prairies d'association incluant des légumineuses a participé aux progrès en termes de fertilisation. Les entrées par les engrais dans le groupe « Bretagne » de Raison *et al.* (2006) sont au niveau du groupe « meilleurs » de Chambaut et Le Gall (1998). Simon et Le Corre (1992) avaient auparavant noté que des larges progrès étaient possibles sur la fertilisation.

Une analyse en composantes principales (ACP) a été conduite par Simon *et al.* (2000) afin d'analyser la variabilité des différents postes du bilan et de son solde en relation avec les caractéristiques du système de production associé. Toutes exploitations confondues, la présence d'un atelier hors sol est un déterminant fortement associé à des soldes de bilan élevés. Le solde est alors corrélé aux achats d'aliments. Pour les exploitations ayant un solde relativement faible, ce solde est plus corrélé aux entrées par les engrais. Ce résultat s'appliquait également aux exploitations laitières de la base. Les bilans les plus élevés se trouvent dans les exploitations associant un atelier porcin et, dans une moindre mesure, celles associant un atelier bovin viande. Cette dernière classe était marquée par la forte présence d'exploitations du piémont italien, où le climat favorable aux fourrages permet des productions intensives. Dans la population générale, les exploitations biologiques se distinguaient nettement par des soldes de bilan faibles, négatifs dans certains cas. Les exploitations céréalières étaient également caractérisées par des bilans faibles. Dans une ACP réalisée sur les 440 exploitations à dominante bovine (Simon *et al.* 2000), l'axe principal portait 22,8 % de la variabilité totale, et opposait des exploitations plutôt intensives, ayant des fortes entrées par les aliments et les engrais et des soldes élevés, à des exploitations plus extensives, faisant plus appel à la fixation symbiotique et ayant des soldes plus faibles. La corrélation entre le niveau d'intensification dans les exploitations laitières et le solde du bilan est illustrée par la figure 1.4. Ces résultats confirment ceux obtenus dans de précédentes études (Simon et Le Corre 1992 ; Simon *et al.* 1994). Les résultats de Chambaut et Le Gall (1998) vont dans le même sens : les exploitations ayant les moins bons bilans sont caractérisées par un chargement et une production laitière par hectare supérieurs (Tableau 1.3). Cette différence est permise à la fois par une utilisation de concentrés supérieure et une fertilisation supérieure. Dans cette même étude, la production laitière par vache était très peu corrélée à l'excédent du bilan. Une meilleure efficacité d'utilisation de l'azote au niveau de l'animal ne se traduit donc pas nécessairement par une meilleure efficacité au niveau du système.

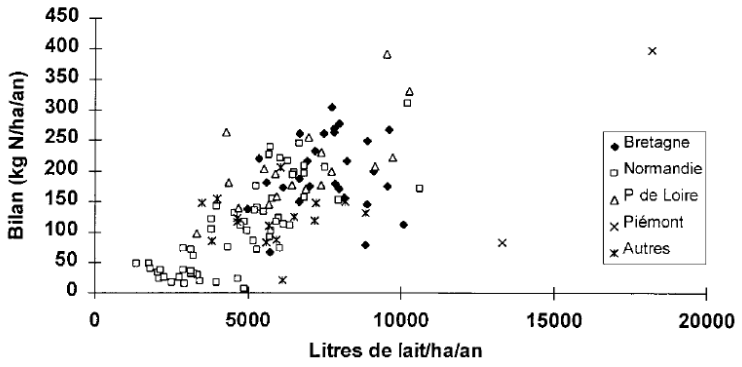


FIG. 1.4 – Lien entre production laitière par ha et excédent du bilan. Source : Simon *et al.* (2000)

1.5.4 Un lien flou entre bilan apparent et émissions

En première approche, l'interprétation des bilans N est simple : plus le solde du bilan est élevé, plus les flux potentiels vers l'environnement le sont. Pourtant, le lien entre l'excédent du bilan et les différentes émissions reste difficile à établir. Différentes études mettent en lumière la faible corrélation entre des bilans aux portes d'une exploitation et l'émission d'un composé azoté polluant. Vanongeval et Bomans (1997), cités par Lord *et al.* (2002), ont montré que, hormis sur les exploitations ayant des chargements très élevés (avec des ateliers hors-sol), la corrélation entre les excédents du bilan et les quantités d'azote lessivées (obtenues par modélisation) était faible. Dans une étude par modélisation avec différentes configurations d'exploitations, de Haan (2002) a trouvé une relation entre l'excédent du bilan et la quantité d'N minéral dans le sol en automne. Cependant, il existait une grande variabilité. De plus, la quantité d'N minéral en automne n'indique pas directement la quantité lessivée. D'une manière générale, le solde du bilan ne représente que des pertes potentielles, et la relation entre bilan et pertes est perturbée par différents facteurs.

1.5.4.1 Biais imputables à la méthode

Incertitudes sur les différents postes du bilan apparent L'estimation des différents postes du bilan est entachée d'incertitudes. Oenema et Heinen (1999), cités par Oenema *et al.* (2003), ont recensé cinq sources de biais (erreurs systématiques liées à la méthode) et deux sources d'erreur « vraie ». Les cinq sources de biais sont les suivantes :

- Biais lié à la personne : chacun a sa propre représentation des flux d'N. Différents opérateurs n'accorderont pas la même attention à tous les postes du bilan ;
- Biais et erreur d'échantillonnage : dans les cas où des mesures sont réalisées ;
- Biais et erreur de mesure ;
- Biais lié à la manipulation des données, lorsque des données observées sont moyennées, ou lorsqu'on opère un changement d'échelle ;

– Biais lié à la fraude : lorsque les bilans sont utilisés en tant que critères réglementaires, comme dans le système MINAS ayant existé aux Pays-Bas.

En outre, l'application de la méthode du bilan réalisée par Mulier *et al.* (2003) fait apparaître les quatre limitations suivantes. Tout d'abord, les bilans sont souvent basés sur des données comptables et des valeurs de référence, plutôt que sur des mesures sur site. La teneur en N des aliments concentrés achetés est indiquée par le fournisseur qui applique une marge de sécurité (teneur garantie). Il y a donc un biais sur l'estimation de cette teneur. L'estimation de la quantité et de la teneur en N des effluents échangés avec d'autres exploitations (import ou export) est également problématique, car les estimations faites par les éleveurs sont imprécises. Enfin, la précision générale des données fournies par les éleveurs était un point relevé par Mulier *et al.* (2003).

Variations de stock non prises en compte par la méthode L'excédent du bilan est un indicateur des pertes et des variations de stocks, et pas des pertes seules (Cuttle et Jarvis 2005). Les variations des différents stocks d'N ne sont pas toujours prises en compte dans les méthodes de bilan, car leur estimation peut être problématique. Pour autant, ces variations ne sont pas toujours négligeables. En particulier, les variations de stock d'N organique dans le sol peuvent biaiser le lien entre le bilan et les émissions de composés polluants. En premier lieu, pour les exploitations ayant récemment changé de système de production, les stocks de matière organique dans le sol peuvent être en évolution. C'est le cas par exemple des exploitations ayant fait varier la part de prairies dans leur assolement. Dans ce cadre, les bilans sont faussés (Schroder *et al.* 2003 ; 2004) : si les stocks de matière organique augmentent, alors des excédents de bilans élevés sont acceptables car une partie est en fait stockée dans le sol et ne participe pas aux flux vers l'environnement. Inversement, si les stocks de matière organique sont en baisse, des excédents élevés seront aggravés par l'N libéré. Ces variations de stock sont souvent liées au rapport entre cultures annuelles et cultures pérennes (prairies). En général, les premières sont associées à une baisse des stocks de matière organique et les secondes à une augmentation. Globalement, dans l'Ouest de la France, les sols connaissent une baisse lente des taux de matière organique (Walter *et al.* 1996). Sur le long terme, une telle évolution peut causer un biais dans l'utilisation de la méthode des bilans (Schroder *et al.* 2003).

Comparaisons de bilans apparents inter-systèmes De nombreuses études comparent les excédents de bilans pour des exploitations ayant différents systèmes de production (par exemple exploitations laitières plus ou moins intensives), voire différentes productions (exploitations céréalières et élevages, par exemple Simon *et al.* 2000). De telles comparaisons ne peuvent indiquer qu'un rapport entre des pertes potentielles. *Les relations qui peuvent exister entre l'excédent du bilan et un flux vers l'environnement ne sont valables qu'à l'intérieur d'un système de production et pour un contexte donné.* Les comparaisons de bilans pour différentes configurations d'exploitation proposées par Schroder *et al.* (2003) montrent que des exploitations ayant des efficacités de gestion interne de l'N identiques pouvaient avoir des excédents très différents (voir fig. 1.5). Les quantités d'aliments importés et d'effluents exportés jouent un rôle important dans ce

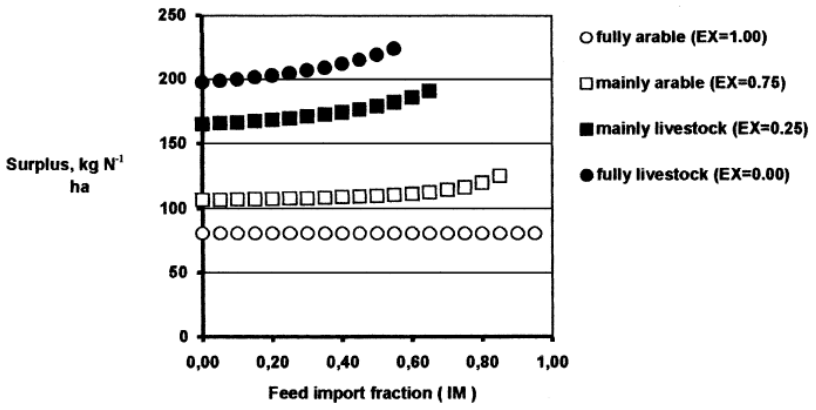


FIG. 1.5 – Excédent d'azote par ha en fonction de la proportion d'aliments importés et de la proportion de produits végétaux exportés, pour différentes configurations d'exploitation ayant les mêmes efficacités internes de gestion de l'azote. Source : Schroder *et al.* (2003)

biais, et ces facteurs doivent être pris en compte lors de la comparaison d'exploitations. Le bilan N peut être utilisé pour comparer la qualité de la gestion de l'N, mais uniquement entre exploitations homogènes en termes de flux internes d'N (Langeveld *et al.* 2007).

D'autre part, le calcul de l'efficacité d'utilisation de l'N est souvent associé au calcul du bilan, et le fait d'exporter des effluents confère une efficacité artificiellement élevée (Halberg 1999). De même, la spécialisation des exploitations en fermes céréalières et en fermes laitières permet d'améliorer l'efficacité apparente d'utilisation de l'N par rapport aux systèmes mixtes traditionnels, à l'échelle de chaque ferme. Mais les bilans à l'échelle du groupe d'exploitations correspondant sont en fait supérieurs (Schroder *et al.* 2003).

Lord *et al.* (2002) citent également la différence entre prairies et cultures comme un facteur pouvant perturber le lien entre bilans et concentrations en nitrates dans les rivières, à l'échelle d'un bassin-versant. A cette échelle, une proportion importante de prairies est généralement associée à des animaux, donc à des pertes gazeuses d'N plus importantes et à des pertes par lessivage moins élevées. A l'échelle de l'exploitation, la synthèse réalisée par Bussink et Oenema (1998) souligne la grande variabilité des quantités d'N volatilisées, en fonction de l'alimentation des animaux, des types de bâtiments, d'ouvrages de stockage des effluents et des techniques d'épandage des effluents. Le bilan N est un indicateur du potentiel de pertes sous toutes les formes possibles (Lord *et al.* 2002). Les relations entre l'excédent du bilan et un flux particulier ne sont valables qu'au sein d'un groupe homogène d'exploitations.

1.5.4.2 Erreurs liées à la variabilité des processus biophysiques

Les méthodes de bilan, par définition, ne prennent pas en compte les flux internes à l'exploitation. Certains de ces flux peuvent induire des différences majeures sur les

émissions de composés à risque pour l'environnement.

Dynamique des flux La dynamique des flux internes à l'exploitation conditionne fortement les pertes environnementales. En particulier, le lessivage des nitrates est inféodé à la présence de ces derniers dans le sol lors de périodes de drainage. Un décalage temporel entre la disponibilité de l'N et son absorption par la plante est un risque potentiel pour l'environnement, qui est mal retranscrit par les méthodes de bilan. La gestion de la fertilisation azotée est donc un point critique, et l'incertitude sur la disponibilité de l'N dans les engrais de ferme (Morvan *et al.* 2006) rend ce problème très prégnant en élevage. Pour améliorer les émissions de composés à risque sur une exploitation, il ne suffit donc pas de réduire les bilans. Il faut aussi améliorer la gestion des flux internes, en tenant compte des aspects dynamiques (Oborn *et al.* 2003). Ceci suppose de réaliser les épandages de manière à synchroniser au mieux la libération progressive d'azote par les effluents et la demande des plantes. De même, les cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) immobilisent l'azote et évitent le lessivage. Pour un même excédent, le risque de lessivage est moins élevé lorsque des CIPAN sont implantées au lieu de laisser les sols nus en hiver car l'azote n'est pas disponible sous forme minérale au moment où le lessivage est susceptible de se produire.

Ce point est à mettre en relation avec l'effet du climat sur les émissions. Van Keulen *et al.* (2000) notent par exemple que les années sèches sont associées à une minéralisation d'N du sol moins importante. Ceci compense la moindre exportation d'azote par les plantes due à un rendement faible, qui est un facteur de risque pour le lessivage. La quantification de cet effet est difficile à l'échelle de l'année, et le calcul de la dynamique des flux serait nécessaire. Cependant, comme mentionné en 1.5.4.1, ce flux n'est pas pris en compte par les méthodes de bilan aux portes de l'exploitation.

Le problème de la dynamique des flux se pose dans les autres méthodes statiques d'évaluation d'impact environnemental. Dans le cadre de l'Analyse du Cycle de Vie, Payraudeau *et al.* (2007) notent que le fait d'utiliser des facteurs d'émission moyens, sans prendre en compte les variations saisonnières, contribue largement à l'incertitude dans l'évaluation des émissions. Utiliser un modèle de simulation des flux est un moyen pour contourner ce problème (Payraudeau *et al.* 2007).

Spatialisation des flux De même que pour la dimension temporelle, les flux internes liés au sol et aux cultures ne sont pas homogènes sur l'ensemble de la surface. Les mesures réalisées par van Beek *et al.* (2003) sur six exploitations dans un polder montrent que la variabilité intra-exploitation du bilan (entre parcelles) était plus importante que la variabilité inter-exploitation. Les simulations pour différentes configurations d'exploitation réalisées par de Haan (2002) montrent également que pour un excédent du bilan exploitation donné, une large gamme de valeurs peut être obtenue parcelle par parcelle. Les différences entre parcelles sont surtout liées à leur utilisation. Les résultats obtenus n'ont pas une valeur générale, puisqu'ils sont liés à la stratégie de gestion des effluents choisie dans le cadre de ces simulations. Toutefois, on peut supposer que le constat d'hétérogénéité entre parcelles est vérifié dans beaucoup de cas. Une telle hétérogénéité

a un impact sur les émissions de composés à risque, notamment le lessivage des nitrates. Le lessivage est plus corrélé au bilan à l'échelle de la parcelle qu'au bilan à l'échelle de l'exploitation. L'hypothèse d'une distribution homogène de l'excédent du bilan sur l'exploitation conduit à de fortes sous-estimations du lessivage, car la relation entre bilan apparent et quantité lessivée n'est pas linéaire (van Beek *et al.* 2003).

L'étude menée par Watson *et al.* (2003) sur des systèmes d'élevage de porcs en plein air conduit à des conclusions similaires. Même lorsque les porcs tournent sur différentes parcelles, la concentration des déjections sur une partie de la surface aboutit à une hétérogénéité des émissions.

1.5.4.3 Sensibilité du milieu

Le contexte pédo-climatique a également une influence sur le devenir des éléments au sein de l'exploitation et en particulier les pertes vers l'eau. Un même excédent du bilan N peut correspondre à différents profils de pertes. A son démarrage, le système MINAS (cf 1.5.2) a fait l'objet de nombreuses critiques car il y avait peu de différenciation dans les seuils autorisés en fonction du milieu. La seule distinction concernait l'utilisation : prairie ou culture (Schroder *et al.* 2003). Des études objectent que le seuil permettant d'atteindre la teneur en nitrates réglementaire de 50 $mg.L^{-1}$ dans les eaux est également fonction du type de sol (Schroder *et al.* 2003 ; Sonneveld et Bouma 2003). Le système MINAS a été modifié en ce sens en 2003. Toutefois, un effort portant seulement sur la réduction de l'excédent du bilan ne peut pas garantir une teneur en nitrates dans l'eau (Hanegraaf et den Boer 2003 ; Simon *et al.* 2000).

La synthèse bibliographique réalisée par Bossuet *et al.* (2006) dans le cadre du projet Green Dairy (Interreg Espace Atlantique III B N ° 100) montre que, à l'intérieur d'un système de production donné, les émissions de nitrates sont fonction du type de sol et du climat, principalement par l'intermédiaire de la lame drainante (voir figure 1.6). Des différences entre les régions étudiées dans ce projet sont apparues, mais avec une confusion entre les effets du pédoclimat et ceux liés aux systèmes de production (Bossuet *et al.* 2006).

1.5.5 Conclusion sur le bilan apparent de l'azote

L'excédent du bilan N résulte de tous les domaines de la gestion de l'exploitation, à tous les niveaux de décision (stratégique, tactique et opérationnel). Il s'agit d'un outil efficace pour sensibiliser les éleveurs à l'importance de leur pratiques. La grande variabilité entre exploitations montre que des progrès importants peuvent être réalisés dans beaucoup de cas. Cependant, cet outil doit être utilisé dans le cadre d'un suivi, en raison de la variabilité inter-annuelle. Peu d'études ont été réalisées sur ce dernier point. Le bilan n'est qu'un indicateur des pertes potentielles, toutes formes confondues. Les comparaisons inter-systèmes doivent être réalisées avec beaucoup de précautions, surtout si l'on s'intéresse à un flux environnemental en particulier. L'interprétation des résultats et les objectifs d'excédents à atteindre doivent être fixés en tenant compte du système de production et du contexte environnemental (Oborn *et al.* 2003). Enfin, le

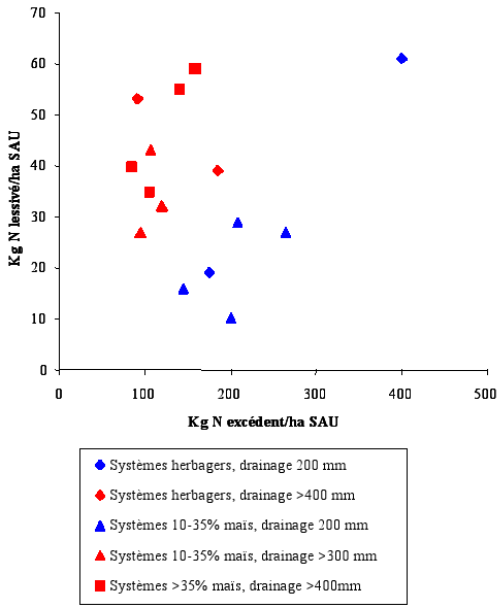


FIG. 1.6 – Relation entre excédents azotés et azote lessivés pour différents sites expérimentaux. Source : Bossuet *et al.* (2006)

bilan doit être utilisé en conjonction avec d'autres indicateurs des performances environnementales. Les exploitations ayant des bilans élevés peuvent réduire efficacement leurs émissions en réduisant leur bilan, mais les possibilités d'amélioration passent par des critères plus fins pour les exploitations ayant des bilans plutôt faibles.

1.6 Conclusion

L'étude bibliographique présentée dans ce chapitre a donc mis en lumière différents points. Tout d'abord, les impacts environnementaux sont multiples et liés entre eux. Pour comparer différents systèmes de production, une approche multi-critères doit donc être employée et l'échelle de l'exploitation semble la plus adaptée. Ensuite, l'évaluation des conséquences des pratiques agricoles et des moyens mis en œuvre sur les émissions de composés à risque et les impacts finaux reste difficile. La modélisation à l'échelle de l'exploitation d'élevage est une voie privilégiée pour réaliser des évaluations *ex ante* de ce lien.

Chapitre 2

Étude bibliographique : La modélisation du fonctionnement des élevages

Sommaire

2.1 Différents exemples de modèles à l'échelle de l'exploitation d'élevage 51

2.1.1 Présentation générale des modèles existants 51

2.1.2 Les sorties des modèles 53

2.1.3 Domaine d'application 54

2.1.4 Horizons temporels considérés 54

2.1.5 Modélisation de la décision dans les modèles considérés . . . 55

2.1.6 Conclusions tirées de la comparaison des modèles 57

2.2 Modélisation des processus décisionnels en exploitation agricole 57

2.2.1 Historique et enjeux 58

2.2.2 Problématique 59

2.2.3 Les agriculteurs combinent action planifiée et action située . 59

2.3 Conclusion 64

Dans le chapitre précédent, la modélisation à l'échelle de l'exploitation pour déterminer des impacts environnementaux en fonction de stratégies de production a été identifiée comme une voie pouvant compléter les approches existantes en termes d'évaluations d'impacts. Dans ce chapitre, différents modèles répondant potentiellement aux critères sont décrits. Dans une deuxième partie, la modélisation des processus décisionnels est traitée car il s'agit d'un point fondamental pour étudier des stratégies de production.

2.1 Différents exemples de modèles à l'échelle de l'exploitation d'élevage

2.1.1 Présentation générale des modèles existants

De nombreuses approches sont possibles pour modéliser le fonctionnement d'une exploitation d'élevage laitier. En particulier, on trouve dans la littérature de nombreux exemples de modèles utilisant la programmation linéaire pour étudier différentes sorties en fonction d'options stratégiques et du contexte économique. Ce type de modèles ne sera pas étudié ici. Cette thèse n'aborde que les modèles de simulation dynamique du fonctionnement d'une exploitation d'élevage laitier.

Dans le cadre de cette synthèse bibliographique, les approches par couplage « manuel » de modèles biotechniques fonctionnant séquentiellement et sans interactions entre eux ont également été écartées. Seuls les modèles avec un véritable couplage faisant intervenir des interactions ont été examinés. La liste des modèles étudiés est la suivante :

- Farm ASSEssment Tool : Fasset (Jacobsen *et al.* 1998)
- Integrated Farm Systems Model : Ifsm (Rotz et Coiner 2004)
- DairyWise (Schils *et al.* 2007)
- Le Whole Farm Model : Wfm (Wastney *et al.* 2002)
- Global Activity Model for Evaluating the sustainability of Dairy Entreprises : Gamede (Vayssières 2008)

Fasset est un modèle développé au Danemark et visant à évaluer les conséquences de différentes politiques environnementales sur la durabilité à l'échelle de l'exploitation. Fasset simule les flux de matière et les opérations techniques ayant lieu à l'intérieur de l'exploitation. Le modèle est sensible au contexte économique et différentes politiques environnementales, qui se traduisent principalement par des taxes ou des limites sur la fertilisation, peuvent être comparées.

Ifsm a été développé aux États-Unis à partir du modèle Dafosym, dont la construction a débuté il y a plus de 20 ans. Ifsm est à l'origine destiné à évaluer les performances technico-économiques de stratégies de production et des aspects environnementaux ont été ajoutés par la suite. La production des aliments pour le troupeau, héritée de Dafosym, est un des points forts de ce modèle. Des bases de données importantes, notamment concernant la machinerie, sont intégrées au modèle et utilisées pour les calculs économiques.

	Objectif principal	Sorties	Domaine de validité	Échelle de temps	Planification annuelle	Décisions en cours d'année
FASSET	Impact environnemental en fonction de réglementations	Flux d'éléments ; Conso. énergie et phyto. ; Économie	Danemark + ?	30 ans	Programmation linéaire	∅
IFSM	Résultats technico-économiques	Économie ; Pertes N	États-Unis et Europe	1 an	Entrée	Quelques règles de décision
DairyWise	Impacts environnementaux de systèmes de production	Pertes vers l'eau et l'air ; Conso. énergie ; Économie	Pays-Bas	1 an	Entrée	Pâturage
WFM	Résultats technico-économiques	Résultats technico-économiques ; Pertes N	Nouvelle-Zélande	1 an	Non applicable	Gestion fine du pâturage
Gamede	Identification de stratégies de production réduisant les impacts	Pertes N	La Réunion	Une ou plusieurs années	Entrée	Modèle d'action de l'éleveur

Tab. 2.1 – Comparaison de différents modèles du fonctionnement d'exploitations d'élevage laitier

DairyWise est un modèle développé récemment aux Pays-Bas, en utilisant un ensemble de sous-modèles développés localement auparavant. DairyWise est destiné à évaluer l'impact environnemental des systèmes laitiers. Il simule de façon relativement complète les flux d'éléments au sein de l'exploitation et les pertes environnementales.

Le Wfm est développé en Nouvelle-Zélande et simule le fonctionnement des exploitations laitières locales. Ce simulateur a été développé pour évaluer les performances technico-économiques d'exploitations laitières. Il est possible de l'utiliser pour comparer différentes options stratégiques, comme des niveaux de chargement, aussi bien que des choix tactiques au niveau de règles de décision. Récemment, des modèles de flux d'éléments plus détaillés ont été couplés afin de simuler des impacts environnementaux (P. Beukes, communication personnelle).

Gamede est issu d'un travail de thèse (Vayssières 2008) visant à analyser et faire évoluer les pratiques des éleveurs laitiers sur l'île de la Réunion. Ce modèle simule les flux de matière au sein des exploitations en mettant l'accent sur les processus décisionnels des agriculteurs.

2.1.2 Les sorties des modèles

Tous les modèles présentés permettent d'évaluer des impacts environnementaux au niveau de l'exploitation modélisée. Les modèles qui étaient à l'origine destinés à évaluer les performances technico-économiques ont évolué vers les aspects environnementaux car ces derniers constituent une préoccupation importante dans les pays respectifs des modèles. De plus, la modélisation à l'échelle de l'exploitation est un outil intéressant pour les évaluations d'impact environnemental.

Les impacts environnementaux des exploitations d'élevage sont multiples (voir chapitre 1). Les sorties des modèles permettent d'évaluer de façon plus ou moins complète ces impacts. Au niveau des flux de matière, le plus complet est DairyWise, qui simule les cycles du carbone, de l'azote, du phosphore et du potassium. Les pertes de nitrates, d'ammoniac et de GES (méthane, protoxyde d'azote, dioxyde de carbone) sont simulées. Les consommations d'énergie sont également calculées. Dans les premières versions de Fasset, l'accent a été mis sur les flux d'azote, et notamment le lessivage des nitrates. Les consommations de pesticides et d'énergie étaient également calculées. De nouveaux développements semblent avoir été apportés, mais n'ont pas été publiés. Ifsm et Gamede se concentrent également sur les flux d'azote, mais Ifsm calcule également des bilans pour le phosphore et le potassium.

La dimension économique joue un rôle important dans l'évaluation des stratégies de production. Optimiser les pratiques sur un plan environnemental ne doit en effet pas conduire à des systèmes non viables économiquement. Quatre des cinq modèles fournissent une analyse économique des systèmes. Fasset, Ifsm et DairyWise calculent un résultat d'exploitation, à partir de bases de données sur les prix des produits et intrants et sur les valeurs des bâtiments et des machines. Des hypothèses sont formulées pour calculer les amortissements. Le Wfm calcule un critère apparenté au résultat et très utilisé en Nouvelle-Zélande, l'EFS (Economic Farm Surplus). Les investissements liés aux bâtiments et aux machines sont faibles dans les systèmes de production Néo-

zélandais. GAMEDE ne propose pas d'analyse économique. Cependant, ce modèle est conçu pour favoriser le dialogue avec les agriculteurs sur leurs pratiques. Les scénarios testés avec le modèle ont été élaborés avec leur collaboration. On peut donc supposer que ces scénarios sont réalisables.

2.1.3 Domaine d'application

Le WFM simule les systèmes de production typiques en Nouvelle-Zélande. Il s'agit de systèmes basés presque exclusivement sur le pâturage et sans bâtiments. La prairie est la seule culture véritablement intégrée au modèle et des travaux sont en cours pour coupler un modèle de culture du maïs (P. Beukes, communication personnelle). Le modèle s'applique à des systèmes relativement différents de ceux rencontrés en France. GAMEDE a été conçu pour représenter les exploitations de l'île de la Réunion. Seules deux cultures sont représentées : la canne à sucre et la prairie (contenant des espèces tropicales). Le modèle est organisé en fonction du cycle de production de ces cultures, en conditions tropicales. En conséquence, d'une part, le paramétrage du modèle ne correspond pas aux conditions métropolitaines et d'autre part, les contraintes pour le pilotage sont assez éloignées de celles rencontrées en métropole.

Les trois autres modèles s'appliquent à des types d'exploitations beaucoup plus proches des élevages du grand Ouest français. IFSM a été appliqué avec succès dans différentes régions du monde des États-Unis au Brésil (Assis *et al.* 2006) en passant par l'Europe (Wachendorf et Golinski 2006). Les auteurs de DAIRYWISE notent que certains sous-modèles (cultures, notamment) sont empiriques et que leur paramétrage est valide uniquement aux Pays-Bas, même si des adaptations sont possibles. Le domaine de validité de FASSET n'est pas explicitement stipulé, mais on peut supposer que l'adaptation aux exploitations du grand Ouest passerait essentiellement par des questions de paramétrage.

2.1.4 Horizons temporels considérés

Les cinq modèles considérés fonctionnent au pas de temps journalier. Il s'agit du pas de temps le plus adapté pour réaliser les calculs. Les résultats ne sont cependant jamais interprétés à ce niveau de détail, puisque la précision réelle des modèles est établie sur des périodes plus longues, en particulier en ce qui concerne les impacts environnementaux. Les résultats sont donc agrégés, souvent à l'échelle de l'année, sans que les aspects dynamiques au cours de l'année ne soient complètement délaissés.

Le WFM et IFSM réalisent des simulations d'une durée d'une année. Il est possible de réaliser de façon groupée des simulations pour différentes années climatiques, mais sans continuité entre les simulations. L'état des stocks, par exemple, n'est pas reporté. GAMEDE n'a pas de durée fixe et des simulations pour des périodes de plusieurs années sont possibles. FASSET est le seul modèle opérant véritablement sur le long terme. Les simulations durent 30 ans, au cours desquels les dix premières années sont effectuées avec la réglementation « de base ». Une nouvelle réglementation à évaluer est introduite

au bout de dix ans, ce qui induit un régime de transition. Seules les dix dernières années de simulation sont exploitées.

Le cas de DairyWise est à part. Ce modèle ne prend pas en compte l'influence du climat et réalise des simulations pour une année climatique moyenne (M. de Haan, communication personnelle).

2.1.5 Modélisation de la décision dans les modèles considérés

Peu de modèles de simulation s'attachent à décrire les processus décisionnels des agriculteurs. Il s'agit pourtant d'un aspect crucial pour le développement de modèles permettant d'évaluer les conséquences de différentes possibilités de gestion (Garcia *et al.* 2005b).

Parmi les modèles étudiés ici, le plus avancé sur ce point est Gamede, qui fait des processus décisionnels la pierre angulaire du modèle. Gamede inclut donc une modélisation formelle et explicite de ces processus, basée sur l'ontologie des systèmes de production agricole proposée par Martin-Clouaire et Rellier (2005). Le système de pilotage, formé d'un ensemble de règles de décisions, est représenté dans la figure 2.1. Les étapes de planification ne sont pas modélisées dans Gamede. Les plans d'activités sont considérés comme une entrée caractéristique de la stratégie mise en œuvre.

De la même façon, le Wfm est piloté uniquement par des règles de décision. Un descriptif des règles utilisées peut être trouvé dans McDonald et Penno (1998). Ces règles ont été établies à dire d'expert. Pour certains points, différentes règles peuvent être choisies, comme par exemple différents modes de calcul de la fertilisation. Les paramètres associés aux règles, tels que des valeurs seuil, peuvent également être modifiés. Le modèle est capable de simuler de façon réaliste la gestion du pâturage, incluant l'alimentation du troupeau, ses mouvements sur les parcelles et la production de fourrages conservés (ensilage d'herbe). Comme pour Gamede, les étapes de planification ne sont pas modélisées explicitement. Dans les deux cas, ce choix de modélisation est cohérent avec le fonctionnement des exploitations considérées.

Pour les exploitations danoises, Fasset part du postulat inverse. L'ensemble des décisions sont prises au début de chaque année par un module de planification. Ce module fait intervenir deux étapes de programmation linéaire. La première fixe les grandes orientations à suivre au cours des trois années suivantes. Cette étape est réalisée chaque année et prendre en compte trois ans permet d'anticiper l'état futur du système (voir 2.2.3, paragraphe sur la planification, page 60). La seconde étape fixe le plan pour une année, de façon plus détaillée. Le plan établi concerne l'ensemble de l'exploitation, y compris la production de viande et de lait qui dépendent du contexte économique. Le plan établi en début d'année ne semble pas être remis en cause en cours d'année en fonction des conditions climatiques et de l'état du système.

DairyWise intègre des règles pour la gestion du pâturage et de la fertilisation des prairies. Pour le reste, les décisions ne sont pas modélisées mais entrées par l'utilisateur. Dans Ifsm, la majorité des décisions, comme la détermination des assolements ou la gestion des effluents, sont des entrées du modèle. Seules quelques règles de décision sont présentes, pour le déclenchement des opérations culturales en fonction des conditions

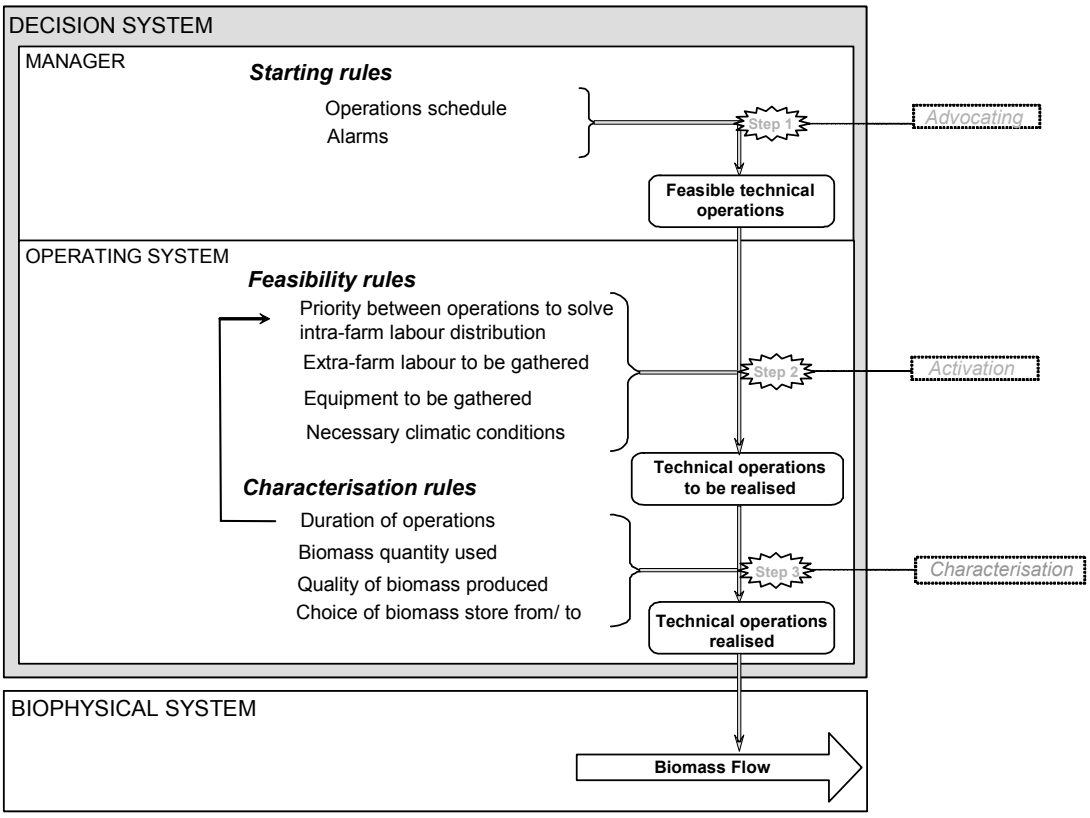


FIG. 2.1 – Représentation du système de pilotage du modèle GAMEDE. Source : Vayssières (2008)

climatiques. La gestion du pâturage est minimale. Les surfaces pâturées sont complètement distinctes des surfaces fauchées et la définition est faite en entrée du modèle. L'herbe disponible est évaluée au début de chaque mois et les rations sont calculées pour cet intervalle de temps. Le type de fonctionnement adopté par DairyWise et Ifsm n'est possible que dans un modèle fonctionnant sur une année. Même ainsi, simuler différentes années climatiques avec un pilotage en grande partie invariant est une limite de ces modèles.

2.1.6 Conclusions tirées de la comparaison des modèles

Ifsm est le modèle dont le début du développement est le plus ancien. A ce titre, il est très avancé sur certains plans, notamment la simulation des processus biophysiques liés à la production des aliments et les bases de données alimentant les calculs économiques. Cependant, les impacts environnementaux qu'il simule sont restreints. L'absence de modélisation des processus décisionnels et de simulations pluriannuelles est également un inconvénient important dans le cadre d'évaluations d'impacts.

Fasset et DairyWise ont été conçus dès l'origine pour évaluer des impacts environnementaux, de façon multi-critères. DairyWise est le plus complet de côté. Les deux modèles sont extensibles. Cependant, ils ne sont pas paramétrés pour le contexte français. De plus, Fasset se focalise sur les conséquences de nouvelles réglementations environnementales plutôt que sur l'évaluation de stratégies de production. Fasset se distingue des autres modèles par la réalisation de simulations sur le long terme (30 ans), en adaptant le pilotage chaque année. A l'opposé, DairyWise est limité par son insuffisante prise en compte de la variabilité climatique.

Le Wfm et Gamede sont trop éloignés des systèmes de production du grand Ouest pour être utilisables dans ce contexte. On retiendra de ces modèles la place importante accordée aux processus décisionnels en réaction aux conditions climatiques et à l'état du système. Cet aspect est négligé dans les autres modèles. Il n'existe pas de modèles représentant de façon adéquate et avec des bases théoriques solides les processus décisionnels des éleveurs laitiers de l'Ouest de la France.

La modélisation des processus décisionnels est pourtant cruciale pour étudier l'impact de différentes stratégies de production. Ces processus, basés sur différents horizons temporels, sont décrits dans la partie suivante.

2.2 Modélisation des processus décisionnels en exploitation agricole

Un des enjeux de cette thèse est de proposer un modèle d'évaluation de l'impact environnemental de stratégies de production. Les décisions stratégiques des agriculteurs, par exemple le choix d'un type de bâtiment, sont considérées comme des entrées et on ne s'intéresse pas à leurs déterminants. Cette partie traite des processus décisionnels impliqués dans la gestion de la ferme une fois les choix stratégiques fixés.

2.2.1 Historique et enjeux

Pendant longtemps, la recherche s'est intéressée aux décisions des agriculteurs dans le but d'optimiser leurs pratiques, principalement sur un plan économique. Le but était alors de produire des outils d'aide à la décision (OAD) capables de générer les « meilleures » pratiques, en utilisant des démarches issues de la recherche opérationnelle. Alors que beaucoup d'espoirs étaient fondés sur cette démarche, il s'est avéré beaucoup plus difficile que prévu de produire des OAD effectivement utilisés par les agriculteurs, en France (Attonaty *et al.* 1999) aussi bien qu'à l'étranger (Mccown 2002 ; Keating et McCown 2001). Parfois, le même problème se présente pour les références techniques élaborées par les organismes de recherche et de développement agricole (Aubry 2000). Une cause de ce phénomène est le manque de prise en compte des processus décisionnels des agriculteurs (Aubry 2000).

En ce qui concerne les OAD et les modèles économiques, le principe de rationalité parfaite a souvent été adopté pour représenter le comportement des agriculteurs (Edwards-Jones 2006). Selon ce principe, les agriculteurs sont en permanence capables d'évaluer correctement toutes les options qui s'offrent à eux et choisissent toujours la solution qui maximise leur profit, ou plus exactement leur utilité, qui est un concept économique mesurant la satisfaction d'un agent. En économie, de nombreux travaux ont été conduits sur le thème de la rationalité des acteurs. Entre les années 50 et 70, le concept de rationalité parfaite a été fortement remis en question et d'autres représentations ont émergé, notamment la rationalité limitée. Ce concept est issu des travaux des économistes américains Herbert Simon et James March (Papy 2000). Selon le principe de rationalité limitée, dans une situation complexe, les acteurs utilisent une représentation simplifiée pour prendre leurs décisions et procèdent par comparaison avec des situations analogues. La rationalité limitée est beaucoup plus pertinente que la rationalité parfaite pour décrire le comportement des agriculteurs (Attonaty *et al.* 1999 ; Papy 2000 ; Edwards-Jones 2006).

Ces développements méthodologiques sont principalement issus des domaines de l'industrie et des services, c'est-à-dire du monde de l'entreprise (David 2002). En recherche agronomique, l'intérêt pour les processus décisionnels des agriculteurs est apparu progressivement au cours des années 80. Il s'agit d'une analyse indispensable pour les démarches de conseil en exploitation, qui sont infructueuses lorsqu'elles n'intègrent pas les modes de gestion mis en œuvre (Sebillotte et Soler 1990 ; Aubry *et al.* 1998 ; Girard et Hubert 1999). Un autre enjeu important de la compréhension des processus décisionnels des agriculteurs réside dans la mise au point de modèles des exploitations agricoles. Les simulateurs élaborés pour explorer sous divers angles le fonctionnement des exploitations agricoles doivent prendre en compte non seulement les processus biophysiques mais aussi les processus décisionnels afin de décrire le comportement des agro-écosystèmes et de permettre d'étudier différentes options de gestion (Cros *et al.* 2003 ; Garcia *et al.* 2005b). Il s'agit ainsi de comprendre les interactions entre le décideur, le système biotechnique et son environnement.

2.2.2 Problématique

Les processus décisionnels des agriculteurs présentent des spécificités par rapport au cas « classique » rencontré en entreprise (Aubry 2000). Tout d'abord, les processus de décision des agriculteurs sont implicites. En effet, en exploitation agricole, les décisions ne sont pas prises à différents niveaux hiérarchiques comme en entreprise. De plus, mis à part quelques cas particuliers, l'agriculteur est à la fois décideur et exécutant. Les décisions et les motivations qui les déterminent ne sont donc jamais écrites. Il est parfois difficile pour un agriculteur de formaliser les mécanismes conduisant à une décision. Le caractère répétitif permet de développer des routines et la prise de décision fait beaucoup appel à l'expérience (Aubry 2000). Les processus biophysiques mis en jeu ont également des spécificités par rapport à l'industrie (Aubry 2000). Le cycle de production est long et fortement influencé par le climat. Il est donc dans une certaine mesure aléatoire. De nombreuses opérations techniques peuvent ou doivent être effectuées par l'agriculteur, mais l'effet ne peut pas en être mesuré immédiatement, ni avec certitude. Face à cette incertitude, les agriculteurs prennent les décisions qui, selon eux, répondent le mieux à leurs objectifs (Garcia *et al.* 2005b). Enfin, à l'échelle de l'exploitation, l'organisation doit prendre en compte la concurrence forte entre différents ateliers pour l'utilisation de la main d'œuvre et des machines (Aubry 2000).

Face à ces spécificités, différentes réponses peuvent être apportées par les agriculteurs. Lorsqu'on considère une décision en particulier, les facteurs mis en jeu ou les indicateurs sur lesquels la décision est basée varient d'un agriculteur à l'autre (Aubry *et al.* 1998). Ceci est dû à la variabilité dans les niveaux de technicité, dans les objectifs professionnels et personnels et dans les contextes climatiques et économiques.

Dans tous les cas, les agriculteurs doivent prendre leurs décisions en anticipant l'état futur du système (Garcia *et al.* 2005b). L'anticipation est nécessaire pour la gestion des ressources : main d'œuvre et machines, mais aussi stocks fourragers dans le cas des exploitations d'élevage. À cause des aléas dûs à l'environnement de l'exploitation, la conduite doit toutefois être réactive et flexible. Les aléas pouvant survenir sont le plus souvent d'ordre climatique ou liés à la disponibilité et au fonctionnement de machines. D'autres facteurs externes à l'exploitation peuvent intervenir. Aubry *et al.* (1998) citent l'exemple des récoltes de betteraves sucrières, dont le calendrier est souvent dicté par la sucrerie. Les processus décisionnels des agriculteurs doivent donc réaliser un compromis entre anticipation et réactivité.

2.2.3 Les agriculteurs combinent action planifiée et action située

2.2.3.1 Les cadres généraux de modélisation de la décision

Selon Sebillotte et Soler (1990), les processus décisionnels des agriculteurs font intervenir une représentation de sa situation. Pour modéliser cette représentation, ces auteurs proposent le *modèle d'action*. Ce dernier s'organise autour de trois points :

- des objectifs généraux qui structurent les décisions ;
- un programme prévisionnel et des états à atteindre à des moments clés ;

– un corps de règles visant à appliquer le programme en fonction des événements et à le changer si besoin.

Il est important de noter que les objectifs ne sont pas fixes. Ils sont élaborés en fonction de la situation et peuvent à tout moment être remis en cause si la situation l'exige. Cependant, d'une manière générale, les processus de décision sont largement basés sur des routines existantes, basées sur l'expérience. Ces routines ne sont remises en cause qu'en cas de difficulté majeure (Sebillotte et Soler 1990).

Le modèle d'action est un concept fondateur dans le domaine de l'analyse des processus décisionnels des agriculteurs en France. De nombreux travaux ultérieurs se basent sur le modèle d'action pour interprêter et simuler les décisions des agriculteurs. Des exemples peuvent être trouvés dans différents domaines incluant la gestion des cultures (Aubry *et al.* 1998), la gestion des effluents d'élevage (Aubry *et al.* 2006 ; Guerrin 2001), le pilotage du pâturage (Duru et Hubert 2003), la gestion d'un troupeau de bovins allaitants (Ingrand *et al.* 2003) ou la gestion globale d'une exploitation laitière (Vayssières *et al.* 2007). Peu de travaux théoriques ont été réalisés à l'étranger et il n'existe pas, à notre connaissance, d'équivalent du modèle d'action.

Des développements méthodologiques ont été réalisés pour étendre les concepts présentés dans le modèle d'action. Garcia *et al.* (2005b) ainsi que Cros *et al.* (2003) ont recensé l'ensemble des fonctions accomplies dans le cadre du pilotage d'une exploitation agricole. Ils distinguent les fonctions suivantes :

– Organiser les ressources au sein du système de production ;
– Fixer des objectifs et planifier les activités à exécuter pour les atteindre ;
– Gérer des informations : organiser la collecte d'informations et surveiller l'état du système ;
– Sélectionner les actions à appliquer au système ainsi que les modalités, de façon dépendante du contexte, c'est-à-dire en réaction à l'état du système et aux événements extérieurs.

Dans ce cadre, l'accent est donc mis sur le caractère dynamique des processus de prise de décision et sur le rôle actif de l'agriculteur.

L'évolution des travaux dans le domaine tend vers une analyse complète et générique des processus décisionnels des agriculteurs. Martin-Clouaire et Rellier (2005) proposent une ontologie du domaine, c'est-à-dire une description formelle de concepts utiles pour représenter les processus décisionnels des agriculteurs. Elle constitue un guide pour la modélisation du pilotage d'une exploitation agricole donnée ou d'un type d'exploitation donné.

2.2.3.2 La planification

Selon le modèle d'action, les agriculteurs disposent d'un plan contenant l'ensemble des actions à exécuter au cours d'une période ainsi que de règles pour appliquer et adapter ce plan. De nombreux travaux s'attachent à décrire et comprendre les règles de décision des agriculteurs, mais peu étudient la phase de planification elle-même.

Selon Aubry *et al.* (1998), dans une étude sur la gestion de la culture du blé en Picardie, le plan contient des informations sur le positionnement temporel des actions et

des informations sur les modalités d'exécution. Au niveau du positionnement temporel, les agriculteurs planifient l'ordre dans lequel les actions doivent s'enchaîner, ainsi que des fenêtres temporelles durant lesquelles chaque action doit être effectuée. La possibilité ou non de fractionner un chantier dans le temps fait également partie du plan. Au niveau des modalités associées à chaque action, les groupes de parcelles constitués pour la gestion sont pré-déterminés.

De même, selon Martin-Clouaire et Rellier (2005), un plan d'activités est structuré par la logique déterminant le positionnement temporel des actions les unes par rapport aux autres. Des fenêtres temporelles sont également spécifiées. Comme dans l'exemple décrit par Aubry *et al.* (1998) et conformément au modèle d'action, le plan n'est donc pas suffisant pour déterminer à lui seul le pilotage d'une exploitation agricole. La comparaison réalisée par Vayssières *et al.* (2007) entre différents modes de décision montre qu'un plan entièrement prédéterminé ne représente pas de façon adéquate le comportement des agriculteurs.

La mise en œuvre de règles de décisions est la solution choisie dans le cadre du modèle d'action. Cependant, ce n'est pas la seule solution possible. Snow et Lovatt (2008) proposent une approche par planification, appelée GPAM (General Planner for Agro-ecosystem Models), dans laquelle un nouveau plan est généré régulièrement en fonction de l'évolution de l'état du système. La période pour laquelle le plan est établi est plus longue que l'intervalle entre deux révisions. Dans un exemple de pilotage d'un élevage de bovins (viande) au pâturage proposé par Snow et Lovatt (2008), un bon choix est de planifier la période de rotation du troupeau sur les parcelles pour 200 jours et de réviser ce plan tous les 10 jours. Le modèle FASSET (Jacobsen *et al.* 1998), présenté dans la partie précédente, utilise également un module de planification qui établit chaque année un plan pour les trois années suivantes. Cette approche permet de générer des décisions pertinentes et adaptées au contexte, tout en anticipant l'état futur du système. En effet, les plans sont choisis selon une fonction objectif évaluée au terme de la période planifiée par simulation. Dans l'exemple d'élevage de bovins de Snow et Lovatt (2008), la fonction objectif peut être la quantité de viande produite au cours de la période planifiée (un an).

Dans l'approche de Snow et Lovatt (2008), un plan est constitué d'une liste d'actions à effectuer, avec les dates correspondantes. A chaque étape de planification, tous les plans possibles à partir de la sélection courante sont générés et placés dans un arbre. La sélection du meilleur plan dans cet arbre est ensuite effectuée. Un des points faibles de la méthode est donc sa complexité calculatoire.

Le principal avantage de cette approche est qu'elle ne nécessite pas de règles de décisions, dont les inconvénients sont abordés dans le paragraphe suivant. Cette approche permet même de reconstituer des règles de décision. Dans l'exemple de la production de viande de bœuf au pâturage, une règle utilisée par les éleveurs est d'augmenter la période de rotation sur les parcelles pâturées. Le même comportement a été observé dans les simulations réalisées avec GPAM, sans que la règle ne soit explicitement intégrée dans les simulations (Snow et Lovatt 2008). On notera que l'évaluation de la valeur de la fonction objectif est évaluée à partir d'un modèle spécifique, qui n'est pas forcément le même que celui auquel les décisions seront appliquées. Dans le cas d'un simulateur

complexe, GPAM n'évalue pas les décisions possibles à l'aide du simulateur complet. Le modèle servant à évaluer la fonction objectif est une version simplifiée et joue le rôle de la représentation que se fait l'éleveur de son système pour prendre ses décisions.

2.2.3.3 La gestion par règles de décisions

Aubry (2000) a recensé différents types de règles utilisées par les agriculteurs. Ces règles servent à la fois à construire le plan et à l'appliquer. Tout d'abord, il existe des règles pour déterminer le positionnement dans le temps des activités. Les règles d'*enchaînement* spécifient l'ordre dans lequel les actions doivent être exécutées. Les règles de *déclenchement* (ou de *fin*) contrôlent le démarrage (ou la fin) d'une action. En général, ces règles portent sur l'atteinte d'une valeur seuil par un indicateur, qui peut être une simple date ou une variable du système, comme la teneur en matière sèche du grain pour le déclenchement de la moisson. Les règles d'*arbitrage* sont utilisées pour résoudre d'éventuels conflits pour l'accès aux ressources entre différentes actions à effectuer. Ces règles définissent donc les priorités pour l'utilisation de la main d'œuvre disponible et des machines. Ensuite, il existe des règles permettant de déterminer les *modalités* des actions, comme par exemple la dose d'azote apportée lors d'une fertilisation. Aubry *et al.* (1998) définissent également des règles de *groupement*, qui spécifient des groupes de parcelles qui seront gérées de façon identique. Enfin, il existe des règles de *report*, décrivant des alternatives lorsque le plan initial ne peut pas être appliqué (Aubry 2000). Malgré tout, il arrive que l'agriculteur soit dans une situation pour laquelle il n'a aucune règle de routine. On observe alors que les agriculteurs s'adaptent en modifiant le moins possible leurs objectifs généraux (Aubry 2000). Cette observation semble difficilement transposable à un modèle de simulation, dans lequel les règles doivent être définies à l'avance.

Dans la plupart des cas, les règles de décision sont de la forme *« Si ... Alors ... »*. Cependant, ces règles ne permettent pas de représenter complètement le pilotage d'un système de production agricole. Pour agencer ces règles de manière à constituer une *stratégie* de production, des structures de contrôle plus complexes sont nécessaires (Bergez et Garcia 2003). Ces structures de contrôle peuvent être, par exemple, du type *« Répéter ... Tant que ... »* ou *« Dès que ... »*. Ces structures de contrôle permettent notamment d'exprimer les règles d'enchaînement des opérations décrites par Aubry (2000).

Dans l'ontologie des systèmes de production agricole proposée par Martin-Clouaire et Rellier (2005), la notion de règle de décision n'existe pas en tant que telle. En effet, les différents types de règles vus précédemment jouent des rôles différents au sein du pilotage et ces rôles sont explicitement décrits dans l'ontologie. Par exemple, une règle de décision pour le déclenchement d'une activité est appelée *prédicat d'ouverture* de cette activité. Les règles d'enchaînement des activités sont traduites par l'organisation de ces dernières au sein d'un plan. Les règles d'arbitrage sont traduites par des préférences servant à discriminer des jeux d'activités lorsque plusieurs sont possibles à un pas de temps donné.

Traditional rule-based managers	GPAM
Based on current system states	Based on anticipated system states
Not based on the objective of the system	Based on the objective of the system
Process-oriented	Objective-oriented
Low execution time	High execution time
Requires a high level of prior understanding of the systems	Requires only a low level of prior understanding of the systems
Easily translatable into practical actions or guidelines	Difficult to translate into practical actions or guidelines
Development time of the rules can be very high	Development time of the action list, etc. is low to moderate
Have complete knowledge of why an action was taken (although if the rules are complex it may take some time to discover)	Have complete knowledge of what actions were taken but no knowledge of why those actions were the best actions

TAB. 2.2 – Principales différences entre les approches basées sur des règles de décision et l'approche par planification proposée par GPAM. Source : Snow et Lovatt (2008)

2.2.3.4 Limites et convergences entre les deux approches

Les approches utilisant exclusivement la planification ou les règles de décisions ont des avantages et des inconvénients. Une comparaison est proposée par Snow et Lovatt (2008) dans le tableau 2.2.

Dans un simulateur du fonctionnement d'une exploitation agricole, le pilotage à base de règles de décisions peut devenir très compliqué car il impose au modélisateur de prévoir toutes les situations pouvant apparaître (Snow et Lovatt 2008). Dans le cas contraire, la simulation peut devenir incohérente. Les règles de décision semblent donc plus adaptées pour les décisions opérationnelles, pour lesquelles les conséquences à l'échelle du système sont limitées. L'avantage est alors que les raisonnements utilisés sont plus explicites et intelligibles.

Inversement, les décisions de plus haut niveau, comme le choix de l'assolement, semblent plus difficiles à exprimer à l'aide de règles. En effet, cette décision a de multiples conséquences à l'échelle du système qu'il faut prendre en compte et la notion de compromis entre différents objectifs est très importante. Une méthode globale, par exemple basée sur une programmation mathématique, semble donc plus adaptée et les décisions concernées sont alors planifiées.

Toutefois, l'approche proposée par Snow et Lovatt (2008), basée uniquement sur la planification *via* des arbres de décision, semble peu réaliste dans le cas du pilotage complet d'une exploitation d'élevage. La variabilité climatique imposerait des étapes de planification rapprochées, tandis que l'anticipation nécessaire imposerait de se placer

sur un horizon temporel d'une année. En prenant également en compte la multiplicité des opérations à piloter, il est clair que cette solution n'est pas faisable sur un plan calculatoire. Si le plan n'est pas mis à jour régulièrement, comme dans l'exemple proposé par Vayssières *et al.* (2007), le décalage entre l'état du système tel qu'anticipé au moment de la planification et son évolution réelle aboutit à un pilotage incohérent. Introduire un modèle d'action plus détaillé, intégrant des ajustements par rapport au plan, a permis d'améliorer significativement les simulations, par rapport au comportement réel des agriculteurs (Vayssières *et al.* 2007).

L'utilisation de ces deux approches de façon complémentaire, telle qu'elle est envisagée dans le modèle d'action (Sebillotte et Soler 1990) semble donc une voie prometteuse. Cette hypothèse est confortée par l'observation faite par Aubry (2000), selon laquelle la planification joue un rôle important dans les processus décisionnels mais avec chaque année des écarts significatifs entre le planifié et le réalisé, pour de multiples raisons. De plus, Garcia *et al.* (2005b) et Cros *et al.* (2003) reconnaissent la nécessité pour l'agriculteur d'associer d'une part planification et anticipation et d'autre part réactivité par rapport aux événements grâce à la prise d'informations permanente sur le système et son environnement. Dans le cadre d'une réflexion sur le développement d'outils d'aide à la décision faisant intervenir des simulations interactives, Attonaty *et al.* (1999) écrivent :

> *Using simulation tools that take into account both decisions defined ex ante that determine general strategic orientations and decisions taken in course of action is a promising approach to help decision-makers to improve strategic management in a learning process on virtual reality.*

2.3 Conclusion

L'étude de différents modèles des exploitations d'élevage capables d'évaluer des impacts environnementaux a montré qu'il n'existe pas de modèle satisfaisant aux critères fixés dans le chapitre 1. Le point qui fait le plus défaut est la modélisation des processus décisionnels, afin de pouvoir étudier de façon *ex-ante* l'impact de stratégies sur des temps longs. Les travaux théoriques réalisés dans ce domaine montrent que les processus décisionnels des agriculteurs associent la planification et l'anticipation à la flexibilité et la réactivité. Ces mécanismes permettent l'adaptation du système aux conditions variables, c'est-à-dire la *résilience* du système.

Chapitre 3

Démarche de recherche

Sommaire

3.1 Enjeux **67**
3.2 Le projet Mélodie **67**
3.2.1 Objectifs 68
3.2.2 Organisation 68
3.3 Objectifs de la thèse et questions de recherche **69**
3.4 Organisation de la thèse **70**

3.1 Enjeux

L'étude bibliographique présentée dans le chapitre 1 a montré que la comparaison des impacts environnementaux de différents systèmes de production doit reposer sur une évaluation multi-critères. En effet, les impacts des élevages laitiers sont multiples et liés entre eux. Le système de production le plus respectueux de l'environnement n'est pas forcément la combinaison des pratiques considérées comme les meilleures à des niveaux sous-jacents. Il semble donc nécessaire de se placer au niveau de l'exploitation entière, d'autant plus que ce niveau correspond à une unité de gestion du territoire. C'est principalement à ce niveau que sont prises les décisions et que peuvent être réalisés des compromis entre différents objectifs environnementaux et avec des objectifs technico-économiques.

Les mécanismes menant aux impacts induits par les flux de composés à risque pour l'environnement sont complexes. Il est difficile d'établir un lien entre les pratiques agricoles et les impacts finaux, de manière à choisir les systèmes de production en fonction de leurs impacts. Pourtant, en raison de l'évolution des systèmes et des enjeux environnementaux sous-jacents, il est nécessaire de développer des méthodes pour évaluer *ex ante* les impacts environnementaux en fonction de stratégies de production pour différentes configurations d'exploitations dans différents contextes. De plus, les impacts doivent être évalués sur le long terme (plusieurs dizaines d'années), afin de tenir compte de la variabilité climatique et de détecter des variations lentes, comme par exemple une tendance à la baisse du stock de matière organique dans le sol.

La modélisation est une méthode privilégiée pour aborder ces questions, car elle permet de travailler à une échelle temporelle et à un niveau de détail inaccessibles en expérimentation ou par des observations en ferme. Une fois le modèle construit, il est facile de tester des séries climatiques longues et représentant différents contextes. De plus, la modélisation permet de réaliser un changement de niveau d'organisation, en utilisant au niveau de l'exploitation des connaissances acquises au niveau de l'animal ou de la parcelle, par exemple. Ainsi, le passage au niveau de l'exploitation est aujourd'hui possible grâce aux nombreuses connaissances sur les processus biophysiques acquises aux niveaux sous-jacents.

3.2 Le projet Mélodie

L'étude bibliographique présentée dans le chapitre 2 a montré que, parmi les modèles du fonctionnement des élevages évaluant des impacts environnementaux, aucun ne répondait à l'ensemble des besoins formulés ci-dessus. Le choix de développer un nouveau modèle de simulation des systèmes d'élevage, nommé Mélodie (Modélisation des Élevages en Langage Objet pour la Détermination de leurs Impacts Environnementaux), a été fait. Ce modèle, qui se veut générique, est développé pour les élevages laitiers et porcins. Dans le cadre de cette thèse, seuls les élevages laitiers sont abordés.

3.2.1 Objectifs

MÉLODIE est conçu pour être utilisé en recherche, et non pas directement pour du conseil en ferme. L'objectif du modèle est d'établir un pont entre une stratégie de production et des émissions de composés à risque pour l'environnement, en simulant les flux des principaux éléments échangés avec l'environnement (C, N, P, Cu, Zn). Les flux de matière à l'intérieur de l'exploitation ainsi que les entrées et sorties sont simulés de façon dynamique et sur le long terme (plusieurs dizaines d'années) afin de quantifier les cinétiques d'émission et d'évaluer les pressions exercées sur l'environnement (air, eau et sol), en prenant en compte l'aléa climatique et les effets d'accumulation. De plus, à terme, le modèle devra compléter cette évaluation environnementale par une estimation des consommations d'énergie fossile et de produits phytosanitaires.

Pour évaluer des systèmes de production, la question de la représentation des décisions des éleveurs est centrale. Les décisions stratégiques, qui engagent l'exploitation pour plusieurs années voire plusieurs décennies, sont des entrées du modèle, puisqu'on souhaite construire des plans d'expérience autour de ces décisions. Il s'agit par exemple du type de bâtiment utilisé ou du niveau d'intensification de la production. Les autres décisions, prises à une échelle inférieure, décrivent l'application de cette stratégie de façon flexible, c'est-à-dire dépendante du contexte. En effet, la conduite des exploitations agricoles est adaptée en fonction des variations de son environnement. Au cours d'une simulation sur plusieurs dizaines d'années, de nombreuses décisions doivent être prises pour s'adapter aux conditions. Les processus décisionnels impliqués doivent donc eux aussi être modélisés.

La structure de l'exploitation, son mode de conduite et les paramètres du système biotechnique n'évoluent pas au cours d'une simulation. Le but du modèle n'est pas de faire des projections sur l'environnement dans quelques dizaines d'années. Les simulations sont faites sur plusieurs décennies afin de mieux comprendre les conséquences potentielles des systèmes de production en relation avec les aléas climatiques.

3.2.2 Organisation

Développer un tel modèle est un travail multidisciplinaire et de longue haleine. La construction fait intervenir un grand nombre de chercheurs et ingénieurs, avec différents niveaux d'implication. Les participants provenaient principalement de quatre unités de l'INRA et deux instituts techniques :

- UMR Production du Lait (PL)
- UMR Systèmes d'Élevage, Nutrition Animale et Humaine (SENAH)
- UMR Sol, Agronomie, Spatialisation (SAS)
- Unité Biométrie et Intelligence Artificielle (BIA)
- Institut de l'Élevage
- Institut du Porc (IFIP)

Quatre groupes de travail ont été constitués pour discuter des principales décisions autour de la constitution du modèle. Un groupe a été constitué pour chacun des modules *Sol - cultures*, *Bâtiments, stockage et traitement des effluents* et *Animaux*. Un groupe

Architecture était responsable des choix plus généraux et du suivi de l'ensemble. Deux autres personnes étaient particulièrement impliquées dans la construction du modèle : C. Rigolot (doctorant IFIP / UMR SENAH) et C. Baratte (UMR PL). La construction du modèle a été l'objet de nombreux contacts avec J.-P. Rellier et R. Martin-Clouaire (UMR BIA).

Mon rôle dans ce projet s'est articulé autour de trois axes :

- Construction du module biotechnique *Sol - cultures* : couplage de STICS pour la partie biotechnique et développement de modèles de planification pour la partie décisionnelle ;
- Construction du système décisionnel lié à l'alimentation des bovins ;
- Coordination du couplage de l'ensemble des modules pour former le modèle global.

Un projet comme MÉLODIE vit typiquement sur au moins 10 à 20 ans. Il est donc nécesaire de construire un modèle générique et évolutif. Les objectifs et utilisations envisagées aujourd'hui ne sont pas ceux de demain. MÉLODIE doit être capable de s'enrichir progressivement par ajout de nouvelles fonctionnalités et changement de sous-modèles. Pouvoir simuler de nouveaux systèmes de production ou l'élevage d'espèces non prévues initialement (volailles par exemple) sont des enjeux de la construction du modèle. En conséquence, le modèle MÉLODIE doit être basé sur une analyse solide et la programmation informatique doit être adaptée à ces besoins.

Dans le cadre de cette thèse, la construction de MÉLODIE est un enjeu. L'objectif est de créer une première version fonctionnelle du modèle, sans inclure l'ensemble des fonctionnalités prévues à terme. Cette thèse vise donc à mettre en place les fondations du modèle en se concentrant sur le caractère évolutif et générique, de manière à ce que MÉLODIE continue à être développé par la suite. La première version se concentre sur les flux d'azote et contient les bases pour introduire la gestion des autres éléments. Les consommations d'énergie et de produits phytosanitaires ne sont pas abordées.

3.3 Objectifs de la thèse et questions de recherche

La construction et l'utilisation d'un modèle tel que MÉLODIE soulèvent de nombreuses questions de recherche. Dans le cadre de cette thèse, les questions de recherche abordées se situent sur un plan méthodologique et sur un plan appliqué.

Au plan méthodologique, le couplage de modèles pré-existants au sein d'un simulateur générique doit être réalisé. *Comment structurer le modèle pour assurer la communication entre ses composants et l'interchangeabilité de différents sous-modèles remplissant un même rôle ?* La modélisation de la décision en élevage laitier doit également être abordée. *Comment représenter les processus décisionnels et leurs interactions avec le système piloté ?*

Au plan appliqué, les questions de recherche portent sur la compréhension de la dynamique des flux de matière à l'échelle de l'exploitation d'élevage et des interactions entre le système d'élevage et le système de culture. En recherche-développement, la méthode des bilans de l'azote, décrite dans le chapitre 1, est souvent utilisée pour caractériser les flux et émissions de composés azotés, comme le lessivage des nitrates. La

faible corrélation observée entre l'excédent d'azote et le lessivage peut être étudiée plus en détails grâce à un modèle tel que MÉLODIE. *Quels sont les facteurs qui, à l'échelle du système de production, influencent le plus le lessivage ? Le devenir de l'excédent d'azote est-il fortement influencé par le système de production ou par le contexte pédo-climatique ?*

3.4 Organisation de la thèse

Le besoin de bases théoriques solides dans le domaine de la modélisation des processus décisionnels nous a conduits à modéliser les exploitations d'élevage en utilisant l'ontologie des systèmes de production agricole proposée par Martin-Clouaire et Rellier (2005). Il existe une implémentation informatique de cette ontologie, nommée DIÈSE, qui fait également office de moteur de simulation. Nous avons choisi d'utiliser également cette implémentation. L'ontologie des systèmes de production agricole ainsi que l'organisation générale du modèle sont décrites dans le chapitre 4.

La construction du modèle à l'aide de DIÈSE peut être décomposée en plusieurs tâches. Le système biotechnique doit être construit à l'aide de modèles existants. Une fois les modèles à utiliser sélectionnés (hormis pour la partie « bâtiments - stockage et traitement des effluents », qui fait l'objet d'une autre thèse), le travail réalisé au cours de cette thèse a consisté à créer les mécanismes permettant aux sous-modèles de communiquer entre eux au travers de DIÈSE, ainsi que les mécanismes permettant de contrôler ces sous-modèles et leur pilotage à partir de DIÈSE. Les sous-modèles composant le système biotechnique sont décrits dans le chapitre 5.

L'association de plusieurs échelles de temps pour les processus décisionnels, incluant des étapes de planification, a été évoquée dans l'étude bibliographique (chapitre 2). Cependant, l'ontologie des systèmes de production agricole ne couvre pas les processus aboutissant à l'établissement des plans d'activités. Au cours de cette thèse, un modèle de génération des assolements existant à l'état de prototype a été modifié et intégré à MÉLODIE. Un modèle de génération des plans prévisionnels de fumure a été construit. Le module de planification, composé de ces deux sous-modèles et des mécanismes permettant d'interagir avec le reste du système, est décrit dans le chapitre 6.

Les plans sont appliqués de façon flexible selon des mécanismes définis par l'ontologie des systèmes de production agricole. Les décisions participant à cette flexibilité sont décrites dans le chapitre 7. Au cours de cette thèse, les mécanismes de gestion de l'alimentation des troupeaux laitiers et du pâturage ont été modélisés. Des bases pour développer les mécanismes de flexibilité pour les autres domaines de gestion de l'exploitation et pour la gestion de la main d'œuvre et des machines (en tant que ressources) sont également proposées dans le chapitre 7.

Afin de traiter les questions de recherche appliquée évoquées dans les objectifs de la thèse, une application de MÉLODIE est proposée dans le chapitre 8.

Enfin, une discussion sur les choix de modélisation, les apports et les perspectives de MÉLODIE est proposée dans le chapitre 9

Chapitre 4

Architecture générale du modèle MÉLODIE

Sommaire

4.1 Une ontologie des systèmes de production agricole 73
4.1.1 Définition d'une ontologie 73
4.1.2 Application aux systèmes de production agricole 73
4.1.3 Système de production 74
4.1.4 Concepts liés au système biotechnique 75
4.1.5 Concepts liés au pilotage du système 75
4.1.6 La suite logicielle DIÈSE 77
4.2 Modélisation orientée objet 79
4.3 Application aux exploitations laitières 80
4.3.1 Le système modélisé 82
4.3.2 Modélisation du système à l'aide de l'ontologie 82
4.4 Conclusion 89

MÉLODIE a pour ambition de simuler le fonctionnement des exploitations d'élevage et les flux de matière associés. Beaucoup de modèles dynamiques existent pour simuler les différents compartiments d'une exploitation. La difficulté pour MÉLODIE est de développer un cadre générique cohérent afin d'agencer les différents composants du modèle de façon pertinente et évolutive. Pour y parvenir, le développement du modèle a utilisé le cadre général d'une ontologie des systèmes de production agricole.

4.1 Une ontologie des systèmes de production agricole

4.1.1 Définition d'une ontologie

La notion d'*ontologie* provient de la philosophie, et a été reprise par les sciences de l'information. La définition proposée par le dictionnaire Larousse est la suivante :

1. Investigation sur le sens de l'être distingué des étants ;
2. Discours issu de la logique mathématique et de la linguistique, qui traite des termes utilisés pour désigner les êtres constitutifs de la réalité.

En informatique, une ontologie vise à décrire de façon formelle un domaine de connaissances. Une ontologie est un ensemble structuré de concepts, définis et mis en relation les uns avec les autres, chacun représentant un élément constitutif du domaine. L'objectif est d'établir une base de connaissance consensuelle et claire, partagée entre différents modélisateurs et utilisable en informatique. Les ontologies sont très utilisées en intelligence artificielle et dans le monde du développement informatique en général.

4.1.2 Application aux systèmes de production agricole

Martin-Clouaire et Rellier (2005) ont développé une ontologie des systèmes de production agricole. Cette ontologie est une réflexion sur les systèmes de production agricole en général, sans s'attacher à un système particulier : il s'agit d'un « méta-modèle » de ces systèmes, c'est-à-dire un modèle générique applicable aux cas particuliers dérivés. Ce méta-modèle est constitué d'un ensemble de définitions de termes décrivant des éléments constitutifs des systèmes de production agricole.

Tout système de production particulier peut être décrit à l'aide des termes génériques de l'ontologie. Cette dernière fournit un cadre formel pour la modélisation des systèmes de production agricole, et la phase d'analyse d'un tel système est facilitée par l'utilisation de l'ontologie : il suffit de « reconnaître » au sein du système modélisé les concepts génériques présentés dans l'ontologie. Une des principales caractéristiques des systèmes agricoles est leur pilotage dans des conditions d'environnement variables. L'ontologie des systèmes de production agricole couvre non seulement les aspects biophysiques et techniques, mais aussi les aspects décisionnels.

Au vu de l'adéquation entre ces caractéristiques et les objectifs de MÉLODIE, annoncés dans le chapitre 3, l'ontologie de Martin-Clouaire et Rellier (2005) a été choisie pour servir de base pour la conception et le développement de MÉLODIE. Les parties suivantes ont pour but d'introduire les principales notions de cette ontologie. Seules les

notions utilisées dans MÉLODIE et indispensables à la compréhension de la suite de ce document sont abordées.

4.1.3 Système de production

Selon l'ontologie, un système de production (Fig. 4.1) est composé des trois sous-systèmes suivants (en anglais dans le texte) :

- Controlled system
- Operating system
- Manager

Le CONTROLLED SYSTEM désigne le système biotechnique (qui est le système piloté au sens strict). L'OPERATING SYSTEM ou système opérant désigne l'ensemble des RESSOURCES (au sens intrants et outil de production : machines, main d'œuvre) intervenant dans les processus de production. Le MANAGER est, comme son nom l'indique, le pilote du système : il agit de manière coordonnée sur les processus de production et l'allocation des ressources, en transmettant des listes d'activités à exécuter. Il perçoit des informations sur l'état du *controlled system*, puis examine la stratégie et la met à jour si nécessaire. Un tel examen peut être *planifié* (à intervalles réguliers ou à des moments clés) ou être déclenché par une *alarme* du système biotechnique.

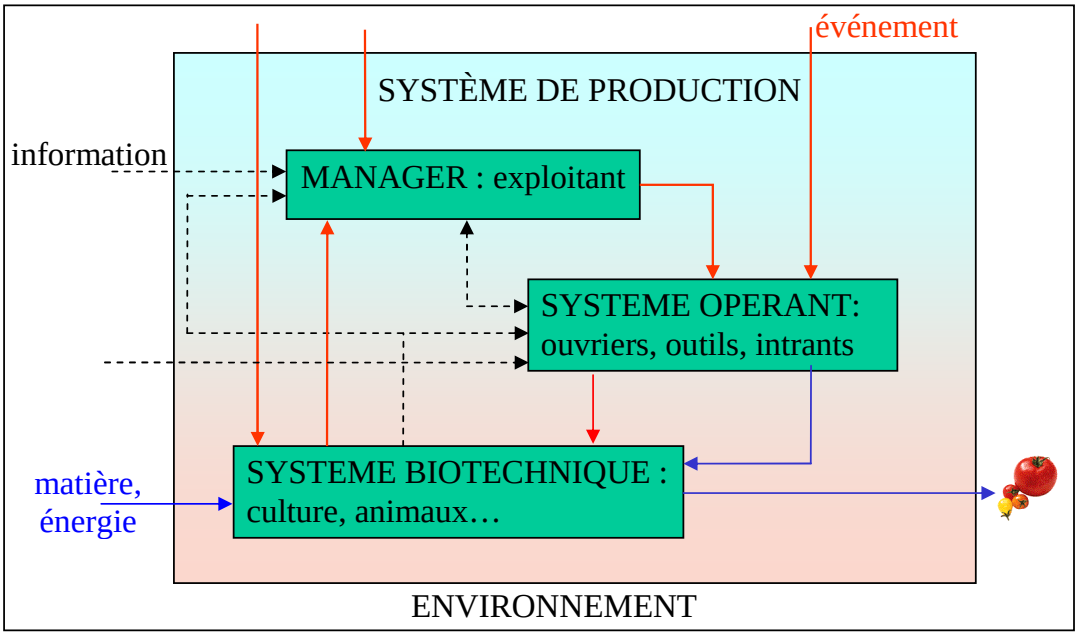


FIG. 4.1 – Structure du système de production et flux de matière et d'information selon l'ontologie des systèmes de production agricole. D'après Martin-Clouaire et Rellier (2003)

4.1.4 Concepts liés au système biotechnique

Les objets de base du système sont des ENTITÉS. On peut par exemple définir une entité *Vache laitière*. Dans ce cas, chaque vache laitière du troupeau est une INSTANCE de cette entité. Une *entité* est une description générale d'un concept et une instance en est une réalisation particulière. Une entité est caractérisée par un ensemble de variables appelées PROPRIÉTÉS et par des RELATIONS hiérarchiques avec d'autres entités. Les propriétés sont un ensemble de valeurs qui caractérisent l'entité. Par souci de cohérence avec les aspects informatiques sous-jacents (cf 4.1.6), le terme DESCRIPTEUR sera utilisé pour désigner une propriété. Un descripteur peut représenter différents types de variables. Il peut s'agir, entre autres, de valeurs numériques, par exemple le poids d'un animal ; de valeurs textuelles, par exemple le nom de la culture en place sur une parcelle ; d'un lien vers une autre instance d'entité, par exemple l'entité *parcelle* a un descripteur *occupant* qui désigne le lot d'animaux (*i.e.* une instance de l'entité *lot d'animaux*) qui la pâture. Une relation définit une hiérarchie entre différentes entités. Une entité peut avoir soit des composants, soit des éléments. Les différents composants d'une entité jouent chacun un rôle propre. Les éléments d'une entité jouent des rôles équivalents et sont tous des instances d'une même entité. Par exemple, une vache laitière a pour composants un rumen et une mamelle tandis qu'un troupeau a pour éléments des animaux.

Un PROCESSUS décrit l'évolution de l'état d'une entité du système, c'est-à-dire l'évolution des valeurs des descripteurs et/ou des relations de cette entité. Un processus contient des procédures décrivant les modifications à apporter à l'état de l'entité sur laquelle porte le processus (PROCESSED ENTITY). Un processus PONCTUEL est exécuté à un instant donné, tandis qu'un processus CONTINU démarre à un instant donné et est exécuté à chaque pas de temps jusqu'à un instant de fin (chaque processus pouvant avoir son propre pas de temps).

Un ÉVÉNEMENT permet de contrôler l'exécution d'un processus. Dans le cas d'un processus continu, l'événement est caractérisé par la méthode à appliquer : initialisation ou arrêt. Un événement est également caractérisé par des spécifications permettant de déterminer l'instant d'occurrence. Un événement peut être déclenché par une ALARME, c'est-à-dire un moniteur placé sur un descripteur : à chaque fois que la valeur du descripteur est modifiée, une condition sur cette valeur est examinée, et l'événement est déclenché si cette condition est réalisée.

4.1.5 Concepts liés au pilotage du système

Le manager est caractérisé par une STRATÉGIE. Une stratégie est elle-même définie par plusieurs éléments, dont :

- NOMINAL PLAN : ensemble de spécifications d'activités à exécuter (voir plus loin) ;
- REACTIVE TRAJECTORY : ensemble d'ajustements conditionnels, c'est-à-dire de modifications à apporter à la stratégie, en fonction de conditions de déclenchement ;

Il s'agit d'une description simplifiée, amputée des concepts permettant de décrire l'utilisation des ressources du système opérant. Il existe dans l'ontologie des mécanismes pour

décrire le choix des activités à réaliser un jour donné en prenant en compte l'utilisation des ressources consommées. Ces mécanismes ne sont pas utilisés dans MÉLODIE, ils ne seront donc pas abordés dans la description qui suit.

Une OPÉRATION désigne une intervention sur le système piloté décidée par le manager et utilisant des ressources du système opérant. Elle se traduit par un *changement d'état* du système piloté. Les entités sur lesquelles porte l'opération et les ressources utilisées sont déclarées de façon générique, i.e. l'opération X est déclarée sur une entité *parcelle* à l'aide d'une entité *tracteur*, mais on ne désigne pas précisément quelle parcelle ni quel tracteur. Une opération possède également des **conditions de faisabilité**.

Une spécification d'ACTIVITÉ PRIMITIVE est caractérisée par une opération à exécuter et les entités et ressources concernées. Une ACTIVITÉ AGRÉGÉE est un ensemble d'activités primitives organisées entre elles par différents OPÉRATEURS. Les principaux opérateurs d'agrégation sont :

- *activityConjunction*, and(A,B) : il n'existe pas de contrainte entre A et B ;
- *activityBefore*, before(A,B) : l'activité B ne peut commencer que si A est terminée ;
- *activityIteration*, iterate(A) : répéter l'activité A ;
- *activityCostarting*, costarting(A,B) : A et B démarrent en même temps ;
- *activityMeeting*, meet(A,B) : l'activité B commence au moment où A se termine ;
- *activityEquality*, equality(A,B) : A et B démarrent et se terminent en même temps.

Il existe d'autres opérateurs dans l'ontologie. Seuls ceux qui sont utilisés dans MÉLODIE ont été cités ici. Les opérateurs peuvent être appliqués à des activités primitives, mais aussi à des activités agrégées. Ceci signifie que les opérateurs peuvent être composés entre eux, e.g. iterate(meet(A,B)), etc.... Le plan d'activités global, ou *nominal plan* du manager, est une activité agrégée située à la racine d'un arbre contenant toutes les autres activités.

Au cours du temps, une activité (primitive ou agrégée) passe par différents états, parmi : *sleeping, waiting, open, closed, cancelled.* Pour une activité primitive, l'opération associée est exécutée pendant que l'activité est à l'état *open*, sous réserve de disponibilité des ressources et de faisabilité de l'opération. Le changement d'état d'une activité est soumis à des conditions. Tout d'abord, une activité est caractérisée par un intervalle de temps $[MinBegDate,\ MaxBegDate]$ au cours duquel elle doit commencer, et un intervalle $[MinEndDate,\ MaxEndDate]$ au cours duquel elle doit se terminer. Le passage de *sleeping* à *waiting* est effectué à la date $MinBegDate$. Ensuite, une condition appelée *Opening Predicate* est examinée régulièrement, et le passage à l'état *open* est effectué dès que cette condition est réalisée. De même, le passage à l'état *closed* ne peut être effectué que si la condition de fermeture (*Close Predicate*) est réalisée.

Le changement d'état d'une activité se fait soit en réaction à l'examen de ses fenêtres temporelles et conditions d'ouverture et de fermeture, soit en réaction au changement d'état d'une autre activité à laquelle elle est liée (directement ou indirectement) par les opérateurs d'agrégation. En effet, tout changement d'état d'une activité est transmis à son activité mère et à ses activités filles (si elle en a). Un changement d'état peut se propager, en fonction des opérateurs d'agrégation utilisés. Par exemple, lorsque le dernier élément d'une *activityBefore* est fermé, alors l'*activityBefore* elle-même est fermée (si sa condition de fermeture l'autorise). L'examen des fenêtres et conditions des activités

et la modification éventuelle des états se fait à des instants spécifiés (tous les jours dans MÉLODIE). Une activité peut également à tout moment être annulée par le manager, et devient « *cancelled* ».

4.1.6 La suite logicielle DIÈSE

DIÈSE est l'implémentation informatique de l'ontologie des systèmes de production agricole. Il s'agit d'une bibliothèque C++, qui est une collection d'objets utilisables dans des programmes pour des cas particuliers.

DIÈSE est également un moteur de simulation : il contient les structures nécessaires pour gérer l'avancement de la simulation. Il s'agit d'un simulateur à événements discrets, qui gère un agenda dans lequel s'insèrent les processus et activités à exécuter. Pour l'utilisateur d'un simulateur créé avec DIÈSE, il suffit donc de créer, en début de simulation, des instances des processus à simuler et des entités sur lesquelles ils portent. Ces processus sont insérés dans l'agenda, et sont automatiquement exécutés en fonction de leur pas de temps propre. De même, l'utilisateur crée un événement d'examen de la stratégie (*updateSituationEvent*) et lui assigne un pas de temps. Ceci assure que le plan d'activités sera mis à jour régulièrement et que les opérations seront effectuées au moment opportun.

La spécification des entrées d'un simulateur DIÈSE passe par des fichiers textes, selon une syntaxe qui leur permet d'être automatiquement lus et reconnus par le simulateur. En particulier, le fichier de *structure du système* permet de créer des entités et d'assigner une valeur à leurs descripteurs, ainsi que de créer des processus et des plans d'activités pour agir sur ces entités. Cette fonctionnalité s'apparente à un système de *script*, interprété par le simulateur au moment de l'exécution. Grâce à ce système, MÉLODIE est très souple : la structure du système simulé, et les nombreuses relations entre les différentes entités, sont directement spécifiées dans ce fichier. Il est possible de créer une simulation avec seulement une partie du système si besoin. Un même simulateur (*i.e.* un seul code compilé) peut être utilisé pour faire une simulation uniquement au niveau des animaux, ou avec diverses configurations de bâtiments créées par l'utilisateur. De plus, le choix des sous-modèles à activer repose sur les entités et processus créés (cf 4.3.2). En termes de programmation, le développeur d'un simulateur tel que MÉLODIE n'a pas à se préoccuper des questions d'interface utilisateur, puisque l'analyse des fichiers d'entrée est complètement à la charge de l'environnement DIÈSE. Dans la suite de ce travail, différentes figures présentent des extraits de ces fichiers. La figure 4.2 donne quelques éléments de la syntaxe utilisée, nécessaires à la compréhension de ces figures.

Les sorties du simulateur sont également gérées par DIÈSE. Les variables à exporter sont spécifiées dans un fichier d'entrée du simulateur. DIÈSE se charge d'enregistrer les valeurs de ces variables, et de les exporter vers un fichier texte. La masse de données générée par MÉLODIE nous a conduits à introduire dans DIÈSE la possibilité d'exporter les valeurs directement dans un gestionnaire de bases de données. Ce développement méthodologique est décrit dans l'annexe A.

En conclusion, l'utilisation de DIÈSE lors du développement d'un simulateur tel que MÉLODIE permet aux développeurs de se concentrer sur la modélisation du système,

```
// Creation d'une Instance de l'entite "vache",
// appelee "marguerite":
+ I vache marguerite,
    poids=600;
    productionLait=40;
;

// Creation d'une Instance de l'entite "troupeau"
+ I troupeau monTroupeau,
    // ajout de "marguerite" en tant qu'Element
    <- E <I><vache, marguerite>;
    // ajout d'une nouvelle vache en tant qu'Element
    + E vache;
;

// Creation d'une Instance de l'entite "exploitation"
+ I exploitation,
    // ajout du troupeau en tant que Composant
    <- C <I><  , monTroupeau>;
;

// Creation d'un Processus "ingestion" pour la vache marguerite
+ P ingestion prIngMarguerite
    ENTITE = <I><  , marguerite>;
    // demarrage au temps 0:
    INIT_PRCD_EVT
        DATE_OCCUR=0;
    ;
;

// Creation d'un plan d'activites
+ I activityConjunction,
    // Creation d'une activite "traite" repetee tous les jours
    + E activityIteration,
        + E traite;
    ;
    // Creation d'une activite "epandage"
    + E epandage,
        //demarrage entre le jour 7 et le jour 14 de simu.
        minBegDate=7;        maxBegDate=14;
    ;
;
```

FIG. 4.2 – Quelques éléments de la syntaxe utilisée en entrée d'un simulateur issu de DIÈSE pour spécifier la structure du système simulé

sans se soucier de fonctionnalités nécessaires mais purement informatiques telles que le moteur de simulation et la gestion des entrées et sorties.

4.2 Modélisation orientée objet

La programmation orientée objet (POO) est un paradigme de programmation informatique très répandu depuis le début des année 90. Il complète le paradigme procédural et tend à le remplacer pour certaines catégories d'applications. Plus qu'une technique de développement informatique, le paradigme orienté objet s'applique dès le début de la création d'un programme, c'est-à-dire lors des phases d'analyse et de conception. On parle donc d'analyse orientée objet et de conception orientée objet, qui sont des techniques de *modélisation*. Pour la conception d'un modèle à vocation scientifique, le paradigme orienté objet n'est pas un simple outil : il s'agit d'une méthode à part entière. On parlera dans ce manuscrit de *modélisation orientée objet* (MOO).

Le principe est de grouper des variables d'un programme avec les fonctions qui opèrent sur ces données, le tout formant un « *objet* » ayant des *attributs* (les variables) et des *méthodes* (les fonctions). Un ensemble d'objets similaires, c'est-à-dire ayant les mêmes attributs (avec des valeurs éventuellement différentes) et méthodes forment une *classe*. Un objet correspond à un concept identifiable dans le monde réel, que ce concept ait une existence matérielle ou non (Debrauwer et van der Heyde 2005). Plusieurs caractéristiques majeures du paradigme orienté objet doivent être notées : l'encapsulation, l'abstraction, l'héritage et le polymorphisme (Lopez *et al.* 1999). La définition même de l'objet signifie qu'une classe *encapsule* à la fois des variables et des fonctions, c'est-à-dire des *données* et des *comportements*. La gestion de la cohérence entre ces éléments est ainsi plus naturelle. L'abstraction signifie que toutes les données et comportements ne sont pas accessibles aux autres objets. Les éléments qui interagissent avec l'extérieur sont déclarés *publics*. Il s'agit en général de méthodes uniquement et l'accès aux données est fait au travers de ces méthodes. Les éléments qui n'ont de fonction qu'à l'intérieur même de l'objet sont *privés*. Il est donc aisé de modifier la représentation des données ou le comportement interne d'une classe, sans conséquences sur le reste du programme tant que l'interface de la classe (sa partie publique) reste identique. Les classes peuvent être organisées de façon hiérarchique, grâce aux concepts de généralisation et de spécialisation. Par exemple, une classe *avion* peut être définie comme une spécialisation d'une classe plus générale *véhicule*. L'héritage signifie qu'une spécialisation ou *classe fille* dispose des attributs et méthodes de sa classe mère.

Le polymorphisme est un mécanisme important car il permet de construire des modèles génériques et évolutifs. Le concept de polymorphisme signifie que différentes spécialisations d'une même classe mère peuvent partager une méthode en tant qu'interface de programmation, mais avoir des traitements différents lors de l'appel de cette méthode (Lopez *et al.* 1999). En d'autres termes, une méthode dite *virtuelle* est déclarée au niveau d'une classe mère, mais est définie au niveau des classes filles. Cette méthode peut être appelée de façon identique sur n'importe quelle instance de la classe mère, mais le corps de la méthode est différent selon la classe fille. Par exemple, soit

un programme contenant une classe *véhicule* ayant une méthode virtuelle *démarrer()*. Cette méthode aura pour effet de mettre en route le moteur dans une classe fille *voiture* et de lancer les réacteurs dans une classe fille *avion*. Ce mécanisme a une importance fondamentale pour l'évolutivité des modèles car il est possible, par exemple, de créer plus tard une classe fille *train*, dont la méthode *démarrer()* aura pour effet de connecter les pantographes aux caténaires. Le programme précédent, *sans modifications*, sera capable d'utiliser cette classe *train*. Autrement dit, l'ancien code appelle le nouveau code. Ceci simplifie grandement l'ajout de nouvelles possibilités à un modèle, si ce dernier est correctement conçu.

La structure de l'ontologie des systèmes de production agricole est telle que la MOO s'impose naturellement comme le paradigme à adopter. En effet, l'ontologie définit un ensemble de *classes* ayant des *propriétés*. Une *entité* est un exemple de classe. L'organisation d'un simulateur basé sur l'ontologie est facilement exprimable dans une logique de MOO. En outre, l'environnement DIÈSE est lui-même réalisé en POO. Les simulateurs sont développés en langage C++ et le développeur d'un simulateur doit maîtriser la technique de POO. Cependant, il convient de noter que le modèle objet utilisé par DIÈSE n'est pas directement celui du C++. Par exemple, DIÈSE contient des *entités* ayant des *descripteurs* et des *méthodes*, qui sont tous trois des classes au sens C++. Ceci induit des particularités techniques en programmation qui ne seront pas détaillées dans ce document. Dans le modèle objet de DIÈSE, les relations entre entités font l'objet de spécifications plus précises qu'en POO « classique », puisque l'ontologie des systèmes de production agricole distingue les relations de composition, les relations ensemblistes et les autres relations. Toutefois, ceci ne s'applique pas aux autres classes définies par l'ontologie, telles que les *processus* et les *opérations*.

La construction de MÉLODIE a fait intervenir la méthodologie UML (Unified Modeling Language). Il s'agit d'un langage graphique de modélisation proposant un ensemble de types de graphiques pour représenter tous les aspects de l'analyse et de la conception d'un programme, des besoins des utilisateurs au fonctionnement dynamique du programme, en passant par la définition des classes (Debrauwer et van der Heyde 2005). Toutes les possibilités d'UML (version 2) n'ont pas été exploitées lors de la construction de MÉLODIE. Dans ce document, seul le diagramme de classes, qui représente la structure statique du modèle, est utilisé. Au vu des spécificités du modèle objet de DIÈSE, la signification de ce type de diagrammes a été légèrement adaptée. La figure 4.3 donne quelques éléments nécessaires à la compréhension des diagrammes de classe présentés dans la suite de ce document.

4.3 Application au cas des exploitations laitières de l'Ouest de la France

Le modèle MÉLODIE a été conçu à partir des concepts décrits dans l'ontologie des systèmes de production agricole (Martin-Clouaire et Rellier 2005). L'ontologie contient de nombreux concepts permettant de modéliser formellement le pilotage d'un système. Un des objectifs de MÉLODIE est de simuler les impacts de différents modes de conduite

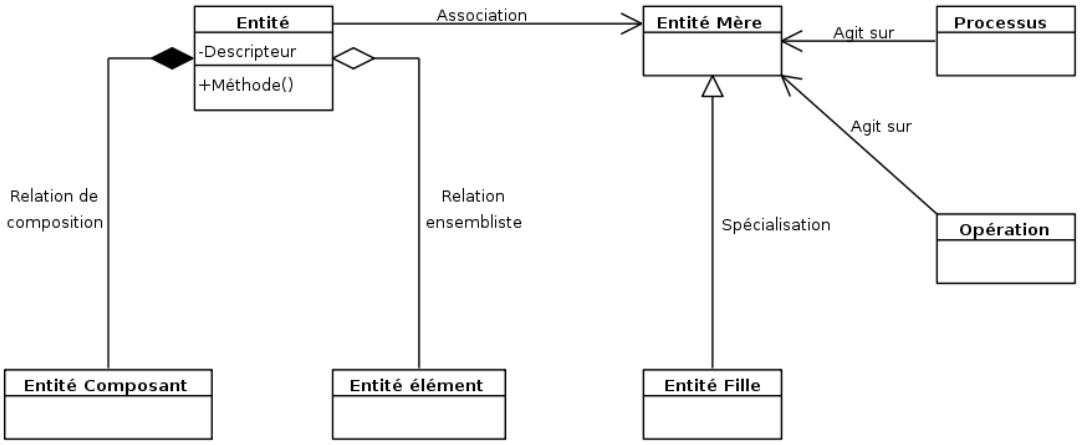


FIG. 4.3 – Diagrammes de classes et particularités liées au modèle objet de DIÈSE

des systèmes de production et utiliser l'ontologie facilite le développement de la partie décisionnelle du modèle.

Le principe est donc de modéliser le système en spécialisant les concepts de l'ontologie (Fig. 4.4), aussi bien au niveau du système biotechnique que du système de pilotage. L'ontologie est conçue comme un méta-modèle des systèmes agricoles. Elle contient donc des concepts permettant de couvrir de façon plus ou moins détaillée l'ensemble du système modélisé dans le cadre de MÉLODIE.

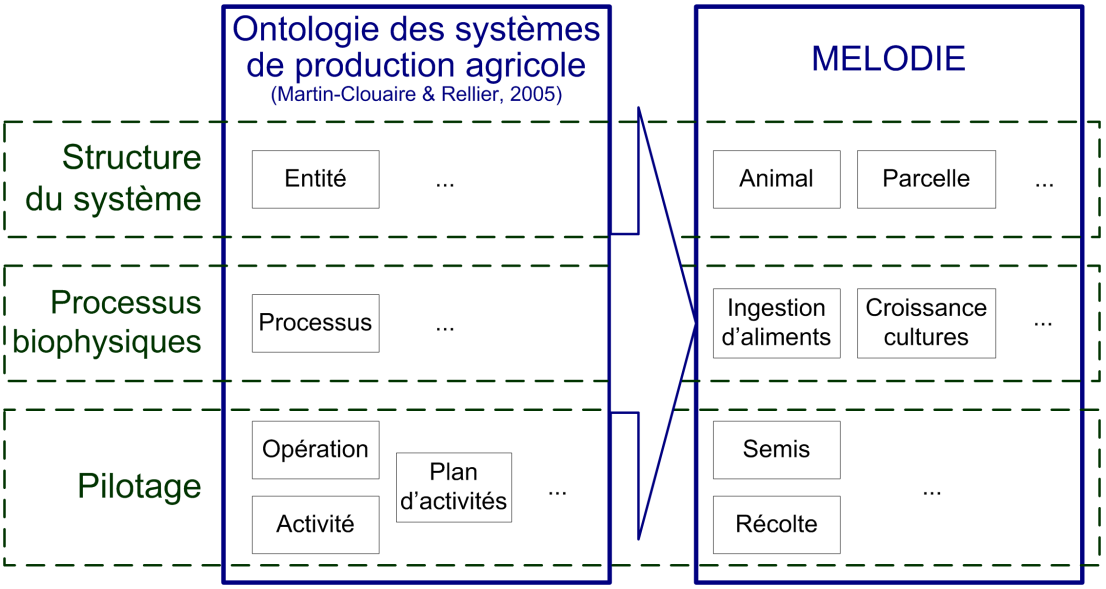


FIG. 4.4 – Principe de l'utilisation de l'ontologie pour modéliser le système

4.3.1 Le système modélisé

MÉLODIE est un modèle des flux de matière au sein des exploitations bovines laitières et porcines de l'Ouest de la France. Ce document ne présente que ce qui concerne les élevages laitiers. La description du modèle est donc centrée sur ces élevages.

Les exploitations modélisées sont donc typiquement des exploitations de polyculture-élevage, associant dans une part variable des cultures fourragères utilisées pour l'alimentation du troupeau et des cultures de vente. Une part variable de l'alimentation du troupeau peut également être achetée. Les principaux fourrages utilisés sont le maïs ensilage et l'herbe pâturée ou conservée sous forme de foin ou d'ensilage. Les animaux passent donc en général une partie de leur temps au pâturage et une partie en bâtiment. En bâtiment, une large gamme de modes de logement existe et la gestion des déjections associée aboutit à différents types d'engrais de ferme. Ces engrais de ferme sont généralement stockés durant plusieurs mois, puis épandus sur les cultures de l'exploitation.

De nombreuses décisions sont prises pour adapter la conduite de l'exploitation aux conditions climatiques. Ces décisions sont prises à différentes échelles de temps, allant de l'année au jour. Elles portent principalement sur l'alimentation des animaux et leurs effectifs ainsi que sur les cultures (assolement, fertilisation).

4.3.2 Modélisation du système à l'aide de l'ontologie

Conformément à la définition de l'ontologie des systèmes de production agricole (cf 4.1.3), le système modélisé comprend un système biotechnique et un système de pilotage (*manager*) en interaction (Fig. 4.5). Dans la version actuelle de MÉLODIE, les ressources ne sont pas modélisées et les contraintes liées à l'utilisation du système opérant n'ont pas été simulées. Néanmoins, grâce à la structure très évolutive permise par DIÈSE, la modélisation du système opérant pourra être facilement ajoutée, sous réserve d'être capable de décrire les décisions sous-jacentes dans les exploitations laitières.

Système biotechnique Le système biotechnique décrit les flux de matière au sein de l'exploitation, ainsi que les entrées et sorties (Fig. 4.6). On distingue plusieurs grands pôles :

- les animaux ;
- les effluents (stockage et traitement) ;
- les sols et les cultures ;
- les aliments stockés.

D'un point de vue fonctionnel, le système biotechnique est composé d'un ensemble de sous-modèles inter-connectés, décrivant les flux de matière au niveau de la totalité ou d'une partie d'un de ces pôles. Des modèles et/ou équations décrivant des variables nécessaires au calcul des flux sont également intégrés. C'est le cas par exemple de GEDEMO, un modèle de la démographie du troupeau bovin, qui a été intégré car le calcul des flux au niveau des animaux utilise les effectifs d'animaux. Les sous-modèles utilisés dans la version actuelle de MÉLODIE sont décrits dans le chapitre 5.

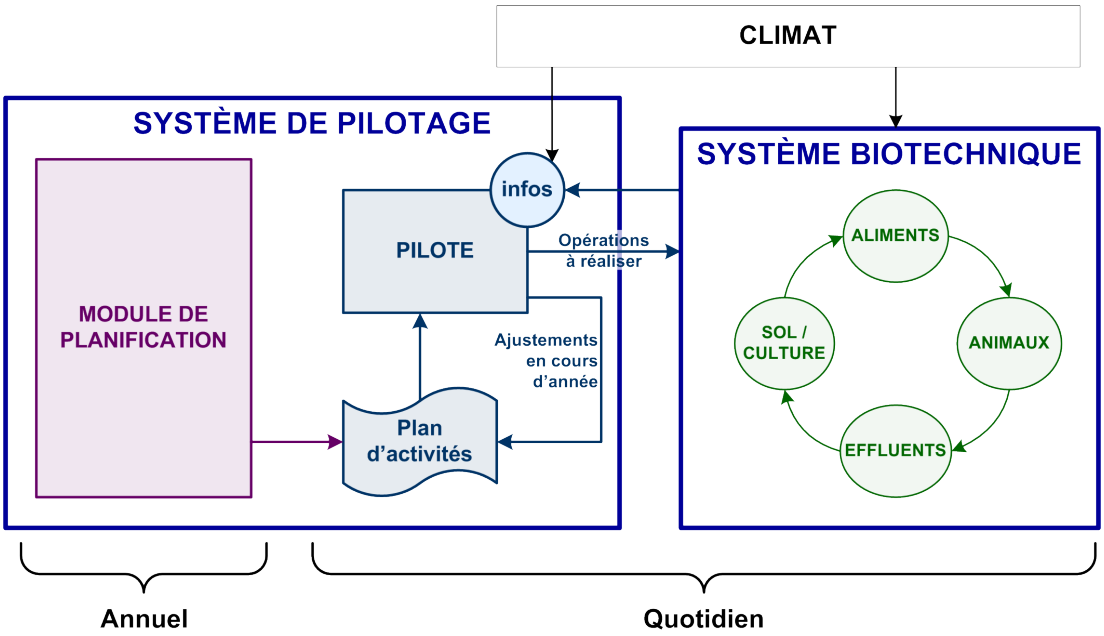


FIG. 4.5 – Fonctionnement général d'une simulation

Un des enjeux de MÉLODIE est donc le changement de niveau d'organisation auquel ces modèles fonctionnent. Par exemple pour le pôle Sol-cultures, le passage au niveau de l'exploitation entière n'est pas seulement une juxtaposition de simulations faites pour chaque parcelle. Il existe des interactions entre les parcelles, dues au pilotage du système. Chaque parcelle suit donc une trajectoire qui lui est propre et qui s'inscrit dans une vision cohérente de la conduite de l'exploitation. Plus généralement, le changement de niveau d'organisation permet de prendre en compte des interactions entre les différentes parties du système, ce qui met en valeur des propriétés *émergentes*, invisibles lorsqu'on étudie séparément chacune de ces parties.

La communication entre les modèles est faite au travers des entités et descripteurs de DIÈSE. Un des objectifs de MÉLODIE est d'être un modèle générique et évolutif. Il doit donc être possible de faire cohabiter et d'interchanger différents sous-modèles simulant la même partie du système (par exemple différents modèles de culture). En programmation orientée objet et selon l'ontologie des systèmes de production agricole, les entités stockent les variables du modèle et fournissent des méthodes pour y accéder. D'un point de vue structurel, le système biotechnique est divisé en plusieurs couches (Fig. 4.7). Un ensemble d'entités « génériques » forme le coeur de MÉLODIE, *indépendamment des sous-modèles utilisés*. Ces entités ont pour descripteurs les variables qui servent au pilotage du système, qui doivent être communiquées d'un sous-modèle à un autre ou qui doivent être exportées en sortie du modèle. Les entités génériques ont également des méthodes *virtuelles*, dont le rôle est défini mais qui ne sont pas implémentées à ce niveau. Par exemple, l'entité MELODIEPARCELLE a une méthode *AppliquerFauche*, dont l'effet dé-

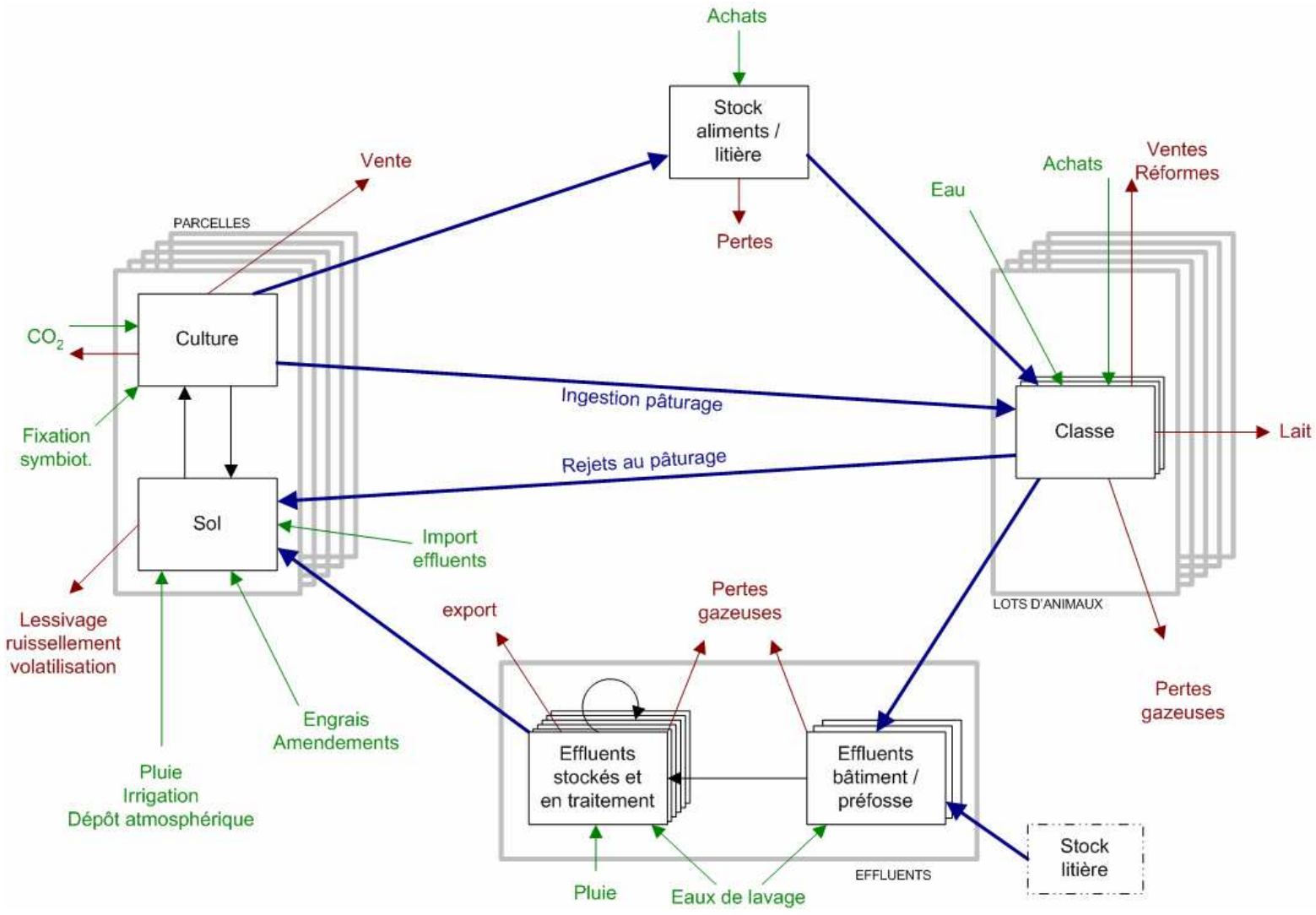


FIG. 4.6 – Diagramme des flux de matière dans MÉLODIE

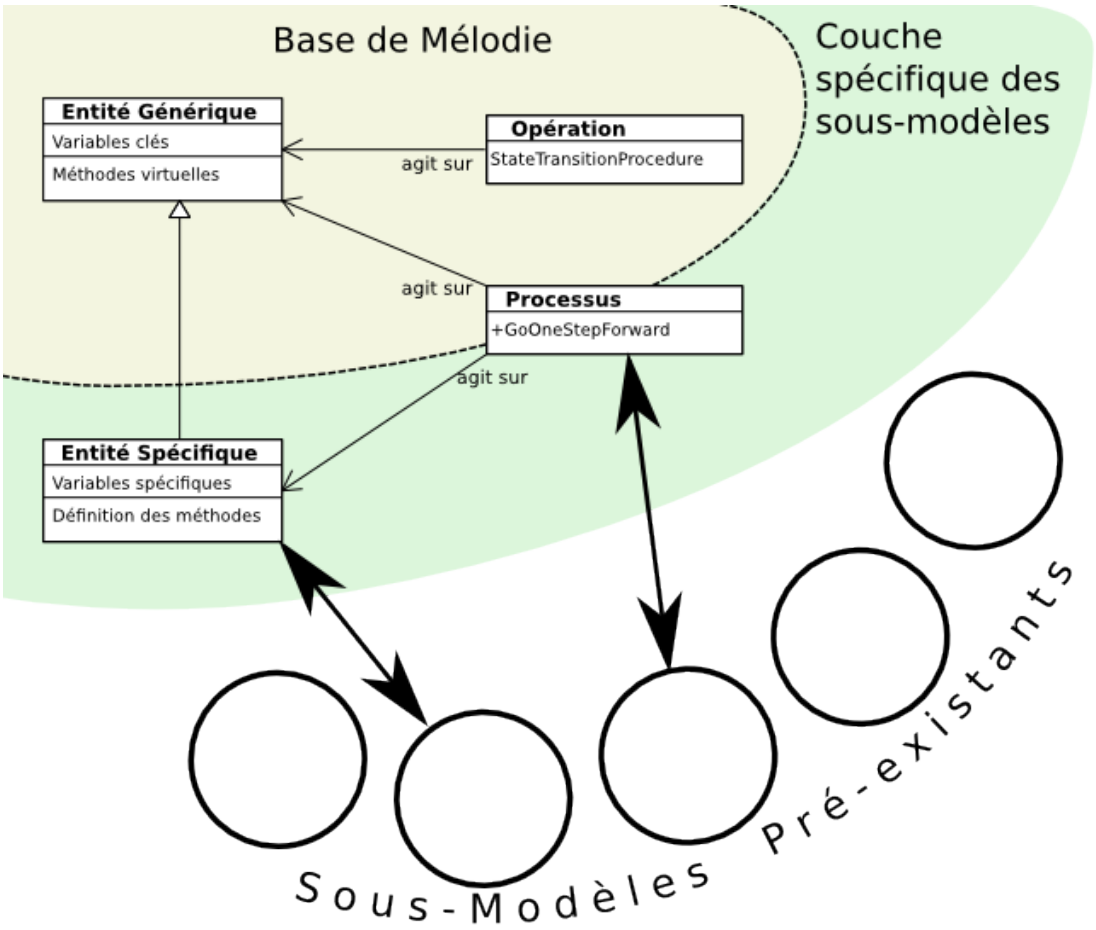


FIG. 4.7 – Organisation théorique en couches du système biotechnique

pend du modèle de culture utilisé. Des spécialisations des entités génériques permettent l'interfaçage avec un sous-modèle spécifique (Fig. 4.7). Par exemple, l'entité STICSPARCELLE est une spécialisation de MELODIEPARCELLE qui permet d'utiliser le modèle de culture STICS. Les entités *spécifiques d'un sous-modèle en particulier* contiennent des variables internes au sous-modèle, nécessaires à son fonctionnement mais non utilisées ailleurs dans MÉLODIE. Les entités spécifiques d'un sous-modèle contiennent aussi la définition des méthodes virtuelles, c'est-à-dire les effets des méthodes génériques sur les variables propres au sous-modèle. L'entité *SticsParcelle* possède donc sa propre définition de la méthode *AppliquerFauche*, qui définit les modifications qui doivent être appliquées aux variables de STICS lors de la fauche de la parcelle.

Les processus font évoluer l'état des entités en appliquant le sous-modèle utilisé. Ils peuvent s'appliquer soit directement à une entité générique, soit à une entité spécifique stockant des données propres au sous-modèle. Sous l'effet de ces processus, et quel que soit le sous-modèle représenté, les descripteurs des entités génériques évoluent,

```
// creation d'une parcelle adaptee a la simulation avec stics
  + I sticsParcelle p1;
// creation d'un processus pour executer
// la simulation \stics sur cette parcelle
  + P processusStics
      ENTITE = <I><  , p1>;
   ;

// Specification equivalente pour Apsim,
// dans la meme simulation
  + I apsimParcelle p2;
  + P processusApsim
      ENTITE = <I><  , p2>;
   ;
```

FIG. 4.8 – Spécification de structure du système illustrant la possibilité de faire cohabiter différents sous-modèles

et peuvent être utilisés pour le pilotage ou par un sous-modèle connecté. Au niveau informatique, le code d'un sous-modèle peut être situé soit dans une librairie extérieure, soit dans les méthodes du processus et des entités concernées.

Le pilotage du système doit être indépendant des sous-modèles biotechniques choisis. Il ne doit donc utiliser que la couche « générique ». Ceci a deux conséquences. Tout d'abord, le pilotage implique la prise d'informations sur l'état du système. Les variables du système biotechnique utilisées pour prendre des décisions doivent faire partie de la couche générique. Ensuite, les opérations, qui ont été déclenchées par le système de pilotage, doivent appeler des méthodes faisant partie de la couche générique. Si une opération a un effet sur des variables spécifiques d'un sous-modèle, alors cet effet est appliqué par une méthode virtuelle. Par exemple, l'opération FAUCHER appelle la méthode *AppliquerFauche* de l'entité *MelodieParcelle*. Ceci est valable quel que soit le modèle de culture choisi. Mais la méthode *AppliquerFauche* est virtuelle. Si le modèle de culture choisi est STICS, alors l'instance de la parcelle est une spécialisation de *MelodieParcelle*. Il s'agit d'une *SticsParcelle* et la méthode *AppliquerFauche* propre à cette entité est appelée automatiquement, par construction.

Le choix des sous-modèles à utiliser est donc effectué lors de l'exécution d'une simulation, en instanciant les entités et processus spécifiques du sous-modèle choisi. Par exemple, si STICS et APSIM sont deux modèles permettant de simuler les flux au niveau d'une parcelle, la figure 4.8 illustre la possibilité d'interchanger les modèles au moment de la simulation. Cet exemple n'est que théorique, puisque seule la simulation avec STICS est implémentée dans la version actuelle de MÉLODIE.

Système de pilotage Dans MÉLODIE, seules les décisions stratégiques sont entrées (Fig. 4.9). Les autres décisions sont modélisées. Le système de pilotage est basé sur

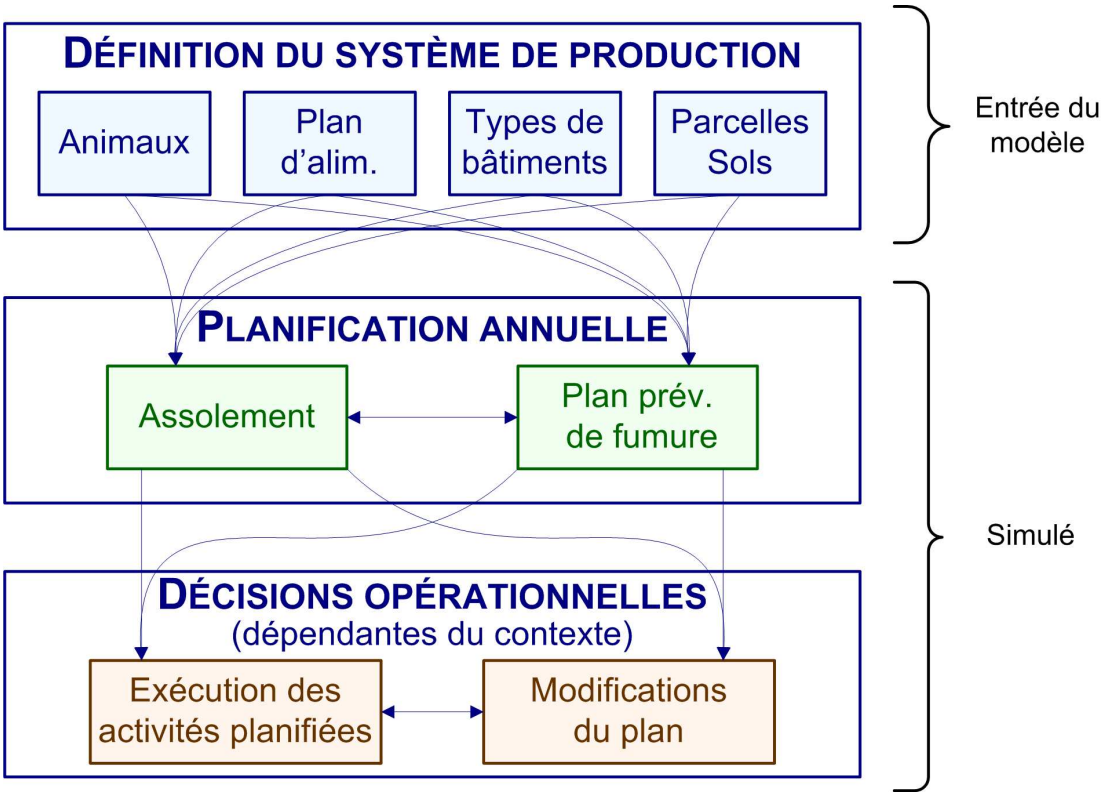


FIG. 4.9 – Les différents niveaux de décision dans MÉLODIE

deux horizons temporels distincts (Fig. 4.5). Les décisions tactiques sont prises à un pas de temps annuel et les décisions opérationnelles sont prises à un pas de temps quotidien. Ces décisions visent respectivement à établir un plan d'activités pour l'année et à l'appliquer de façon flexible.

Au 1er septembre de chaque année, une étape de planification, décrite dans le chapitre 6, vise à déterminer l'assolement et le plan prévisionnel de fumure pour la campagne culturale suivante. Cette forme de décision n'est pas propre à MÉLODIE mais correspond de plus en plus à la réalité de beaucoup d'exploitations qui doivent établir un plan prévisionnel de fumure, dans lequel l'assolement est fixé. Dans MÉLODIE, l'assolement annuel est déterminé en une seule fois, et la date du 1er septembre a été choisie pour que les semis de colza soient possibles début septembre. L'assolement et le plan prévisionnel de fumure sont établis respectivement par les sous-modèles TOURNESOL et FUMIGÈNE. Le résultat de cette étape est un plan d'activités décrivant les activités à effectuer sur le système biotechnique. Pour l'ontologie des systèmes de production agricole, un tel plan est considéré comme une entrée : son établissement n'est pas une décision couverte par le champ de l'ontologie. En termes de couplage, TOURNESOL et FUMIGÈNE sont donc indépendants de DIÈSE et sont couplés au reste de MÉLODIE par un mécanisme similaire à celui décrit pour les modules biotechniques.

Il existe d'autres éléments de plans, qui ne sont pas générés chaque année. En ce qui

concerne la gestion des effluents dans les bâtiments, les plans d'activités sont très liés au système biotechnique, et ces plans sont créés automatiquement lors de la création des bâtiments. Pour la gestion de l'alimentation des bovins, l'utilisateur du modèle fournit en entrée un plan d'alimentation ainsi qu'un plan d'activités pour assurer l'application du plan d'alimentation. Ce plan d'activités comprend en général un opérateur d'itération, afin de répéter une séquence pour chaque année de la simulation. Ces éléments sont définis plus précisément dans la partie 6.2, page 108.

Le plan d'activités global est mis en œuvre par le *manager* du système, tel que défini dans l'ontologie des systèmes de production agricole. Le plan est appliqué de façon *flexible*, dépendante du contexte. Chaque jour, le plan est examiné et la situation des activités (*sleeping, waiting, open, closed, cancelled)* est mise à jour en fonction de leur état précédent et de leurs conditions d'ouverture et de fermeture. Les opérations correspondant aux activités à l'état *open* sont exécutées si leur *condition de faisabilité* le permet. Le pilotage en cours d'année est donc largement porté par les conditions d'ouverture et de fermeture des activités, car ces dernières régissent non seulement l'application des opérations au système biotechnique, mais aussi l'enchaînement des activités *via* les opérateurs d'agrégation.

Un des principaux atouts de MÉLODIE est l'adaptation du pilotage en fonction de l'état du système et de son environnement. À tous les niveaux de décision, des informations sur l'état du système sont prises, créant des boucles de rétroaction. À l'échelle annuelle, le module de planification prend en compte l'historique de chaque parcelle et l'état des stocks d'aliments et d'effluents (cf 6.5.1). En cours d'année, divers mécanismes d'adaptation sont mis en œuvre. Les conditions d'ouverture et de fermeture des activités portent la plupart du temps sur l'état des entités sur lesquelles les opérations doivent être effectuées. Suivant l'état du système, les activités optionnelles peuvent être exécutées ou non et des solutions alternatives peuvent être envisagées. Le mécanisme des ajustements conditionnels, défini dans l'ontologie des systèmes de production agricole mais non utilisé dans la version actuelle de MÉLODIE, permettrait de développer cet atout du modèle.

La prise d'information sur l'état du système par le pilote suppose la présence de modèles cognitifs, c'est-à-dire des modèles de la représentation qu'a l'éleveur de son système de production et de l'accès à l'information. En ce qui concerne le pâturage, par exemple, la biomasse sur chaque parcelle à un instant donné ne peut pas être mesurée directement. La précision de l'estimation faite par l'éleveur dépend de son niveau de technicité et de son intérêt personnel. L'incertitude entourant la prise d'information peut avoir des conséquences sur le pilotage et en termes d'impacts environnementaux. Dans MÉLODIE, les modalités d'obtention de l'information et l'imprécision associée ne sont pas simulées. Le *manager* a un accès total à l'information, c'est-à-dire à la valeur des descripteurs. Tout se passe comme s'il avait une connaissance parfaite de l'état du système. Toutefois, les décisions prises dans le modèle sont toujours basées sur des critères effectivement accessibles en pratique.

4.4 Conclusion

MÉLODIE est composé d'un grand nombre de modèles pré-existants, qui ont dû être plus ou moins adaptés pour être couplés au sein des bibliothèques DIÈSE. Ces bibliothèques sont à la base des interactions entre les sous-modèles, qu'ils soient biotechniques ou décisionnels. Le paradigme orienté objet, à l'aide duquel la modélisation a été réalisée, joue un rôle important dans ce couplage. L'analyse orientée objet permet en effet de créer des structures génériques, grâce auxquelles le modèle peut fonctionner, dans une certaine mesure, indépendamment des sous-modèles choisis. Les chapitres suivants décrivent les sous-modèles intégrés dans la version actuelle de MÉLODIE.

Chapitre 5

Les modèles utilisés dans le système biotechnique

Sommaire

5.1 Module animaux **93**
5.1.1 Démographie du troupeau 93
5.1.2 Ingestion et flux de matière 95
5.2 Module Sol-Cultures **98**
5.2.1 Le modèle Stics 98
5.2.2 Intégration de Stics dans Mélodie 100
5.3 Module Bâtiments Effluents **101**
5.4 Conclusion **103**

Les flux d'éléments au sein de MÉLODIE sont calculés à un pas de temps journalier par le système biotechnique, qui est composé d'un ensemble de sous-modèles interconnectés. On distingue quatre grands pôles au sein de ce système : les animaux, les effluents (de l'excrétion par les animaux à l'épandage), le sol et les cultures, et les stocks d'aliments. Les flux simulés sont les pertes environnementales, les entrées et sorties contrôlées (achats et ventes) ainsi que les échanges entre et à l'intérieur de ces pôles (Fig 4.6).

Le cœur de MÉLODIE est composé d'un ensemble d'entités décrivant de façon générique les objets de base d'un système d'élevage. Les sous-modèles biotechniques communiquent au travers des valeurs des descripteurs et des méthodes de ces entités, grâce aux mécanismes décrits dans la partie 4.3.2. Ce chapitre décrit les sous-modèles biotechniques utilisés dans la version actuelle de MÉLODIE, ainsi que les entités qui permettent leur insertion dans le modèle.

5.1 Module animaux

Les animaux sont groupés par classes, une classe étant définie selon des critères d'âge et des critères de stade physiologique. Le module *animaux* comprend donc un sous-modèle simulant les effectifs des différentes classes et des sous-modèles calculant les flux de matière au niveau d'un animal. Les flux de matière au niveau d'une classe sont calculés en multipliant les flux pour un animal moyen, représentatif de la classe, par l'effectif d'animaux dans cette classe. Les différentes classes peuvent être regroupées en lots, qui constituent des entités de gestion du système au niveau de l'alimentation et de leur positionnement (bâtiment, pâturage).

5.1.1 Démographie du troupeau

La simulation de la démographie du troupeau bovin repose sur le modèle GEDEMO (Coquil *et al.* 2005). Il s'agit d'un modèle simulant les effectifs d'animaux au sein de 21 classes d'un troupeau :

- 12 classes d'âge d'une durée de trois mois pour les génisses entre 0 et 3 ans ;
- 8 classes de vaches laitières en début, milieu et fin de lactation et pendant le tarissement, pour les primipares et les multipares ;
- les vaches laitières en engraissement avant réforme.

Conformément aux objectifs de MÉLODIE, ce modèle est complètement déterministe. Pour éviter des effets de seuil trop importants et arbitraires, les effectifs simulés sont des nombres réels : le nombre d'animaux présents dans une classe un jour donné n'est pas un entier. Les effectifs simulés par GEDEMO doivent donc être considérés comme des espérances mathématiques, plutôt que comme des valeurs réelles. Pour simuler des valeurs entières, par exemple dans le cadre d'un modèle individu-centré, il aurait été nécessaire, pour obtenir des résultats réalistes, de considérer des probabilités associées aux événements de santé et de reproduction et aux décisions de l'éleveur. Un modèle

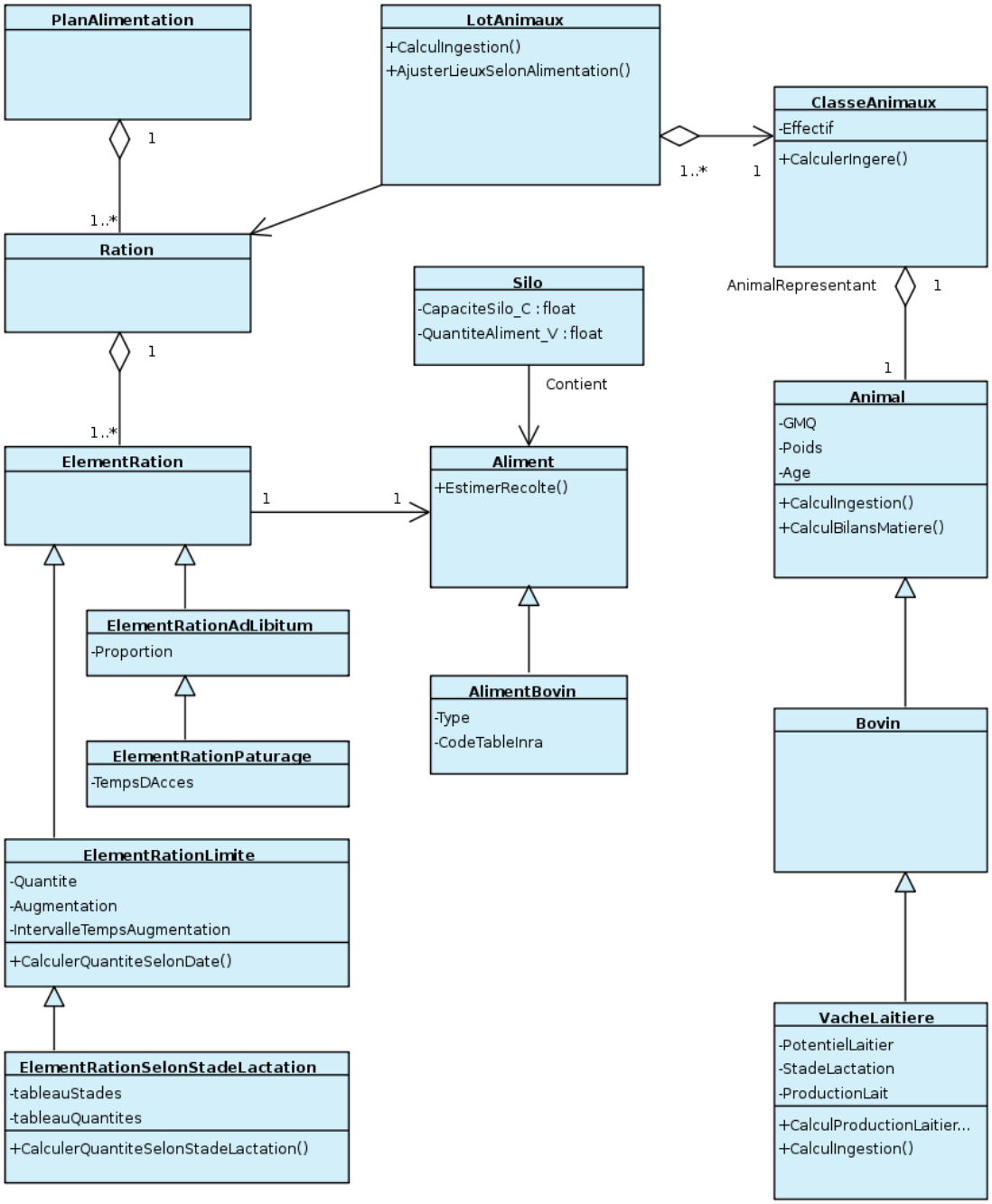


FIG. 5.1 – Diagramme de classes simplifié du système biotechnique : troupeau et alimentation

stochastique se serait ainsi imposé, mais aurait posé des problèmes de temps de calcul lors des simulations.

GEDEMO est sensible à différents paramètres de stratégie. Il prend en compte pour chaque classe de génisses la possibilité de vêler ou non, ce qui est très lié à *l'âge moyen au premier vêlage*. Il est également possible de définir pour les génisses des périodes de vêlage au cours de l'année, afin d'obtenir des *vêlages plus ou moins groupés*. Enfin, les taux de réforme (volontaire ou sanitaire) peuvent être ajustés, ce qui permet de faire varier le *taux de renouvellement du troupeau*. La variabilité des pratiques observées repose principalement sur ces trois paramètres et GEDEMO peut simuler la plupart des conduites d'élevage.

En revanche, le modèle n'est pas affecté par des aléas. Les effectifs ne dépendent pas de facteurs extérieurs au troupeau. En conséquence, tous les paramètres liés aux décisions sont constants : il n'y a pas de prise de décision en cours de simulation en fonction du contexte et de l'évolution des effectifs. Le modèle n'est donc pas « auto-régulé », et si les paramètres ne sont pas fixés précisément les uns par rapport aux autres, une tendance à l'augmentation ou à la diminution apparaît dans les effectifs de chaque classe. Pour contourner ce problème, certains paramètres doivent être fixés par une optimisation préalable. Dans la version actuelle de MÉLODIE, ceci est réalisé grâce au logiciel VENSIM, à l'aide duquel GEDEMO a été programmé. L'objectif de l'optimisation est que les effectifs soient stables, donc qu'ils reprennent la même valeur chaque année à une date donnée. Le paramètre à optimiser est la proportion des animaux femelles qui doivent être élevés, au lieu d'être vendus. Grâce à la procédure d'optimisation, ce paramètre d'entrée est donc fixé en cohérence avec les entrées fournies par l'utilisateur du modèle.

Il n'existe pas de relation directe et simple entre d'une part les taux de réformes, journaliers et fixés pour chaque classe, et d'autre part le taux de renouvellement global annuel du troupeau. GEDEMO comprend un coefficient multiplicateur appliqué à tous les taux journaliers de réforme volontaire. Ce coefficient est également optimisé et la procédure d'optimisation a un autre objectif : faire en sorte que le taux de renouvellement du troupeau soit aussi proche que possible de la valeur souhaitée par l'utilisateur.

Dans MÉLODIE, pour pouvoir ajuster simplement la taille du troupeau sans refaire l'optimisation, un facteur d'échelle a été inclus et les effectifs de toutes les classes (tels que simulés par le modèle sous VENSIM) sont multipliés par ce facteur. Une simple règle de trois permet donc de fixer l'effectif total du troupeau à la valeur souhaitée. Le processus chargé de la simulation GEDEMO modifie directement le descripteur *effectif* de l'entité *ClasseAnimaux* (Fig. 5.1).

5.1.2 Ingestion et flux de matière

L'entité *Aliment* décrit un aliment de façon générique. La spécialisation *AlimentBovin* contient les valeurs alimentaires utiles au calcul de l'ingestion. Ces valeurs sont issues de tables (INRA 2007). Pour l'herbe pâturée et le maïs ensilé, les valeurs alimentaires sont en partie calculées en fonction de variables simulées par le module sol/cultures,

notamment la teneur en azote des plantes. Les équations de calcul utilisées proviennent également de INRA (2007).

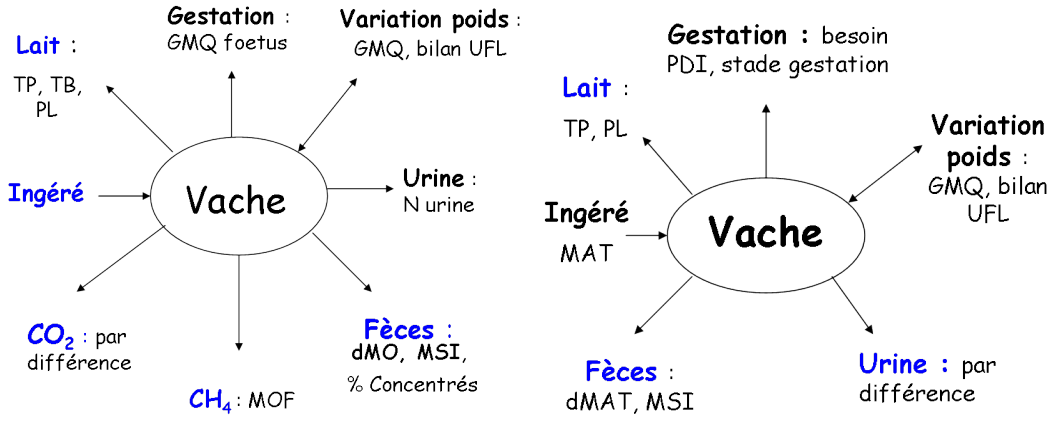
Les animaux sont gérés par lots, le lot (entité *LotAnimaux*) étant un ensemble de classes d'animaux. Il s'agit d'une entité utile pour la gestion du système : tous les animaux d'un lot sont gérés de façon similaire. Chaque lot consomme une ration (Fig. 5.1) composée d'un certain nombre d'aliments distribués en quantité limitée, éventuellement adaptée à chaque animal, et d'un aliment ou un mélange d'aliments distribués *ad libitum*. Dans MÉLODIE, une *ration* est définie comme un ensemble d'instances de l'entité *ElementRation*. Chacun de ces éléments correspond à un aliment et à une règle permettant de calculer la quantité de cet aliment. Il existe différents types de règles, permettant de calculer une quantité d'aliment distribuée en fonction de caractéristiques des animaux (concentrés en fonction du stade de lactation, par exemple) ou en fonction du temps (rations *de transition*, par exemple). Chacun de ces types de règles est implémenté à l'aide d'une spécialisation de *ElementRation*. Il s'agit donc d'un fonctionnement générique et facilement extensible. Pour ajouter de nouveaux types de règles de calcul, il suffit de créer de nouvelles spécialisations de l'entité *ElementRation*.

La distribution d'un aliment *ad libitum* est également représentée par une spécialisation de *ElementRation*. Plusieurs instances peuvent être présentes simultanément dans une ration et correspondent à des aliments distribués en mélange. Chaque aliment est associé à une proportion au sein du mélange. Le calcul des quantités ingérées est réalisé pour chaque classe d'animaux. Bien que la ration proposée soit identique pour les animaux d'un même lot, les quantités ingérées peuvent être différentes puisque les animaux moyens, représentant chaque classe, ont des caractéristiques différentes. Pour les classes de vaches laitières, le calcul de la quantité ingérée pour les aliments *ad libitum* fait appel aux systèmes INRA (INRA 2007) et est fonction des aliments distribués en quantités limitées, des valeurs alimentaires et des caractéristiques de l'animal moyen. Chaque animal est caractérisé par son âge, son poids, son stade de lactation et de gestation, son potentiel de production laitière (au pic de lactation) et les taux butyreux et protéique du lait. La production effective de lait est calculée en fonction de ces caractéristiques et de l'alimentation. Bien que les rations comprennent toujours un ou plusieurs aliments distribué *ad libitum*, la couverture des besoins de l'animal n'est pas assurée car elle dépend des valeurs des aliments (niveau de concentrés et qualité des fourrages, en particulier). La production laitière n'est donc pas égale à la production de lait potentielle de la vache.

Des équations supplémentaires ont été introduites dans le modèle pour le calcul de l'ingestion d'herbe au pâturage, de la même façon que dans le modèle GRAZEIN (Delagarde *et al.* 2004 ; Delagarde, communication personnelle). Un premier calcul est fait comme pour une alimentation à l'auge. Le résultat obtenu est modulé en fonction *(i)* du temps d'accès journalier à la pâture et *(ii)* du rapport entre la quantité d'herbe offerte par vache (au-dessus de 2 cm) et la quantité qui serait ingérée à l'auge. Ainsi, plus la biomasse par hectare et la surface de la parcelle sont faibles ou plus le temps de séjour est long, plus l'ingestion est limitée et cette limitation est d'autant plus forte que les besoins des animaux sont élevés. Inversement, lorsque la quantité d'herbe offerte est élevée, l'ingestion des animaux au pâturage peut être supérieure à l'ingestion théorique à l'auge.

Les conditions de pâturage influent également sur le calcul du taux de substitution entre l'herbe et les concentrés. Un lot d'animaux est composé de plusieurs classes ayant des ingestions différentes. Le calcul de l'ingestion d'herbe est réalisé pour chaque classe en tenant compte de l'ingestion des autres classes (Delagarde, communication personnelle).

La courbe de croissance des génisses est fixée à l'avance. En effet, le modèle de troupeau simule les effectifs dans des classes et il n'est pas possible de retracer le parcours individuel de chaque animal. Tous les animaux doivent donc nécessairement avoir la même évolution : il n'est pas possible de considérer une restriction alimentaire pendant une année de sécheresse, par exemple. Par contre, il est possible de considérer une croissance saisonnière si les naissances sont très groupées et si les variations saisonnières sont les mêmes chaque année : tous les animaux suivent alors la même trajectoire. Pour chaque classe de génisses, on connaît donc le poids et le gain moyen quotidien (GMQ) de l'animal représentant. Pour la cohérence du modèle, il faut que ce GMQ soit réalisé, et les besoins de l'animal doivent être satisfaits. Dans MÉLODIE, une ration pour génisses alimentées à l'auge est en général constituée de deux fourrages, l'un plutôt riche et l'autre plutôt pauvre, et d'un concentré, afin d'être certain de pouvoir satisfaire les contraintes. L'ingestion de ces différents aliments est calculée par programmation linéaire, de manière à satisfaire les besoins énergétiques et protéiques, en minimisant les excès et en saturant autant que possible la capacité d'ingestion pour privilégier la consommation de fourrages. Le modèle de programmation linéaire utilisé est décrit dans l'annexe B.



(a) Bilan carbone (b) Bilan azote

FIG. 5.2 – Flux pris en compte dans les bilans de matière à l'échelle de la vache laitière et principales variables utilisées pour les calculer. Source : G. Maxin (communication personnelle)

Pour chaque animal représentant, les quantités ingérées des différents aliments permettent de calculer l'ingestion de chaque élément dont les flux sont modélisés. Le devenir de ces éléments est déterminé par le modèle proposé par Maxin (2006). Ce modèle per-

met de réaliser un bilan de matière à l'échelle de l'animal pour les différents éléments considérés (Fig. 5.2). Les pertes gazeuses sont estimées, ainsi que les rejets dans les fèces et l'urine qui sont ensuite utilisés par le module « Bâtiments / Effluents ». Pour chaque flux modélisé au niveau de l'animal, Maxin (2006) a réalisé une synthèse bibliographique sur les équations et modèles existants. Une base de données issue de plusieurs expérimentations a servi à évaluer et sélectionner ces équations, et à en développer de nouvelles lorsqu'aucune équation appropriée n'a été trouvée dans la bibliographie. Afin de s'assurer que les bilans sont toujours parfaitement bouclés, un flux est toujours calculé par différence par rapport aux autres. Les résultats obtenus ont été validés à l'aide de la base de données expérimentales.

5.2 Module Sol-Cultures

5.2.1 Le modèle Stics

Au niveau du sol et des cultures, les flux de matière sont simulés par le modèle Stics, développé à l'INRA (Brisson *et al.* 2003). Ce modèle simule le développement et la croissance d'une culture sur une parcelle, ainsi que les flux d'azote, de matière organique (donc de carbone) et d'eau dans la culture et le sol. Il fonctionne au pas de temps journalier et est prévu pour être utilisé à l'échelle de la campagne culturale. Le principal avantage de Stics est sa généricité : le modèle est capable de simuler différentes cultures, en changeant simplement les paramètres d'entrée. Des jeux de paramètres existent pour les principales cultures d'intérêt dans Mélodie.

Stics satisfait aux principaux critères nécessaires à Mélodie. Il permet de simuler les flux d'N à l'échelle de la parcelle cultivée ainsi que la production de ces parcelles, en prenant en compte l'effet du climat. Ce dernier point est crucial, car un des enjeux de Mélodie est d'étudier le lien entre variabilité climatique et variabilité des impacts environnementaux. Il était donc nécessaire d'intégrer un modèle capable de prendre en compte l'effet du climat, non seulement sur les rendements, mais aussi sur les flux de matière associés au sol et à la culture.

Un autre enjeu de Mélodie est d'étudier le lien entre stratégie de production et impacts environnementaux. Le modèle de culture intégré devait donc être sensible aux décisions de l'éleveur, en termes de fertilisation azotée notamment. C'est le cas de Stics, qui prend en compte les apports d'engrais minéraux, mais aussi les apports d'engrais organiques (voir plus loin pour la paramétrisation). Par contre, les flux de P ne sont pas simulés et la fertilisation phosphatée n'est pas intégrée dans le modèle. Il est possible de construire un module de simulation des flux de P dans Mélodie pour évaluer les risques de pertes vers l'environnement. Ce module pourrait utiliser des variables de Stics si besoin. Par contre, une rétro-action sur Stics semble difficile à mettre en œuvre dans la version actuelle de Mélodie. Il n'est donc pas possible de simuler des croissances de culture limitées par la disponibilité en P. Par extension, il n'est pas possible de tester différentes pratiques de fertilisation phosphatée.

Les traitements phytosanitaires ne sont pas non plus pris en compte dans Stics. On suppose que tout se passe comme si le niveau de protection de la plante était

toujours optimal ou, plus précisément, équivalent au niveau de protection dans le jeu de données ayant servi à paramétrer le modèle, pour chaque culture. La version actuelle de MÉLODIE ne peut donc pas servir à tester des stratégies de production se différenciant sur les traitements phytosanitaires appliqués à chaque culture. Toutefois, il est possible de développer un index pour quantifier les traitements appliqués (avec toujours le niveau de protection optimal de la plante). Cet index pourrait servir à discriminer les systèmes de production en fonction de la part de cultures fortes consommatrices de produits phytosanitaires. Les activités de traitements phytosanitaires peuvent également être intégrées dans le modèle pour comptabiliser les consommations d'énergie et l'utilisation de main d'œuvre.

De même, l'effet des travaux du sol, et plus généralement l'effet de la structure du sol, ne font pas l'objet d'une modélisation poussée dans STICS. Comme pour les traitements phytosanitaires, on suppose que l'état structural du sol est toujours équivalent à celui du jeu de données utilisé pour la paramétrisation, pour chaque culture. Il est également impossible de comparer deux stratégies de production se différenciant sur les travaux du sol. Les activités de travail du sol pourraient toutefois être incluses dans le modèle, pour les questions d'énergie et de main d'œuvre.

En conséquence, les itinéraires techniques des cultures restent relativement simples dans la version actuelle de MÉLODIE : seules les activités de semis, récolte et fertilisation minérale et organique sont représentées, car ce sont les seules qui interagissent fortement avec le système biotechnique. D'autres activités peuvent facilement être ajoutées pour comptabiliser l'utilisation des ressources et la consommation d'énergie, mais elles n'interagiront pas avec le module biotechnique « sol - culture » dans sa version actuelle.

STICS est largement utilisé en France, pour diverses applications. Des validations ont été réalisées sur différents jeux de données. Les atouts et limites du modèle dans les conditions françaises sont connus, ce qui n'aurait pas forcément été le cas avec un modèle développé à l'étranger. En particulier, des simulations réalisées au cours de cette thèse, sur un jeu de données de pâturage issu du domaine expérimental du Pin-au-Haras, a mis en lumière une précision limitée pour la simulation de la croissance de l'herbe. Ce défaut, déjà connu par ailleurs, n'a pas remis en cause l'utilisation de STICS. En effet il n'existe pas, à notre connaissance, de modèle prédisant à la fois la pousse de l'herbe de façon plus précise et les flux de matière (C et N) dans le sol. D'autre part, l'utilisation du même modèle pour représenter les cultures annuelles et les prairies présente un avantage dans la mesure où les hypothèses de modélisation sont homogènes, ce qui serait plus compliqué en ayant recours à des modèles différents.

Le niveau de détail élevé pour la modélisation de certains processus dans STICS contraste fortement avec d'autres parties du système biotechnique. Il n'est pas strictement nécessaire d'aller jusqu'à ce niveau de détail. Cependant, l'opportunité d'utiliser un modèle déjà existant, avec peu de nouveaux développements à réaliser, l'emporte sur le risque d'intégrer un modèle trop compliqué tournant comme une « boîte noire ». La construction de STICS est réalisée à l'INRA et il est aisé de consulter les chercheurs impliqués, ce qui est un atout supplémentaire. De plus, les alternatives ne sont pas nombreuses. La modélisation des rendements des cultures aurait pu être réalisée de façon simple à l'échelle de l'année en fonction de quelques critères climatiques agrégés. Ce-

	F. stocké	F. pailleux	F. composté	Lisier
akres	$0,064$	$0,064$	$0,064$	$0,064$
bkres	$-0,952$	$-1,050$	$-0,788$	$-0,552$
awb	$28,8$	$28,8$	$28,8$	$28,8$
bwb	$-208,5$	$-290,5$	$-214,6$	$-325,7$
ahres	$36,5$	$36,5$	$36,5$	$36,5$
bhres	$745,0$	$1308,8$	$482,9$	$1354,7$
kbio	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$1,95 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-5}$	$2,13 \cdot 10^{-3}$
yres	$0,62$	$0,62$	$0,62$	$0,62$

TAB. 5.1 – Paramètres de STICS décrivant la dégradation des effluents bovins. Source : T. Morvan, communication personnelle. F.=Fumier.

pendant, une telle approche n'aurait pas permis de calculer la dynamique intra-annuelle des flux de matière. L'enjeu de l'augmentation du niveau de détail n'est donc pas le gain de précision sur les rendements, qui n'est pas avéré, mais la déconstruction des flux et la cohérence des bilans de masse.

Les épandages d'effluents et leurs conséquences à long terme peuvent être simulés par STICS grâce à un module de dégradation de résidus. Pour chaque produit épandu, un jeu de paramètres décrit sa cinétique de dégradation dans le sol. Cependant, les jeux de paramètres fournis par défaut couvrent mal les effluents d'élevage. Les jeux de paramètres utilisés dans MÉLODIE ont été générés par T. Morvan (communication personnelle). Tout d'abord, des taux de minéralisation annuels ont été calculés à partir de données d'essais au champ et de données bibliographiques. Ensuite, les paramètres décrivant la dynamique de dégradation au pas de temps journalier ont été ajustés à partir de données de minéralisation en laboratoire. Ces cinétiques ont été recalées en fonction des taux annuels calculés dans l'étape précédente. L'ajustement des paramètres a été réalisé pour les principaux types d'effluents rencontrés dans les élevages bovins. Les valeurs utilisées sont données dans le tableau 5.1.

5.2.2 Intégration de STICS dans MÉLODIE

STICS a déjà été couplé à d'autres modèles pour l'étude de systèmes agricoles pilotés. Dans cet objectif, un travail de traduction informatique vers le langage C a été entrepris par J.-C. Poupa (INRA, UMR Économie et Sociologie Rurales, Rennes). Nous avons pu bénéficier d'une version récente de STICS issue de ce travail, ce qui a permis une structure informatique plus simple et une économie importante de temps, bien que des adaptations aient été nécessaires pour le couplage. La version de STICS utilisée est une version 5, la version majeure actuelle étant la 6. Les apports des nouvelles versions n'ont pas été jugées indispensables pour MÉLODIE.

Dans MÉLODIE, les flux sont calculés au niveau de l'entité générique *MelodieParcelle* (Fig. 5.3). C'est également sur cette entité que porte le pilotage. Une spécialisation de cette entité, appelée *SticsParcelle*, stocke les données spécifiques de STICS, et la définition des méthodes nécessaires au lien avec MÉLODIE. Il s'agit par exemple de la

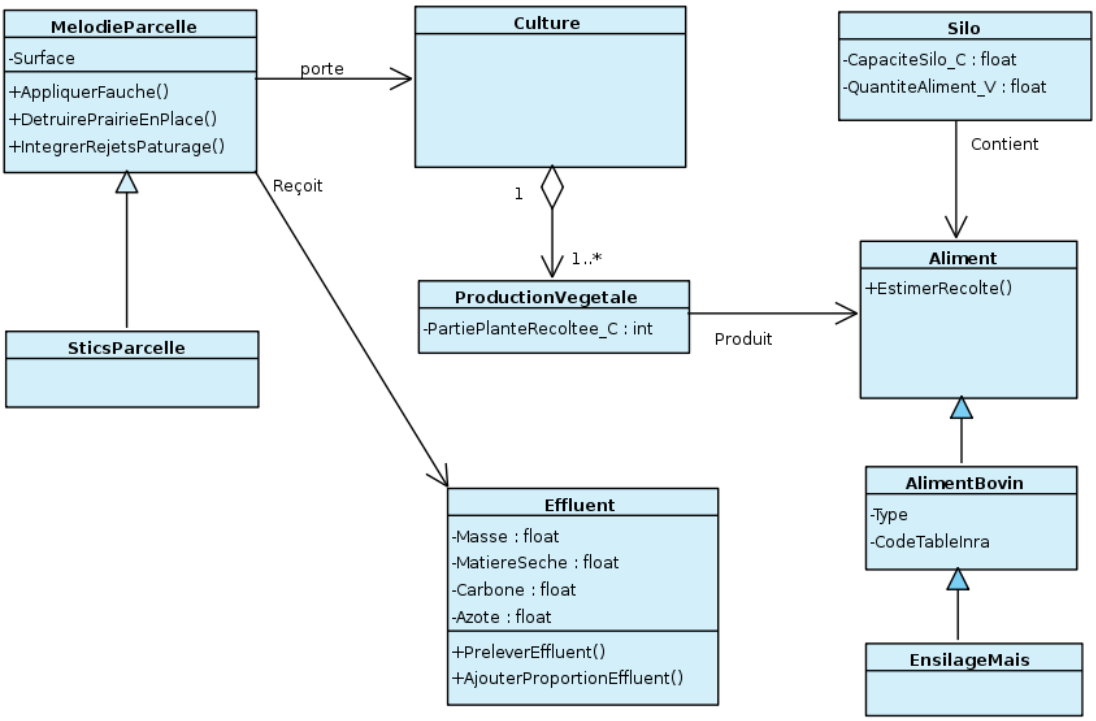


FIG. 5.3 – Diagramme de classes simplifié du système biotechnique : parcelles et cultures

méthode permettant d'effectuer une fauche. Cette méthode *virtuelle* est *déclarée* au niveau de *MelodieParcelle*, et peut être appelée quel que soit le modèle de culture utilisé. La définition effective des modifications à apporter aux données est faite pour l'entité spécifique d'un modèle de culture, ici *SticsParcelle*. Un processus dont le pas de temps est le jour est chargé d'appliquer la fonction quotidienne d'avancement du temps dans STICS.

Le lien entre STICS et le reste de MÉLODIE passe aussi par les récoltes, dont les produits peuvent être exportés de l'exploitation ou servir à alimenter le troupeau. Dans cette optique, l'entité *Culture* est un ensemble d'instances de l'entité *ProductionVegetale* (Fig. 5.3). Une *ProductionVegetale* spécifie la partie de plante récoltée (*plante entière, grain ou paille*) et l'*aliment* produit. Lors de l'opération de récolte sur la parcelle, il faut ajouter la quantité de chaque *ProductionVegetale* au stock de l'aliment produit. Le calcul des valeurs alimentaires, selon des équations spécifiques de chaque aliment (méthode virtuelle *AjusterValeursAliment* de l'entité *Aliment*), est réalisé à ce moment.

5.3 Module Bâtiments Effluents

Pour la modélisation des flux de matière liés aux effluents, aucun modèle biotechnique satisfaisant n'a été trouvé dans la bibliographie. Le module a donc été développé spécifiquement pour MÉLODIE dans le cadre de la thèse de C. Rigolot.

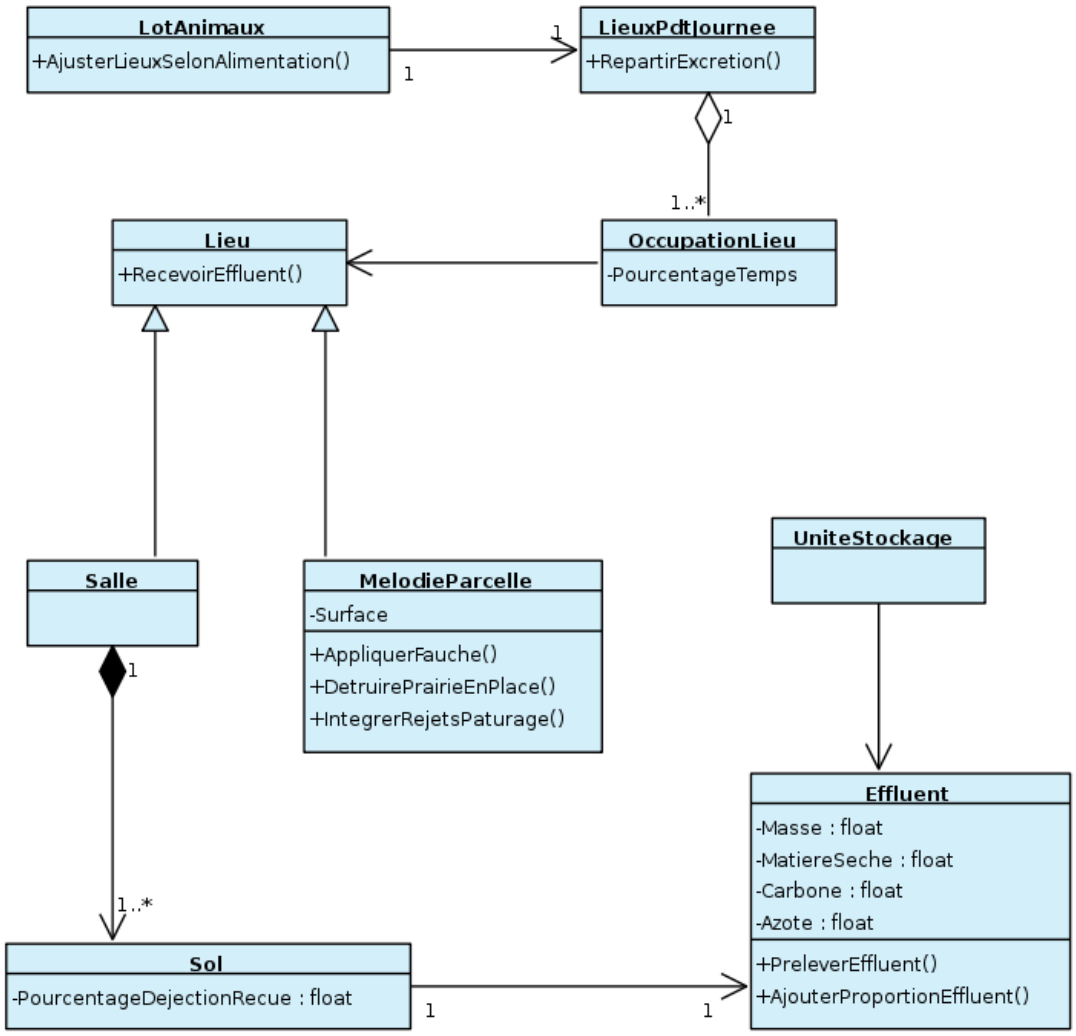


FIG. 5.4 – Diagramme de classes simplifié du système biotechnique : production et gestion des effluents

Chaque lot d'animaux est associé à une instance de l'entité *LieuxPdtJournee* (Fig. 5.4), qui contient un ensemble de liens vers les *lieux* occupés par le troupeau au cours de la journée, ainsi que la proportion du total des déjections collectée sur chaque lieu. Ceci permet de réaliser la jonction entre les calculs de l'excrétion au niveau des animaux et les modules Bâtiments-Effluents et Sol-Cultures. En effet, l'entité *Lieu* a une méthode virtuelle *RecevoirEffluent* (Fig. 5.4). Cette méthode permet de transmettre les déjections aux instances de *Lieu*, qui peuvent être soit une salle de bâtiment, soit une parcelle (cas du pâturage).

Chaque instance de l'entité SALLE peut accueillir des animaux et contient un ou plusieurs types de sol. Par exemple, une salle de bâtiment pour vaches laitières peut contenir une aire paillée (litière accumulée) et un couloir d'alimentation sur caillebotis. Chaque jour, les déjections des animaux sont transmises aux sols, avec une répartition fixée en entrée du modèle. Leur devenir dépend ensuite de la gestion de ce sol. Pour les sols raclés, il existe une opération de raclage effectuée régulièrement pour envoyer les déjections vers une unité de stockage d'effluent. Des pertes par volatilisation sont appliquées chaque jour à l'effluent. Le calcul de ces pertes est basé sur des facteurs d'émission issus de la bibliographie et une modulation est appliquée en fonction du type de bâtiment et des conditions d'ambiance et de gestion. Pour chacun de ces facteurs, les coefficients de modulation pour différentes modalités ont été établis en fonction de données bibliographiques et à dire d'expert.

La possibilité d'utiliser différents types de traitement des effluents est offerte dans MÉLODIE : compostage, nitrification/dénitrification, etc... Cette possibilité est intégrée au modèle car elle est de plus en plus répandue en élevage porcin. Le traitement des effluents est relativement peu utilisé dans les exploitations laitières.

Le transfert des effluents vers les cultures est effectué lors d'une opération d'*épandage*. L'effluent à épandre est spécifié lors de l'établissement du plan de fumure (cf 6.5.3). Les caractéristiques de cet effluent sont simulées jour par jour. Lors de l'épandage, il suffit donc de transmettre au module Sol-Cultures ces caractéristiques et de prélever la quantité à épandre dans le stock.

5.4 Conclusion

Le système biotechnique de MÉLODIE est composé d'un ensemble cohérent de sous-modèles connectés les uns aux autres, permettant de simuler les cycles de la matière sur l'exploitation et les échanges avec l'extérieur. Dans la version actuelle du modèle, seuls les flux d'azote sont simulés de façon complète. Des développements complémentaires sont nécessaires pour le phosphore notamment.

Le système est sensible aux opérations techniques, qui peuvent être spécifiées à partir de DIÈSE. Le système biotechnique fonctionne donc véritablement en interaction avec le système de pilotage qui sera présenté dans les deux chapitres suivants.

Chapitre 6

Décisions annuelles et génération de plans d'activités

Sommaire

6.1 Cadre général de la planification dans Mélodie 107
6.2 Plans d'alimentation des animaux 108
6.3 Établissement de l'assolement à l'aide de Tournesol . . . 108
6.3.1 Principes généraux 108
6.3.2 Cultures, productions et contraintes 110
6.3.3 Prix internes et sélection de l'assolement 111
6.3.4 Règles agronomiques 112
6.3.5 Spécificités du pâturage 115
6.3.6 Jachère 115
6.3.7 Prise en compte des contraintes d'épandage 115
6.4 Établissement du plan prévisionnel de fumure à l'aide de Fumigène 116
6.4.1 Principes généraux 116
6.4.2 Le module de fertilisation 119
6.4.3 Le module de programmation linéaire 122
6.4.4 Implémentation 125
6.5 Intégration dans Mélodie 125
6.5.1 Adaptation aux conditions spécifiques de l'année 126
6.5.2 Itinéraires techniques types et traduction des assolements . . 127
6.5.3 Fertilisation organique et minérale 129

Un des objectifs de MÉLODIE est d'intégrer un pilotage sensible aux aléas climatiques, y compris dans la conduite pluriannuelle de l'exploitation. Ceci est incompatible avec une planification totalement prédéterminée des activités, telle qu'elle est envisagée dans l'ontologie des systèmes de production agricole. Il nous a donc semblé nécessaire d'intégrer une étape de planification annuelle, sensible à l'état du système.

6.1 Cadre général de la planification dans MÉLODIE

Les plans d'activités générés au cours de l'étape de planification concernent uniquement les cultures et la gestion des effluents, seuls domaines de MÉLODIE pour lesquels des décisions sont prises à l'échelle annuelle et en fonction du déroulement des années précédentes. Au niveau des bâtiments, les plans d'activités sont générés en même temps que le système biotechnique, car pour un type de bâtiment donné le plan d'activités associé ne dépend généralement que de quelques paramètres fixes. En ce qui concerne l'alimentation des bovins, le plan d'activités est variable d'un système à l'autre, mais est répétitif dans le temps. L'utilisateur du modèle spécifie donc directement le plan d'activités.

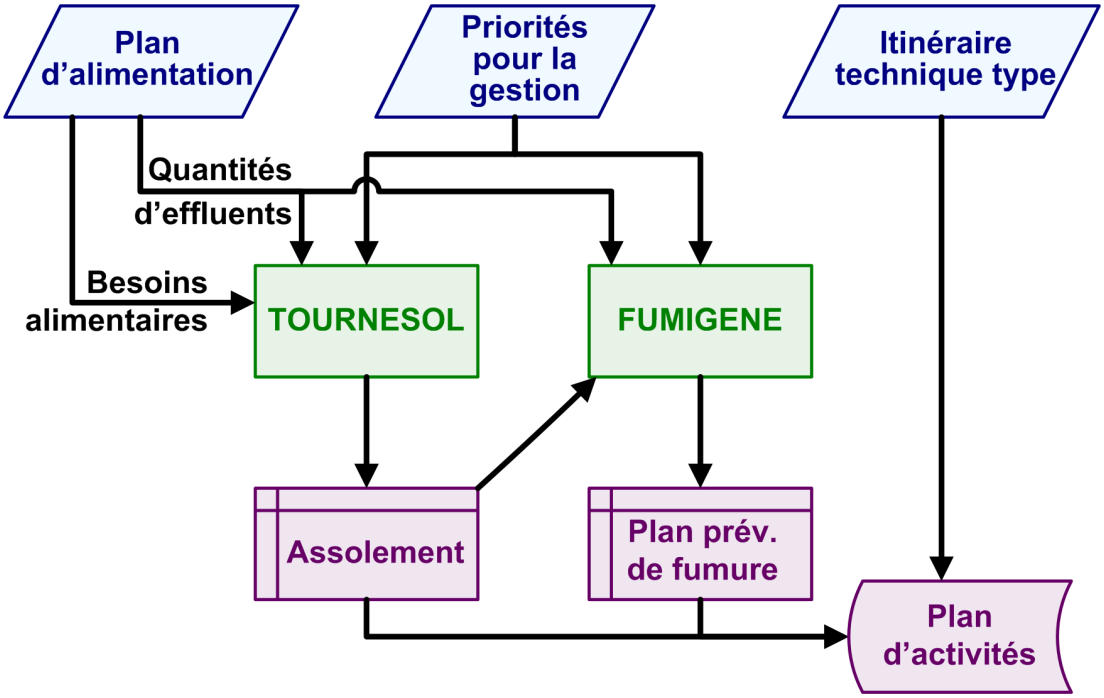


FIG. 6.1 – Organisation générale du module de planification

Ce chapitre présente le module de planification dont l'organisation générale est décrite dans la figure 6.1. Il comprend deux sous-modèles appelés TOURNESOL et FUMIGÈNE, qui génèrent chaque année respectivement l'assolement et le plan prévisionnel de fumure à utiliser dans la simulation. Ces modèles ont été conçus pour pouvoir

être utilisés indépendamment de MÉLODIE. Ils sont décrits dans les sections 6.3 et 6.4. TOURNESOL et FUMIGÈNE partagent la même philosophie. Leur rôle est de traduire des options stratégiques globales en matière d'assolement et de plan de fumure, intégrant les préférences de l'éleveur et prenant en compte des règles de gestion. Les règles de gestion peuvent être des règles agronomiques portant sur l'état du système et son historique, ou peuvent refléter des contraintes de l'exploitation, telle que la configuration du parcellaire. TOURNESOL et FUMIGÈNE prennent également en compte des prévisions faites pour l'année à venir, sur les quantités d'aliments à produire pour nourrir le troupeau et les quantités d'effluents qui devront être gérées. Ces quantités dépendent fortement du plan d'alimentation des animaux (cf section 6.2). Le couplage avec MÉLODIE repose sur des itinéraires techniques types pour chaque culture (Fig. 6.1). Ce couplage, dont le but est de générer un plan d'activités, est décrit dans la section 6.5.

6.2 Plans d'alimentation des animaux

Une attention particulière a été portée pour simuler la gestion de l'alimentation dans les systèmes laitiers. En effet, l'alimentation est un élément stratégique important de la conduite d'un élevage laitier tout en restant très sensible à l'aléa climatique, en particulier avec l'utilisation du pâturage. Le plan d'alimentation, en tant qu'élément stratégique, est une entrée du modèle et est reconduit à l'identique chaque année. Mais son application doit être très flexible pour s'adapter aux conditions climatiques.

La planification de l'alimentation d'un lot animaux est portée par la combinaison de deux éléments : une instance de l'entité *PlanAlimentation* (cf Fig. 5.1, page 94), qui est une succession de rations distribuées au lot au cours de l'année, et un plan d'activités gérant les transitions entre rations et les mouvements du troupeau.

La mise en œuvre du plan d'alimentation, *via* le plan d'activités, suppose un ensemble de décisions prises en cours d'année et très liées au pâturage. Pour la clarté de l'exposé, le plan d'activités pour gérer l'alimentation est décrit en même temps que ces décisions, dans la partie 7.2, page 136.

En ce qui concerne le module de planification, la connaissance des différentes rations de chaque lot, ainsi que des dates approximatives de transition et des effectifs moyens d'animaux, suffisent à la prévision des quantités d'aliments à produire et d'effluents à gérer. Cette prévision n'est pas réalisée directement par le modèle. L'utilisateur calcule ces variables selon la méthode de son choix. Une possibilité est de réaliser des pré-simulations avec MÉLODIE et d'utiliser les quantités d'aliments consommées et d'effluents produits en moyenne sur plusieurs années climatiques.

6.3 Établissement de l'assolement à l'aide de TOURNESOL

6.3.1 Principes généraux

L'assolement, pour une année donnée, est l'allocation d'une des cultures réalisées sur l'exploitation à chacune des parcelles. TOURNESOL est un modèle conçu dans l'objectif

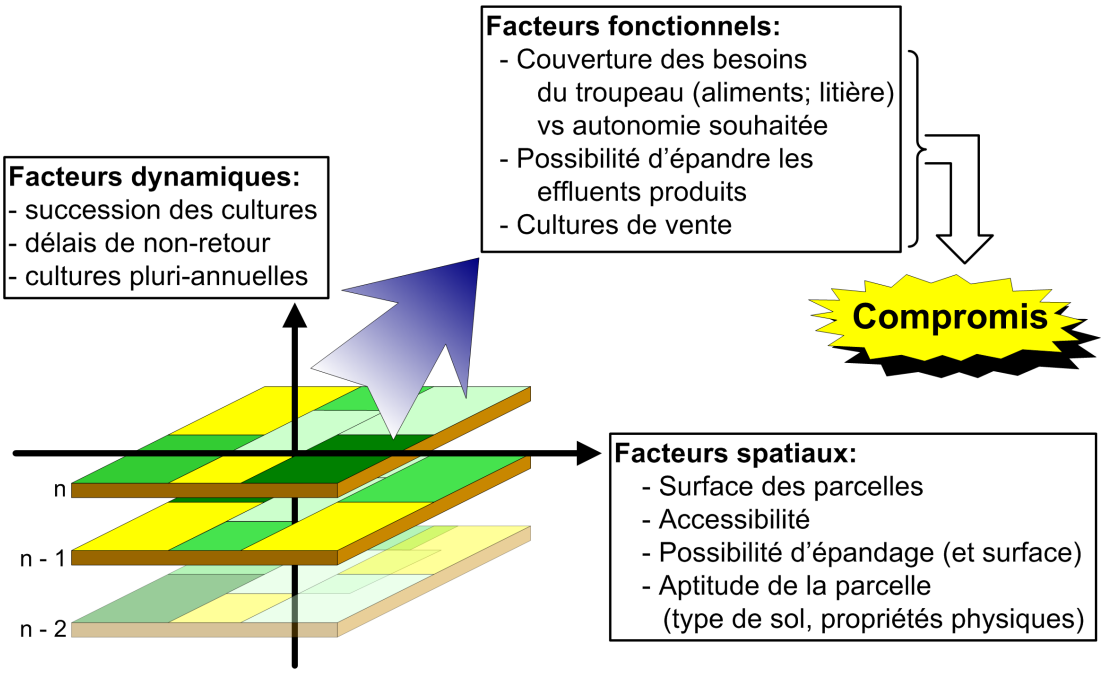


FIG. 6.2 – La décision d'assolement en exploitation d'élevage

d'effectuer cette allocation. Ce document décrit le modèle tel qu'utilisé dans MÉLODIE. Il s'agit d'une évolution de la version décrite par Garcia *et al.* (2005a). Le module de calcul des besoins alimentaires annuels n'a pas été intégré dans la nouvelle version. Le passage à la modélisation orientée objet a permis de créer une structure plus générique, donnant plus de liberté et de souplesse à l'utilisateur (cf 6.3.2, par exemple). De plus, les contraintes liées à l'épandage des effluents, qui peuvent influencer le choix de l'assolement dans les exploitations ayant des chargements élevés, ont été introduites dans le modèle.

Le modèle TOURNESOL sélectionne, pour chaque année simulée, un assolement réalisant le meilleur compromis possible entre *(i)* la couverture des besoins alimentaires du troupeau, *(ii)* le respect de règles agronomiques et *(iii)* la maximisation des profits liés aux cultures de vente. La figure 6.2 expose les facteurs sur lesquels repose cette décision. L'objectif de TOURNESOL est de reproduire les décisions prises par un éleveur, quelles que soient les motivations ayant conduit à cette décision. On ne considère pas que les éleveurs agissent selon une rationalité parfaite. L'assolement choisi n'est donc pas celui qui maximise un critère purement économique.

Pour ce faire, on définit une fonction attribuant une note à chaque assolement. Cette note résulte des productions permises par l'assolement, comparées à des contraintes fixées (cf 6.3.2). L'estimation des productions d'un assolement tient compte de règles agronomiques (cf 6.3.4). Un système de prix attribués aux différentes contraintes permet d'effectuer une pondération entre ces dernières (cf 6.3.3). Choisir l'assolement revient alors à maximiser cette note.

Chaque parcelle de l'exploitation est caractérisée par une surface. Les parcelles sont considérées indépendantes les unes des autres et indivisibles. Il n'est pas possible de spécifier des contraintes sur un îlot de parcelles, afin par exemple de grouper certaines cultures. Inversement, il n'est pas possible de diviser une parcelle pour ajuster au mieux la production.

6.3.2 Cultures, productions et contraintes

Différentes cultures sont possibles sur une exploitation. En ce qui concerne le choix de l'assolement, une culture est caractérisée par la liste de ses productions. Par exemple, la culture *blé* produit du grain et de la paille. Un rendement (quantité produite par hectare cultivé) est également défini. Il s'agit d'un rendement correspondant à une climatique moyenne, pour l'exploitation ou la région agricole dans laquelle elle est située. En effet, on considère que l'assolement est déterminé en début de campagne, sans connaissances sur les conditions spécifiques de l'année. Pour chaque parcelle et chaque culture, ce rendement peut être modulé par les règles agronomiques présentées en 6.3.4, mais ce n'est pas le cas pour toutes les productions.

Plusieurs cultures peuvent avoir une production commune. Les cultures *blé* et *orge* produisent toutes les deux de la paille, par exemple. Cependant, ces cultures ne jouent pas un rôle équivalent : elles diffèrent par leur rendement moyen et par leur insertion dans le système de culture : la modulation du rendement en fonction des règles agronomiques sera différente.

Pour un assolement donné, on peut calculer les quantités totales de chaque production, en multipliant les rendements attendus par les surfaces des parcelles. Ces quantités sont comparées à des contraintes exigées de l'assolement. Une contrainte est caractérisée par une quantité objectif : le besoin. Les contraintes sont souples (cf 6.3.3) et les besoins ne sont pas couverts si des choix plus opportuns sont possibles.

Les contraintes sont principalement liées aux besoins du troupeau. Dans les exploitations modélisées, l'autonomie alimentaire est en général forte, en particulier pour les fourrages (Paccard *et al.* 2003). Le choix de l'assolement est donc fortement contraint par les besoins alimentaires, eux-mêmes définis par les plans d'alimentation et les effectifs d'animaux. Typiquement, les cultures de vente seront donc associées à un besoin nul, ce qui signifie qu'on attache la même priorité à toutes les unités produites.

Les contraintes ne sont pas toujours basées sur des éléments matériels : il est possible de définir des productions virtuelles, pour imposer des contraintes globales à l'assolement. On peut par exemple spécifier que les cultures *blé* et *orge* ont une production *surface en céréales en pailles*, avec un rendement fixe de 1. Il devient alors possible de contraindre (toujours de façon souple) cette surface, en imposant un minimum ou un maximum. Ce mécanisme peut trouver des applications intéressantes dans le domaine environnemental : on peut par exemple associer une note de maintien de la biodiversité à chaque culture, minimiser les surfaces en sol nu pendant l'hiver ou encore interdire de dépasser une certaine surface en cultures récoltées à la même période, afin de respecter les contraintes de main d'oeuvre.

6.3.3 Prix internes et sélection de l'assolement

6.3.3.1 Principes mathématiques

La sélection de l'assolement le plus approprié est réalisée en maximisant une fonction objectif. Cette fonction objectif reflète l'adéquation d'un assolement, au vu des contraintes du système, du contexte économique et des priorités de l'éleveur. Ces deux derniers éléments sont synthétisés par deux prix internes associés à chaque contrainte : un coût unitaire associé à la non réalisation du besoin et un profit unitaire associé à sa réalisation excédentaire.

$$\begin{aligned} &\sum_{i=1}^{N_{ct}} (Qp_i - Bes_i) \times Val_i \\ &\text{avec } Val_i = \begin{cases} CoutDef_i & \text{si } Qp_i < Bes_i \\ ProfitExc_i & \text{si } Qp_i \geq Bes_i \end{cases} \end{aligned} \tag{6.1}$$

où :

- N_{ct} est le nombre de contraintes de production ;
- Qp_i est la quantité fournie pour la production i par l'assolement évalué ;
- Bes_i est le besoin fixé pour la production i ;
- $CoutDef_i$ est le coût associé à chaque unité manquante pour la production i ;
- $ProfitExc_i$ est le profit associé pour chaque unité au-delà du besoin pour la production i.

Dans TOURNESOL, la notion de besoin exprime le fait que les éleveurs associent une priorité différente à la production de chaque unité d'une matière première, en fonction de son devenir : par exemple, produire une tonne d'ensilage de maïs pour nourrir le troupeau peut avoir une priorité forte si l'éleveur désire être autonome, tandis que produire une tonne supplémentaire pour la vendre aura une priorité plus faible. Les prix, fixés par l'utilisateur du modèle, sont donc dits « internes » car ils ne représentent un prix de marché que lorsqu'il en existe un (ce qui n'est pas le cas par exemple lorsqu'on introduit un critère *biodiversité*) et lorsque l'éleveur raisonne de façon purement économique sur la contrainte concernée. Dans la plupart des cas, les prix internes représentent directement les priorités de l'éleveur, et on affectera par exemple un coût élevé (relativement aux autres prix) au déficit en ensilage de maïs si l'on veut être autonome.

En principe, les contraintes alimentaires sont des quantités minimales à produire. Si l'on souhaite introduire une contrainte de maximum pour un critère donné, par exemple les surfaces en sol nu l'hiver, il suffit d'affecter des valeurs négatives aux prix internes associés à cette contrainte. Un excès de production pour cette contrainte résultera alors en une pénalité dans la fonction objectif.

6.3.3.2 Résolution informatique

Le problème d'optimisation ne peut être résolu efficacement par des méthodes classiques comme la programmation linéaire, car les variables à optimiser sont discrètes et

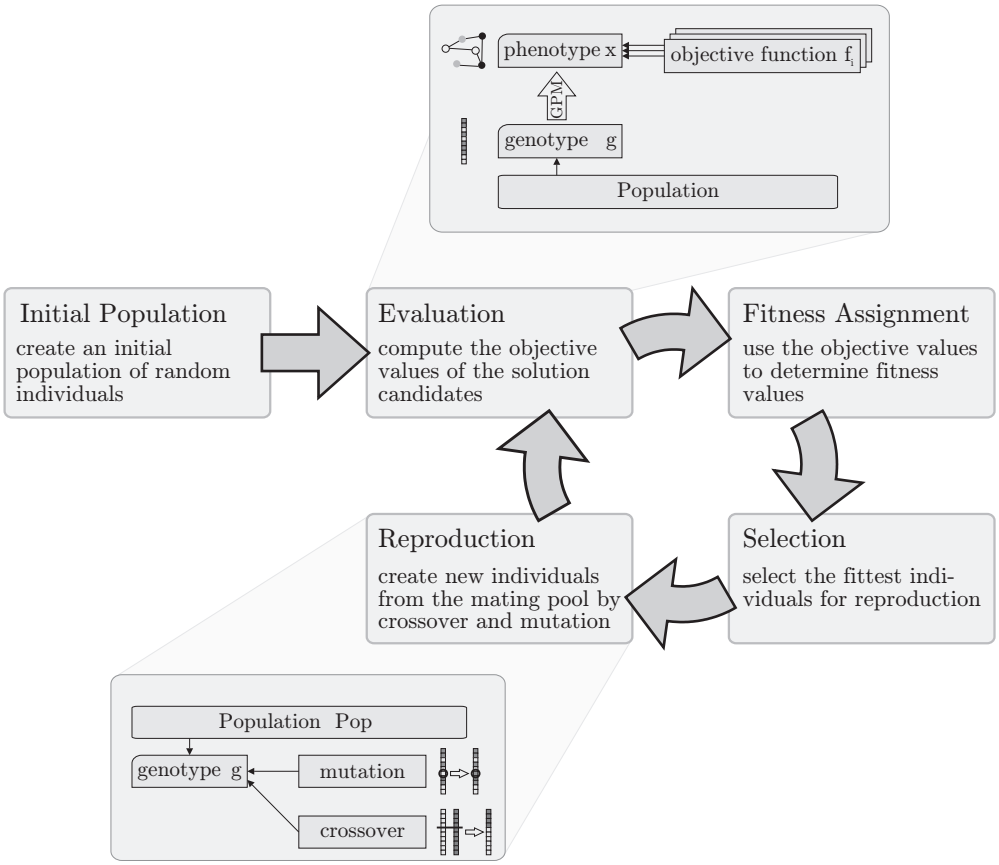


FIG. 6.3 – Principe de fonctionnement d'un algorithme génétique. Source : Weise (2008)

représentent des données qualitatives : les valeurs possibles de chaque variable sont les cultures et il n'existe pas de relation d'ordre entre elles. TOURNESOL utilise donc un algorithme génétique (voir encadré 1). L'implémentation informatique utilise la bibliothèque dédiée GAlib (Wall 1999), qui a été développée par Matthew Wall au Massachussets Institute of Technology (MIT) et qui est disponible sous licence libre.

6.3.4 Règles agronomiques

6.3.4.1 Effets précédents

Le rendement d'une culture sur une parcelle est influencé par la culture présente sur la parcelle durant la campagne précédente. Les agriculteurs tiennent compte de ce phénomène en choisissant leur assolement et privilégient des rotations qui tirent parti des complémentarités entre cultures. Pour représenter de façon adéquate la dynamique temporelle des assolements, il faut donc intégrer les règles agronomiques qui régissent les successions culturales. Une solution possible serait d'avoir des rotations fixées à

Les algorithmes génétiques sont une méthode d'optimisation heuristique, c'est-à-dire qu'ils proposent en un temps de calcul raisonnable une solution réalisable et proche de l'optimum. Les méthodes heuristiques sont utilisées lorsqu'un problème d'optimisation est trop complexe pour être résolu de façon exacte par une méthode fournissant de façon certaine la ou les solutions optimales. Les algorithmes génétiques s'inspirent du principe de sélection naturelle (Weise 2008). Ils consistent à faire « *évoluer* » une population de solutions au cours d'un certain nombre de « *générations* », en appliquant une pression de sélection selon la *fonction-objectif* à optimiser (Fig. 6.3).
Une solution au problème à résoudre est encodée sous forme d'un génome, qui est un ensemble de valeurs représentant les variables à optimiser (Weise 2008). Ces variables peuvent être de différents types : nombres réels, entiers, booléens, etc... Par exemple, dans TOURNESOL, le génome est un ensemble de variables discrètes dans lequel chaque variable désigne une parcelle et sa valeur désigne la culture à implanter sur cette parcelle. Chaque solution peut être évaluée par la *fonction-objectif* que l'on souhaite optimiser. Au départ de l'optimisation, une population est générée aléatoirement. Les individus de cette population sont évalués puis sélectionnés pour se reproduire pour la génération suivante. Les individus ayant obtenu un score élevé ont une probabilité plus forte d'être utilisés, ce qui constitue la pression de sélection. Au cours du mécanisme de reproduction permettant de passer d'une génération à l'autre, des « *mutations* » et des « *crossover* » ont lieu aléatoirement pour créer de nouveaux individus à partir des individus sélectionnés. La mutation consiste à modifier une valeur d'un gène et le crossover consiste à mélanger les valeurs des gènes de deux individus. Ce processus est répété sur de nombreuses générations (Fig. 6.3). Au cours de ce processus, la valeur de la fonction objectif pour le meilleur individu est progressivement améliorée et converge vers l'optimum.
Différents paramètres contrôlent l'optimisation : la taille de la population (le nombre d'individus qui composent chaque génération), le nombre de générations successives et le taux de mutation, qui est la probabilité qu'une mutation affecte un gène au cours du mécanisme de « reproduction ». Le temps de la calcul et la qualité de la solution choisie dépendent de ces paramètres, qui doivent être fixés en réalisant un compromis entre les deux aspects.
De nombreuses applications des algorithmes génétiques ont été proposées pour différentes catégories de problèmes d'optimisation et dans différents domaines, incluant le domaine agricole.

Encadré 1: Les algorithmes génétiques

l'avance et appliquées à des groupes de parcelles. Mais en exploitation d'élevage, on observe rarement des rotations régulières. Les aléas conduisent à des adaptations, car les objectifs de production en vue de nourrir le troupeau sont prépondérants.

Dans TOURNESOL, pour tenir compte de l'effet des successions culturales, les rendements attendus sont modulés par un coefficient caractéristique de chaque enchaînement de deux cultures. Le coefficient marquant l'effet de la culture c' sur la culture suivante c sera noté : $Prec_{c,c'}$. S'il est supérieur à 1, la culture c est favorisée, et inversement. Les valeurs utilisées dans MÉLODIE pour les principales cultures de l'Ouest de la France ont été établies d'après F. Garcia (communication personnelle) après consultation d'experts dans différents organismes de recherche et développement agricole.

6.3.4.2 Modulation du potentiel par parcelle

Toutes les parcelles d'une exploitation ne sont pas homogènes en termes de potentiels de rendement. Cela peut s'expliquer par des différences de type de sol et d'utilisation passée. La différence entre des parcelles peut être plus marquée pour certaines cultures que pour d'autres. Il faut donc tenir compte du potentiel de rendement spécifique de chaque culture sur chaque parcelle. Les rendements attendus sont donc multipliés par un coefficient $Spec_{p,c}$ représentant le potentiel relatif de la parcelle p pour la culture c. Ces coefficients sont entrés par l'utilisateur du modèle.

6.3.4.3 Fréquences et délais de non retour

L'apparition trop fréquente d'une culture sur une même parcelle peut aboutir à des pertes de rendement, à cause de la pression exercée par les adventices et les bioagresseurs. Cet effet est partiellement pris en compte par les coefficients $Prev_{c,c}$, caractérisant l'effet de la répétition de la culture c. Mais cet effet s'étend au-delà des successions sur deux ans. Il est pris en compte de deux façons dans TOURNESOL. Tout d'abord, la fréquence d'apparition de chaque culture sur chaque parcelle ($Freq_{p,c}$) est calculée chaque année, sur l'ensemble des années de simulation précédentes. Si cette fréquence dépasse le seuil $FreqMax_c$, alors le rendement attendu est multiplié par le coefficient suivant :

$$\frac{FreqMax_c}{Freq_{p,c}}$$

D'autre part, les pratiques observées sur le terrain consistent souvent à imposer un délai de non retour. Dans TOURNESOL, ces délais sont appliqués de façon stricte, à la différence des autres règles, qui modulent le rendement attendu.

La fréquence maximale et le délai de non retour d'une culture sont des entrées du modèle.

6.3.4.4 Calcul des rendements attendus

Pour les productions dont l'utilisateur spécifie que le rendement doit être modulé par les règles agronomiques, le calcul du rendement attendu est fait en combinant les différents effets décrits dans les paragraphes précédents :

$$Rdt_{p,c,pr} = RdtBase_{c,pr} \times Spec_{p,c} \times Prec_{c,c'} \times min\left(\frac{FreqMax_c}{Freq_{p,c}}, 1\right) \tag{6.2}$$

6.3.4.5 Cultures pluriannuelles

Pour les cultures pluriannuelles, l'utilisateur spécifie des nombres d'années minimum et maximum pour la destruction. Ces règles sont appliquées de façon stricte. Il est donc par exemple possible d'imposer aux prairies temporaires de rester en place au moins 3 ans et d'être forcément renouvelées si elles atteignent 5 ans.

6.3.5 Spécificités du pâturage

Le calcul des quantités d'herbe disponibles pour le pâturage des vaches laitières et des génisses doit prendre en compte l'accessibilité des parcelles pour ces deux lots. En effet, une parcelle peut ne pas être accessible, à cause d'une trop grande distance aux bâtiments d'élevage ou à cause d'un obstacle au passage des animaux.

On considère que la culture *prairie* a, parmi ses productions, l'herbe pâturable par les vaches et l'herbe pâturable par les génisses. On calcule les quantités produites en ne considérant que les parcelles accessibles au lot concerné. Cependant, à cause du recouvrement partiel entre les ensembles de parcelles accessibles aux deux lots, il est possible qu'un assolement produise suffisamment d'herbe pâturée pour chaque lot, mais pas pour les deux en même temps. On ajoute donc une contrainte sur l'herbe pâturée totale, dont la quantité produite est calculée sur l'ensemble des parcelles accessibles soit aux vaches, soit aux génisses. Enfin, on ajoute une contrainte sur la production d'herbe totale, rassemblant l'herbe pâturée et l'herbe conservée, car l'herbe conservée peut être produite sur des parcelles pouvant être pâturées.

6.3.6 Jachère

La politique agricole commune impose qu'une certaine surface soit laissée en jachère, avec des règles variables selon les années. Cette surface est proportionnelle à la surface emblavée en céréales et oléoprotéagineux. La jachère peut donc être considérée comme une simple contrainte dans le modèle, mais le besoin associé ne peut être calculé à l'avance : il dépend de l'assolement. Ce besoin est donc évalué pour chaque assolement pour lequel la fonction objectif est calculée.

6.3.7 Prise en compte des contraintes d'épandage

Toutes les cultures n'ont pas la même capacité à valoriser les engrais de ferme produits sur l'exploitation. La différence entre les cultures se pose en termes quantitatifs (quantités d'éléments fertilisants valorisables) et qualitatifs (possibilité ou non d'épandre un engrais de ferme donné sur une culture donnée). Dans les exploitations où les chargements sont les plus importants, le choix de l'assolement est fait en prenant en compte la

capacité à recevoir l'ensemble des engrais de ferme produits sur l'exploitation, en mettant à part les possibilités d'épandage sur des terres extérieures à l'exploitation (MM. Cabaret, communication personnelle).

Dans une première étape, la fertilisation pour chaque parcelle est calculée à l'aide du module de fertilisation de FUMIGÈNE, présenté dans la partie 6.4.2, page 119. Les quantités totales de N et P valorisables sont ensuite comparées aux quantités contenues dans les effluents à gérer.

Cependant, il faut tenir compte des possibilités d'épandage sur les différentes cultures. Afin de simplifier les calculs, les effluents sont répartis en trois groupes : les effluents solides (fumiers, composts), les effluents liquides (lisiers) et les effluents peu chargés (eaux de lavage). On considère que les effluents d'un même groupe peuvent être épandus sur les mêmes cultures. La possibilité ou non d'épandre un type d'effluents sur une culture est une entrée du modèle.

Pour intégrer la possibilité d'épandre les effluents à la fonction objectif, on introduit dans le modèle des contraintes, au sens défini en 6.3.2, dont le « besoin » représente une quantité de N ou de P à gérer pour un groupe d'effluents. La « production » est alors la somme des quantités de N ou P épandables sur les parcelles où le groupe d'effluents est autorisé (compte tenu de la culture). Comme pour l'herbe pâturée, il est nécessaire de vérifier les différentes combinaisons d'effluents. Il est par exemple possible qu'un assolement permette de valoriser tout le fumier d'une part et tout le lisier d'autre part, mais pas ensemble. Inversement, il est possible qu'un assolement permette de valoriser la quantité totale de N contenue dans tous les effluents, mais qu'il y ait un blocage pour un des groupes. Il y a donc au total 7 contraintes pour chaque élément fertilisant (N et P) : 3 représentant chaque groupe d'effluents, 3 représentant les combinaisons de deux groupes, et une pour le total des trois groupes.

Pour chacune de ces contraintes, le bénéfice associé aux excédents est nul. En effet, il est inutile de sélectionner un assolement ayant la plus grande capacité de valorisation possible. Il suffit de s'assurer que les effluents qui doivent être gérés pourront l'être. Le coût associé à chaque tonne de N ou P ne pouvant être épandue est une valeur arbitraire, qui doit être établie de manière à obtenir un compromis entre production d'aliments et possibilités d'épandage, s'il y a concurrence. On notera toutefois que ce dernier cas est relativement rare. Les exploitations dans lesquelles les possibilités de valoriser les effluents sont limitantes, sont en général des exploitations ayant un atelier hors-sol et la production d'aliments ne contraint pas fortement l'assolement, et inversement.

6.4 Établissement du plan prévisionnel de fumure à l'aide de FUMIGÈNE

6.4.1 Principes généraux

Le choix d'un plan prévisionnel de fumure est une décision prise en fonction de nombreux facteurs de différents types (Fig. 6.4). FUMIGÈNE traduit une *stratégie* de gestion des effluents en plans prévisionnels de fumure, en prenant en compte ces facteurs

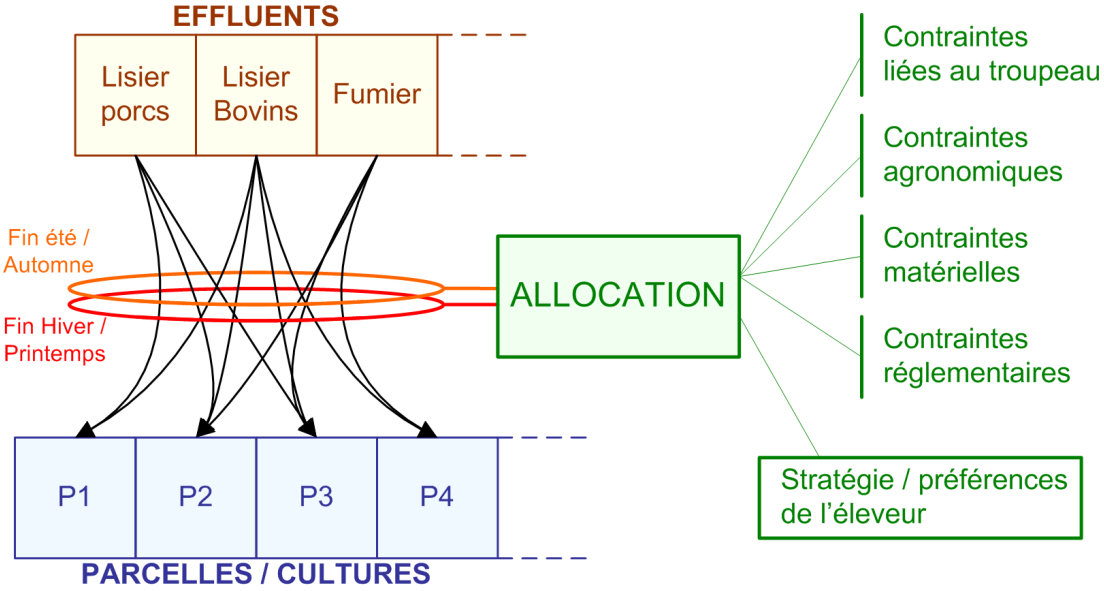


FIG. 6.4 – Choix d'un plan prévisionnel de fumure par les éleveurs

(Fig. 6.5). Un plan prévisionnel de fumure pour une année donnée est défini ici comme une allocation de quantités des différents effluents à épandre sur les différentes parcelles de l'exploitation, au cours de deux périodes de l'année. FUMIGÈNE génère les plans de fumure de chaque année séparément, mais peut se servir des plans réalisés pour les années précédentes afin de tenir compte de l'historique de fertilisation de chaque parcelle. L'allocation est faite en utilisant une procédure de programmation linéaire dont le but est de générer le plan de fumure qui convient le mieux à la stratégie de l'éleveur, tout en respectant des contraintes à l'échelle de l'exploitation et de la parcelle. A l'échelle de l'exploitation, la principale contrainte est que la production prévisionnelle de chaque effluent doit être épandue ou exportée en totalité. A l'échelle de la parcelle, les principales contraintes sont les limitations matérielles sur les doses épandues et les besoins en éléments fertilisants des coutures. Pour chaque parcelle, la procédure de programmation linéaire prend en compte les doses maximales d'azote et de phosphore qui peuvent être épandues.

FUMIGÈNE comprend un module de fertilisation qui calcule ces doses de N et P afin de satisfaire les besoins des plantes, en se basant sur un objectif de rendement fourni par l'utilisateur. Ce module utilise l'historique de fertilisation de chaque parcelle. Pour des simulations pluriannuelles, les plans prévisionnels de fumure peuvent être utilisés, si la fertilisation réalisée n'est pas disponible. Lorsque FUMIGÈNE est utilisé hors de MÉLODIE, le module de fertilisation n'est pas obligatoirement utilisé. Les doses de N et P peuvent être directement entrées, si les pratiques de l'éleveur diffèrent des règles de calcul incluses dans le modèle.

L'année est divisée en périodes pour pouvoir prendre en compte les contraintes liées à la capacité de stockage des effluents. Il y a en général un point critique à la

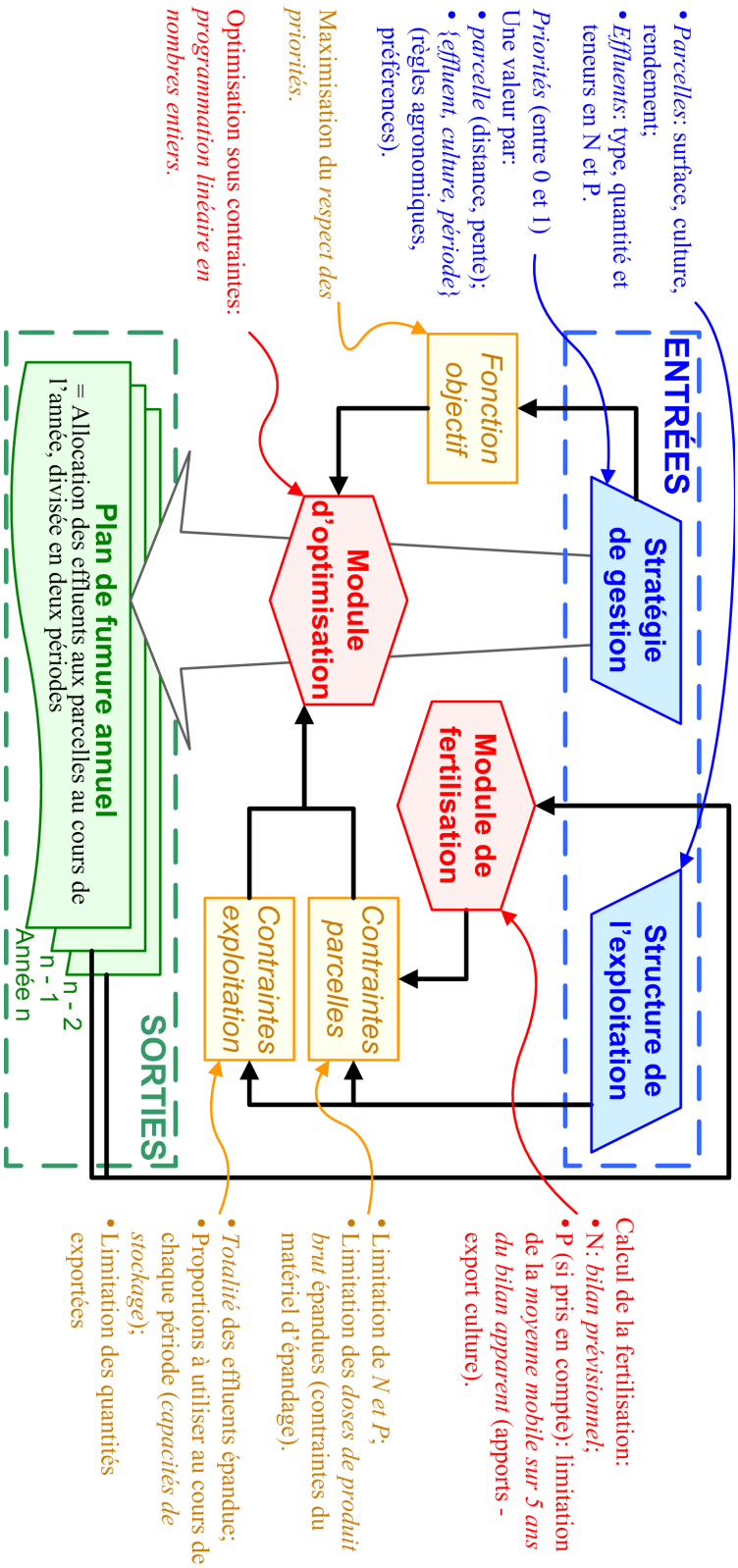


FIG. 6.5 – Fonctionnement général de du modèle FUMIGÈNE

fin de l'hiver, en particulier lorsque la période automne - hiver est très pluvieuse. Les éleveurs doivent épandre une quantité suffisante en automne, de manière à éviter que les stocks soient pleins avant la fin de l'hiver. Dans FUMIGÈNE, l'année est divisée en deux périodes. La première s'étend d'août jusqu'à l'interdiction hivernale d'épandage et la seconde s'étend de la fin de la période d'interdiction jusqu'à juillet. Les dates de la période d'interdiction hivernale d'épandage varient en fonction du type d'effluent et de la réglementation départementale. La date précise d'épandage dépend de l'effluent et de la culture, et peut être déterminée séparément (cf 6.5.3). Il n'est donc pas nécessaire de diviser l'année plus finement dans FUMIGÈNE.

La stratégie de gestion des effluents est représentée par un jeu de priorités associées à chaque parcelle d'une part, et à chaque triplet {effluent, culture, période} d'autre part. Ces priorités sont des valeurs entre 0 et 1 (1 étant la plus forte priorité). Elles sont entrées par l'utilisateur, et reflètent principalement des facteurs agronomiques et économiques. Par exemple, les parcelles les plus éloignées des bâtiments d'élevage seront associées à une priorité plus faible, en raison des coûts de transport de l'effluent. Cependant, il n'y a pas de relation universelle entre distance et priorité : 5 km peut être une distance acceptable pour une exploitation au parcellaire morcelé, tandis que cela peut être trop éloigné pour une exploitation au parcellaire groupé. La présence d'obstacles comme une route à fort trafic ou d'autres variables comme le type de sol ou la pente doivent également être prises en compte. Un éleveur peut aussi chercher à maintenir le stock de matière organique de toutes ses parcelles, et toutes leur donner la même priorité. Les priorités caractérisant les triplets {effluent, culture, période} sont fixées par l'utilisateur en fonction de règles agronomiques et sont largement influencées par les préférences du décideur dont on modélise la stratégie. Comme les priorités sont fixées en fonction des facteurs que l'éleveur lui-même prend en compte, la plupart des stratégies de gestion peuvent être représentées, même si elles ne sont pas optimales sur un plan économique. Cette approche a été choisie afin de pouvoir simuler la variabilité observée sur le terrain pour la gestion des effluents, ce qui permet d'en étudier les conséquences environnementales.

6.4.2 Le module de fertilisation

En accord avec les objectifs du modèle, le module de fertilisation estime la fertilisation azotée et phosphatée conseillées, en supposant une année climatique et des rendements moyens.

6.4.2.1 Azote

Lors de l'établissement d'un plan prévisionnel de fumure, l'azote est le principal élément fertilisant considéré, voire le seul. Il joue un rôle clé dans l'allocation des effluents. L'objectif de ce module est de calculer des conseils de fertilisation proches de ceux utilisés en routine par les éleveurs. Les réglementations environnementales spécifient que le calcul de la fertilisation doit suivre les recommandations du comité français d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée (COMIFER). La fertilisation azotée

Année après épandage	Fumier	Lisier
0	25.0%	60.0%
1	7.5%	3.2%
2	5.4%	1.8%
3	3.1%	1.7%
4	2.9%	1.7%
5	2.8%	1.6%
6	2.7%	1.5%
7	2.5%	1.4%
8	2.4%	1.4%
9	2.3%	1.3%

TAB. 6.1 – Paramètres pour la prévision de la minéralisation des effluents bovins : proportion de l'apport total d'azote disponible pour prélèvement par la plante au cours de l'année n suivant l'épandage. D'après Pratt *et al.* (1976) et Morvan *et al.* (2007).

est donc calculée en utilisant la méthode du bilan prévisionnel, qui a pour origine les travaux de Rémy et Hébert (1977). Le principe de cette méthode est d'équilibrer le bilan entre fertilisation et fournitures du sol d'une part, et besoins de la culture d'autre part. Les fournitures du sol incluent notamment différents termes de minéralisation :

- minéralisation basale de l'humus ;
- minéralisation des résidus de la culture précédente ;
- minéralisation liée à la dernière destruction de prairie ;
- arrière-effets des apports d'engrais de ferme antérieurs

Des références existent pour estimer les différents termes (Schvartz *et al.* 2005, par exemple). La méthode est conçue pour être utilisable facilement sur le terrain, avec peu de données. Les arrière-effets des apports d'effluents sont estimés grâce à une table, en fonction de la fréquence moyenne d'apport et du type d'effluent apporté. Cependant, dans les faits, la fréquence n'est pas régulière et le type d'effluent apporté peut varier. Pour les besoins du modèle, nous avons choisi de passer par un calcul direct, en fonction de l'historique de fertilisation. Ce calcul est basé sur une équation de type « decay series » proposée par Pratt *et al.* (1976). Il s'agit d'une équation de décroissance exponentielle dans laquelle le taux de minéralisation varie pour chaque année suivant l'épandage. Les paramètres proposés pour les fumiers n'étaient pas en accord avec des essais récents et FUMIGÈNE utilise les paramètres proposés par Morvan *et al.* (2007). Les paramètres utilisés sont donnés dans le tableau 6.1. Pour une année donnée et sur une parcelle donnée, l'arrière-effet des épandages précédents est la somme pour tous les épandages précédents des minéralisations calculées à l'aide de cette équation.

Les prairies peuvent recevoir directement les déjections des animaux au pâturage. La quantité totale d'azote excrétée au pâturage est une entrée du modèle. Par défaut, on considère que 15 % de cette quantité sont disponibles pour la plante durant l'année de rejet. Il s'agit d'une valeur moyenne dans la large gamme proposée par différentes

études (Deenen et Middelkoop 1992 ; Decau *et al.* 2003, par exemple). Cette valeur peut être modifiée par l'utilisateur.

6.4.2.2 Phosphore

Les inquiétudes autour des impacts environnementaux des émissions de phosphore par l'agriculture sont plus récentes que pour l'azote. Il n'existe pas de règles concernant les excès de phosphore apportés par les effluents. Le phosphore est moins mobile dans le sol que l'azote et il est possible d'équilibrer la fertilisation sur plusieurs années en considérant qu'un excès une année donnée peut être utilisé pendant les années suivantes, même si la disponibilité varie suivant les types de sols. Nous avons choisi de placer une contrainte sur la moyenne mobile du bilan apparent du phosphore annuel pour chaque parcelle. Pour chaque année et pour chaque parcelle, le bilan apparent du phosphore est la somme des entrées par les effluents et les engrais minéraux, à laquelle on retranche la quantité exportée par la culture. La quantité de phosphore admissible pour l'année suivante est calculée de manière à ce que la moyenne mobile sur une durée de D années ne dépasse pas un seuil fixé.

$$Pmax_n = D \times BilP_{max} + ExpP_n - \sum_{i=1}^{D-1} BilP_{D-i} \tag{6.3}$$

où :

- $Pmax_n$ est la quantité maximale de phosphore admissible sur la parcelle au cours de l'année n ;
- $BilP_{max}$ est la valeur maximale de la moyenne mobile du bilan sur D années ;
- $ExpP_n$ est la quantité prévisionnelle de phosphore exportée au cours de l'année n ;
- $BilP_i$ est le bilan apparent du phosphore observé au cours de l'année i.

Les variables renseignées en entrée du modèle sont D, $BilP_{max}$ et la quantité de phosphore exportée par unité de rendement de chaque culture. D doit refléter la durée moyenne des rotations culturales. Ce mode de calcul est très flexible d'une année sur l'autre. Une forte fertilisation en phosphore est possible une année donnée si les apports des années précédentes ont été faibles. Mais à long terme, $BilP_{max}$ détermine la tendance de l'évolution du stock de phosphore dans le sol. $BilP_{max}$ est fixé indépendamment pour chaque parcelle et devrait être positif pour celles dont le stock de phosphore est faible : des excédents sont acceptés. Au contraire, $BilP_{max}$ devrait être négatif pour les parcelles où le stock de phosphore est élevé et devrait être réduit.

Le mode de calcul présenté ici est intégré dans FUMIGÈNE dans un but prospectif, pour étudier quelles conséquences pourrait avoir l'inclusion de contraintes strictes sur le phosphore. Ces questions ne sont pas traitées dans le cadre de ce document, mais un exemple d'application est donné dans Chardon *et al.* (2008).

6.4.3 Le module de programmation linéaire

L'objectif est de déterminer les doses de chaque effluent à apporter sur chaque parcelle (l'assolement étant connu), au cours de chaque période considérée. Dans la suite de ce document, la dose (en tonnes ou m^3 de produit brut par hectare) de l'effluent e à apporter sur la parcelle p au cours de la saison s sera notée :

$$X_{e,p,s}$$

De plus, il est possible d'exporter une partie des effluents produits. Dans la suite, la quantité (en tonnes ou m^3 de produit brut) d'effluent e exportée au cours de la saison s sera notée :

$$E_{e,s}$$

Le nombre d'effluents et de parcelles sur l'exploitation et le nombre de périodes considérées (indices s pour *saison*) seront respectivement notés : N_e, N_p et N_s.

6.4.3.1 Contraintes à l'échelle de l'exploitation

Pour chaque effluent, la somme des quantités à épandre ou à exporter doit correspondre aux prévisions de production au cours de l'année. Cette prévision est une entrée du modèle et peut être effectuée soit en considérant les quantités réellement produites les années précédentes, soit en utilisant des équations dédiées à ce calcul.

$\forall e \in \{1, \ldots, N_e\}$

$$\sum_{p=1}^{N_p} \sum_{s=1}^{N_s} (X_{e,p,s} \times SurfEp_p) + \sum_{s=1}^{N_s} E_{e,s} = Q_e \tag{6.4}$$

où :

- Q_e est la production prévue d'effluent e pendant l'année ;
- $SurfEp_p$ est la surface épandable de la parcelle p.

D'autre part, la capacité de stockage des effluents étant limitée, il peut être nécessaire d'imposer qu'une certaine proportion de chaque effluent soit épandue (ou exportée) au cours d'une période donnée. On peut par exemple imposer d'épandre au moins 30 % du lisier en automne, de manière à pouvoir stocker la production de l'hiver.

$\forall e \in \{1, \ldots, N_e\} \quad \& \quad \forall s \in \{1, \ldots, N_s\}$

$$\sum_{p=1}^{N_p} (X_{e,p,s} \times SurfEp_p) + E_{e,s} \geq PropMin_{e,s} \times Q_e \tag{6.5}$$

où :

- $PropMin_{e,s}$ est la proportion minimale de Q_e que l'on souhaite épandre au cours de la saison s.

Les quantités exportées doivent être majorées afin de respecter le potentiel de valorisation des parcelles des prêteurs. Ces quantités doivent également être minorées : dans certains cas, l'éleveur s'engage par contrat à fournir une certaine quantité d'effluent, quitte à acheter de l'engrais minéral si besoin.

$\forall e \in \{1, \ldots, N_e\} \quad \& \quad \forall s \in \{1, \ldots, N_s\}$

$$E_{e,s} \leq ExportMax_{e,s} \tag{6.6}$$

$$E_{e,s} \geq ExportMin_{e,s} \tag{6.7}$$

où :

- $ExportMax_{e,s}$ et $ExportMin_{e,s}$ représentent respectivement les quantités maximales et minimales de l'effluent e exportées au cours de la saison s

6.4.3.2 Contraintes à l'échelle de la parcelle

La quantité d'effluents épandue sur chaque parcelle est limitée par les besoins de la culture. Les quantités maximales de N et P qui peuvent être épandues sont soit calculées par le module de fertilisation, soit spécifiées par l'utilisateur.

A cause de l'incertitude entourant les teneurs en N et P des effluents, les éleveurs peuvent choisir de ne pas satisfaire la totalité des besoins des cultures grâce aux effluents, et de garder une part d'engrais minéraux sur chaque parcelle. Dans FUMIGÈNE, l'utilisateur peut fixer une proportion maximale des besoins en N et P satisfaite par chaque effluent et par le total des effluents.

$\forall p \in \{1, \ldots, N_p\}$

$$\sum_{e=1}^{N_e} \sum_{s=1}^{N_s} (X_{e,p,s} \times [N]_e \times CEq_{e,c,s}) \leq MaxN_p \times PropMaxOrg_c \tag{6.8}$$

où :

- $MaxN_p$ représente la quantité maximale d'N (en kg.ha^{-1}) qu'il est possible d'épandre sur la parcelle p (la culture de l'année étant connue) ;
- $[N]_e$ est la teneur en N de l'effluent e ;
- $CEquiv_{e,c,s}$ est le coefficient d'équivalence de l'effluent e épandu sur la culture c à la saison s (i.e. proportion qui se minéralise et est utilisable par la culture en 1ere année) ;
- $PropMaxOrg_c$ est la proportion maximale des besoins de la culture c que l'on accepte de couvrir avec des engrais organiques.

$\forall p \in \{1, \ldots, N_p\} \quad \& \quad \forall e \in \{1, \ldots, N_e\}$

$$\sum_{s=1}^{N_s} (X_{e,p,s} \times [N]_e \times CEq_{e,c,s}) \leq MaxN_p \times PropMax_{e,c} \tag{6.9}$$

où :

– $PropMax_{e,c}$ est la proportion maximale des besoins (de la culture c) que l'on accepte de couvrir avec l'effluent e.

Les équations (6.8) et (6.9) sont écrites ici seulement pour l'azote, mais ont des équivalents pour le phosphore.

Les doses d'effluents épandues sur une parcelle sont limitées par des contraintes matérielles. Les matériels d'épandage ne peuvent en général pas épandre correctement de faibles doses, et cela ne correspond pas aux pratiques des agriculteurs. Ces doses minimales sont situées autour de 15 t/Ha pour les fumiers, et 20 m^3/Ha pour les lisiers. Inversement, épandre de très fortes doses n'est pas possible non plus, par exemple à cause du risque de ruissellement direct du lisier. Les valeurs maximales possibles sont de l'ordre de 40 t/Ha pour les fumiers et 50 m^3/Ha pour les lisiers. Pour certaines cultures, il est possible de réaliser plusieurs épandages pendant une même période. La dose maximale de chaque effluent est donc multipliée par le nombre d'apports possibles.

$\forall p \in \{1, \ldots, N_p\} \quad \& \quad \forall e \in \{1, \ldots, N_e\} \quad \& \quad \forall s \in \{1, \ldots, N_s\}$

$$X_{e,p,s} \leq EpMax_e \times NbAppMax_{e,c,s} \times Y_{e,p,s} X_{e,p,s} \qquad \geq EpMin_e \times Y_{e,p,s} \tag{6.10}$$

où :

– $EpMin_e$ et $EpMax_e$ représentent respectivement les quantités minimales et maximales de l'effluent e (en t.ha^{-1} ou m^3.ha^{-1}) qu'il est possible d'épandre à chaque apport ;
– $NbAppMax_{e,c,s}$ est le nombre maximal d'apports de l'effluent e réalisable sur la culture c au cours de la saison s.
– $Y_{e,p,s}$ est un **booléen** indiquant si l'effluent e est épandu sur la parcelle p au cours de la saison s. Il s'agit d'une *variable auxiliaire du modèle*, c'est-à-dire qu'au cours du calcul d'optimisation, cette variable est fixée à 1 s'il y épandage, et à 0 sinon.

Pour certains effluents, il peut être nécessaire de considérer d'autres éléments (métaux lourds dans les boues d'épuration, notamment). Ce type de limitation n'est pas directement intégré. Pour en tenir compte, il faut limiter directement les épandages de l'effluent considéré en utilisant l'équation (6.10). Il n'est pas possible de calculer les quantités épandables pour chaque parcelle en fonction du sol et des besoins de la culture, comme pour l'azote.

Par exemple, soit une boue contenant 100 g d'un élément X par tonne de matière sèche. On considère que les cultures réalisées sur l'exploitation exportent en moyenne 400 g de X par an. On limitera donc le nombre d'apports de cette boue à un par an, avec au maximum 4 tonnes de MS.

6.4.3.3 Fonction objectif

La fonction objectif que l'on cherche à maximiser traduit le degré de satisfaction des priorités fixées en entrée du modèle. Ces priorités se traduisent par :

– un coefficient entre 0 et 1 pour chaque triplet {effluent, culture, saison} ;
– un coefficient entre 0 et 1 pour chaque parcelle.

L'assolement étant connu, nous pouvons multiplier ces valeurs pour obtenir une priorité pour chaque triplet {effluent, parcelle, saison} : $P_{e,p,s}$. On cherche à maximiser la priorité à laquelle chaque tonne ou m^3 d'effluent est épandue. La fonction objectif est donc la priorité moyenne des épandages, pondérée par les quantités épandues :

$$F = \sum_{e=1}^{N_e} \sum_{p=1}^{N_p} \sum_{s=1}^{N_s} (P_{e,p,s} \times X_{e,p,s} \times SurfEp_p) \tag{6.11}$$

6.4.3.4 Flexibilité

Les contraintes à l'échelle de la parcelle (équations 6.8, 6.9 et 6.10) doivent être appliquées avec flexibilité. Quand aucune autre solution n'est faisable, il est possible d'épandre à des doses légèrement supérieures aux seuils présentés précédemment. Cette possibilité est introduite dans le modèle grâce à des variables auxiliaires. Pour chaque variable $X_{e,p,s}$, une variable $X^{supp}_{e,p,s}$ représente la dose « supplémentaire » épandue. La flexibilité est limitée, de manière à ne pas obtenir des doses trop élevées pour quelques parcelles. Le paramètre Φ_{tol} indique la tolérance placée sur les contraintes. Par exemple, $\Phi_{tol} = 0,1$ signifie que sur chaque parcelle, les quantités maximales de N et P, ainsi que les doses brutes maximales, peuvent être dépassées de 10 %. Pour ce faire, les équations 6.8, 6.9 et 6.10 sont dupliquées, et s'appliquent à la somme $X + X^{supp}$ (au lieu de X seulement). Les valeurs des termes de droite de l'équation sont multipliées par Φ_{tol}. En ce qui concerne la fonction objectif, les priorités associées avec les variables X_{supp} sont négatives, de sorte qu'elles seront utilisées si et seulement si aucune solution n'est faisable. Cependant, l'ordre de préférence doit être conservé. On utilise donc la formule suivante :

$\forall p \in \{1, \ldots, N_p\} \quad \& \quad \forall e \in \{1, \ldots, N_e\} \quad \& \quad \forall s \in \{1, \ldots, N_s\}$

$$P^{supp}_{e,p,s} = P_{e,p,s} - 1$$

6.4.4 Implémentation

Pour les algorithmes de programmation linéaire mixte, FUMIGÈNE utilise la bibliothèque dédiée lpsolve (Berkelaar *et al.* 2005). Selon les nombreux exemples de projets l'utilisant, il s'agit d'une bibliothèque performante et capable de résoudre des problèmes de grande dimension. Elle est disponible sous licence libre (LGPL), ce qui permet de l'intégrer dans notre projet sans restrictions même en cas de distribution du simulateur. Ceci serait beaucoup plus difficile avec un solveur publié sous licence « propriétaire ».

6.5 Couplage avec MÉLODIE : traduction des résultats de TOURNESOL et FUMIGÈNE en plans d'activités

Dans MÉLODIE, les modules de planification, TOURNESOL et FUMIGÈNE, sont appelés une fois par année simulée, au premier septembre. Cette date a été choisie car

elle marque le début de la campagne culturale : les semis de colza doivent être réalisés début septembre.

Techniquement, la planification est réalisée par un *processus*, dont le pas de temps est l'année. Lors de l'initialisation de ce processus, une simulation avec TOURNESOL et FUMIGÈNE est créée. L'avancement de cette simulation est ensuite contrôlé par le processus de planification.

L'avancement du processus se fait en trois temps : tout d'abord, des informations sur l'état du système sont transmises à TOURNESOL et FUMIGÈNE (cf 6.5.1). Ensuite, l'assolement et le plan de fumure sont générés selon les principes présentés plus haut. Pour que les résultats puissent être utilisés, il faut les traduire en plan d'activités, au sens de l'ontologie des systèmes de production agricole (Martin-Clouaire et Rellier 2005). Cette étape, basée sur des itinéraires techniques types, est décrite en 6.5.2 et 6.5.3. Ainsi, le plan pourra être examiné et mis en œuvre par le pilote du système.

6.5.1 Adaptation aux conditions spécifiques de l'année

Les quantités d'aliments à produire varient chaque année, en fonction de l'état des stocks. Différents aléas peuvent expliquer des variations d'une année sur l'autre. Seul le principal aléa, le climat, est pris en compte dans MÉLODIE. Le climat influence le rendement des cultures, ce qui impacte les stocks de façon directe, mais aussi de façon indirecte. En effet, une faible production d'un aliment, comme par exemple l'herbe pâturée, entraîne des modifications de l'alimentation des animaux par rapport au plan. Ceci se traduit généralement par une consommation plus importante de fourrages conservés. La planification pour l'année suivante doit prendre en compte des besoins plus élevés pour ces fourrages conservés, afin de reconstituer les stocks manquants. Ce mécanisme est applicable à tous les aliments stockés. Les besoins en herbe pâturée seront par contre constants, car le plan d'alimentation (prévisionnel) est le même chaque année.

Pour que le besoin associé à un aliment puisse être adapté chaque année, l'utilisateur du modèle doit définir une valeur « consigne » du stock, *i.e.* la quantité qui devrait être en stock au moment de réaliser la planification. Le processus de planification ajoute alors au besoin la différence entre la valeur consigne et le stock réel. Cette différence peut être positive ou négative selon la quantité en stock et le besoin peut être augmenté aussi bien que réduit.

Au moment de la planification, les récoltes de la campagne précédente ne sont pas totalement terminées. Les cultures de maïs sont notamment toujours en place. Pourtant, il faut prendre en compte leur production, sinon un mauvais rendement en campagne n n'aurait d'effet qu'en campagne $n + 2$. On procède donc à une estimation grossière de la production à venir. L'entité *Aliment*, décrivant un aliment bovin ou porcin, est dotée d'une méthode *estimerRecolte*, vide à ce niveau. Les spécialisations de l'entité *Aliment*, comme l'entité *EnsilageMais*, peuvent définir cette méthode si besoin. Dans le cas de l'ensilage de maïs, on considère que la production de la campagne est égale aux stocks sur pieds au premier septembre, augmentés de 10 %. Grâce au caractère *virtuel* de la méthode, on peut facilement introduire dans le modèle de nouveaux types d'aliments, en leur attachant une façon propre d'estimer la production.

Ce mécanisme d'adaptation est mis en œuvre chaque année, sans effet mémoire : il n'y a pas de modifications sur le long terme des besoins en aliments. Les rendements moyens utilisés par TOURNESOL doivent donc correspondre à la moyenne des rendements réalisés (*i.e.* la moyenne des rendements issus de STICS). Dans le cas contraire, MÉLODIE cherchera en permanence à adapter les besoins utilisés dans TOURNESOL, sans jamais corriger pleinement la trajectoire. On risque alors d'observer une trop grande amplitude dans les variations des stocks, ou des oscillations.

Le même principe est appliqué pour les effluents. L'utilisateur du modèle définit, pour chaque stock d'effluent, une valeur « consigne » qui devrait être atteinte au premier septembre. Chaque année, on ajoute aux quantités d'effluents à gérer la différence entre la quantité en stock et la valeur consigne. Si le stock est supérieur à la consigne, alors la quantité à gérer est augmentée, de manière à évacuer l'excédent de stock, et inversement.

6.5.2 Itinéraires techniques types et traduction des assolements

Dans MÉLODIE, un itinéraire technique (ITk) type est un fragment de plan d'activité décrivant les activités à réaliser sur une parcelle pour y cultiver une culture donnée au cours d'une campagne (Fig. 6.6). Les activités primitives incluses dans un ITk type s'appliquent donc toutes à une entité de type *parcelle*. Les fenêtres temporelles caractérisant les activités sont exprimées pour la première année de simulation.

Pour générer le plan d'activités correspondant à un assolement, il faut sélectionner pour chaque parcelle l'ITk type approprié. Un ITk type est spécifique de la culture choisie pour la campagne à venir, mais aussi de la culture précédente sur la parcelle. En effet, la conduite d'une culture n'est pas toujours la même, en fonction du précédent. En particulier, on considère que la destruction d'une prairie fait partie de l'ITk de la culture suivante. Pour chaque culture, on spécifie donc plusieurs ITk types : certains sont caractéristiques d'un précédent et un ITk est utilisé par défaut, pour les autres cultures précédentes. L'ensemble des ITk types est à la disposition du pilote du système. Après la réalisation de la planification par TOURNESOL, il est donc aisé de sélectionner pour chaque parcelle l'ITk type à utiliser.

Une fois que l'ITk type pour une parcelle est sélectionné, il est dupliqué. L'ITk résultant est alors adapté au contexte. On spécifie que l'entité opérée pour toutes les primitives est la parcelle concernée. On adapte ensuite les dates des fenêtres temporelles caractérisant les activités, par une simple translation de la première année vers l'année en cours de planification. Par exemple, pour la troisième année de simulation, toutes les dates sont décalées de deux ans. Les activités ainsi générées sont toutes ajoutées en tant qu'éléments du plan d'activités global du pilote (Fig. 6.7). Ce plan d'activités est une conjonction (opérateur *and(...)*).

Avec cette approche, les cultures pluriannuelles comme la prairie constituent un cas particulier. En effet, certaines activités, en particulier le semis, ne doivent être exécutées que la première année. La distinction entre cultures précédentes pourrait être utilisée pour résoudre ce problème, par exemple pour la prairie, en construisant un ITk type spécifique de la succession *prairie-prairie* et ne contenant pas les activités spécifiques à la première année. Cependant, une prairie peut éventuellement être détruite

```
// Toutes les dates sont specifiees
// en jours a partir du 1er sept.

+ I itineraireTechniqueCulture ITKMais,
     nomCulture = mais;
    // Fenetres d'epandage (ne seront pas toutes utilisees)
     + E declencheEpandageStics,
           familleEffluent = 1; // Fumier
           prioriteFenetreEpandage = 1;
           minBegDate = 183;
     ;
     + E declencheEpandageStics,
           familleEffluent = 1; // Fumier
           prioriteFenetreEpandage = 1;
           minBegDate = 214;
     ;
     + E declencheEpandageStics,
           familleEffluent = 0; // Lisier
           prioriteFenetreEpandage = 2;
           minBegDate = 233;
     ;
     + E declencheEpandageStics,
           familleEffluent = 0; // Lisier
           prioriteFenetreEpandage = 1;
           minBegDate = 243;
     ;
     + E declencheFertilisationStics,
                 minBegDate = 246;
                 doseEpandue = 0; // calcule par le modele
     ;
     + E declencheSemisStics,
         minBegDate = 248;
     ;
     + E declencheRecolteStics,
         minBegDate = 379;
     ;
;
```

FIG. 6.6 – Exemple d'itinéraire technique type dans un fichier d'entrée de simulation

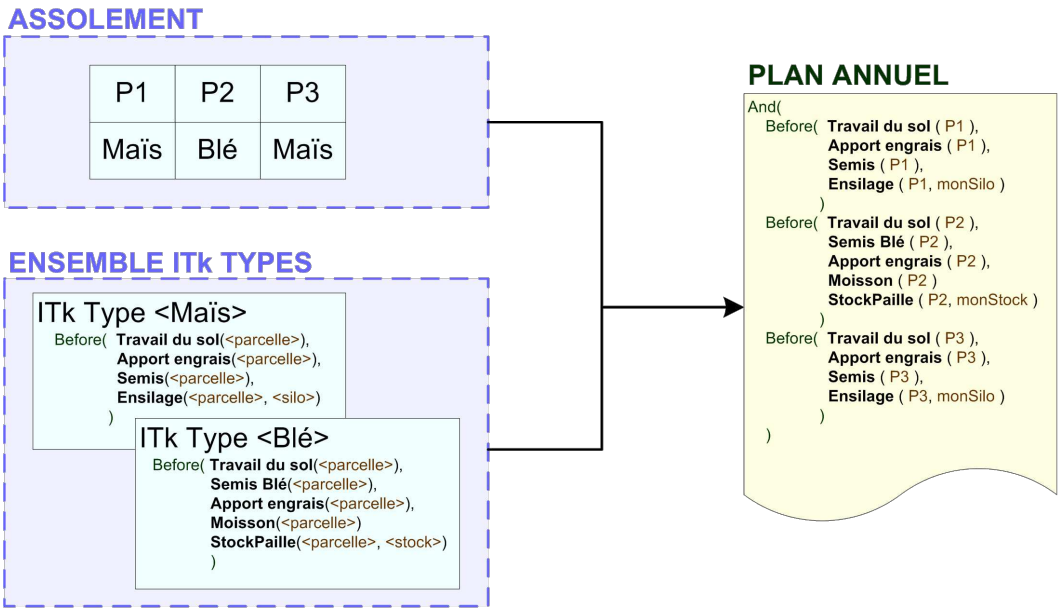


FIG. 6.7 – Exemple illustrant la traduction des assolements en plans d'activités à partir des itinéraires techniques (ITk) types

et réimplantée : la succession culturale *prairie-prairie* peut donc correspondre à un cas où les activités spécifiques à la première année de la culture doivent être réalisées. Par conséquent, un mécanisme spécifique a été créé. Chaque ITk type peut contenir un élément nommé *« activitesPremiereAnnee »*, et cet élément est ignoré si l'ITk ne correspond pas à la première année de la culture.

6.5.3 Fertilisation organique et minérale

Pour chaque culture, différents épandages sont possibles, en termes d'effluent épandu et de période d'épandage. FUMIGÈNE n'utilise pas forcément toutes les possibilités, mais un ITk type doit fournir les moyens de programmer tous les épandages pouvant être décidés. Dans MÉLODIE, un épandage est réalisé au cours de l'activité primitive *epandEngraisFerme*. Cette activité est caractérisée par l'engrais de ferme à épandre, et la dose (en t/Ha). Pour les besoins de la planification, un ITk type doit contenir des activités *epandEngraisFerme*, qui seront utilisées ou non (Fig. 6.6). A ce niveau, on appellera donc ces activités *« fenêtres d'épandage »*. Une fenêtre d'épandage n'est pas caractérisée par un effluent précis, mais par le type d'effluent à épandre. D'autre part, les fenêtres d'épandage correspondant au même type d'effluent et s'exécutant à la même période sont caractérisées par un degré de priorité.

Pour chaque combinaison {*effluent, parcelle, saison*}, si la dose à épandre programmée par FUMIGÈNE est non nulle, il faut trouver une ou plusieurs fenêtres d'épandage appropriées. Pour cela, on teste si chaque fenêtre vérifie les conditions suivantes : *(i)* le

type d'effluent doit correspondre et *(ii)* la date minimale d'ouverture de l'activité doit être dans la période spécifiée par FUMIGÈNE. Lorsque plusieurs activités peuvent correspondre, celle ayant le degré de priorité le plus fort est choisie. Si la dose spécifiée par FUMIGÈNE est trop importante pour être apportée en un seul épandage, elle est fractionnée, et l'activité d'épandage suivante (dans l'ordre des priorités) est utilisée. Une fois l'activité d'épandage sélectionnée, les sorties de FUMIGÈNE sont utilisées pour préciser quel effluent doit être épandu (jusque là, seul le type d'effluent était spécifié), et à quelle dose. Lorsque tous les épandages prévus sur une parcelle ont été programmés, les activités correspondant aux fenêtres d'épandage qui n'ont pas été utilisées sont supprimées du plan d'activités.

En conclusion, FUMIGÈNE détermine la grande période au cours de laquelle l'épandage doit avoir lieu, et la programmation précise des dates d'épandage est réalisée lors de cette phase, en fonction de l'ITk de la culture.

La fertilisation minérale est calculée par un corps de règles (entité générique *ReglesFertilisationMinerale*) pouvant être choisi indépendamment pour chaque culture. Autrement dit, l'entité *Culture* a un descripteur désignant une instance de *ReglesFertilisationMinerale* à utiliser. Ce corps de règles contient une fonction appelée lors de l'étape de planification et une fonction appelée lors d'une récolte ou d'une fauche. Dans la version actuelle de MÉLODIE, deux corps de règles différents sont implémentés, correspondant à deux entités filles de *ReglesFertilisationMinerale*. Le premier est destiné aux grandes cultures et contient uniquement une règle appelée lors de la planification, décrite ci-dessous. Le deuxième est destiné aux prairies et contient uniquement une règle appelée lors d'une fauche. Cette règle ne relève pas du module de planification, et elle est décrite dans la section 7.3 (page 147). Dans les deux cas, les règles ajoutent dans le plan des activités d'épandage d'engrais minéraux. Grâce au caractère générique du corps de règles, de nouvelles règles de calcul peuvent facilement être introduites dans le modèle, et interchangées au moment de l'exécution d'une simulation.

Selon la règle destinée aux grandes cultures implémentée dans la version actuelle, la fertilisation minérale azotée doit être ajustée en fonction des besoins de la culture et des apports d'azote par les effluents. FUMIGÈNE calcule les besoins de la culture à l'aide de la méthode du bilan prévisionnel, ainsi que les fournitures par les effluents (effets directs). La quantité totale d'N minéral à apporter est ensuite calculée par différence. Les apports d'engrais minéral sont réalisés par l'activité primitive *epandEngraisMineral*, qui est caractérisée par une dose d'N à apporter ($kg\ N/Ha$). Un ITk type peut contenir plusieurs activités *epandEngraisMineral*, avec une dose positive ou nulle. Lorsque la dose est strictement positive, elle est déduite du total d'N minéral à apporter, mais n'est pas modifiée. Ensuite, la dose d'N non couverte est répartie uniformément entre les activités *epandEngraisMineral* caractérisées par une dose nulle dans l'ITk type. Ce mode de fonctionnement permet de représenter correctement les pratiques observées sur le terrain, avec pour certaines cultures des apports fractionnés dont certains (par exemple au semis) sont réalisés avec une dose constante tandis que d'autres sont adaptés aux besoins de la culture.

En conclusion, TOURNESOL et FUMIGÈNE sont des modèles de *déconstruction*, ce

qui signifie qu'ils permettent de reconstituer des éléments détaillés à partir d'éléments connus mais généraux. En l'occurrence, TOURNESOL et FUMIGÈNE permettent de générer des assolements et des plans prévisionnels de fumure en fonction d'éléments de stratégie. La principale originalité est que les assolements générés sont cohérents à la fois dans leurs aspects spatiaux (surface et localisation des cultures) et dans leurs aspects dynamiques (rotation des cultures). Les autres approches se concentrent soit sur les rotations culturales sans considérer la logique à l'échelle de l'exploitation, soit sur les surfaces à consacrer à chaque culture. De même, les plans de fumure issus de FUMIGÈNE sont cohérents avec la stratégie de l'éleveur (Chardon *et al.* 2008). Les approches trouvées dans la littérature visent à améliorer leurs pratiques et proposent des plans de fumure optimisés sur un plan économique ou environnemental. L'objectif de MÉLODIE est d'évaluer des pratiques observées. Il était donc nécessaire de construire des modèles visant à *reproduire* les décisions des agriculteurs plutôt que directement à les améliorer.

L'intégration de ces sous-modèles dans MÉLODIE leur permet d'interagir avec le système biotechnique : les décisions générées prennent en compte l'état du système. Cette prise d'informations constitue une boucle de rétro-contrôle permettant d'améliorer la résilience du système face aux aléas climatiques à un niveau inter-annuel. Associé à la flexibilité du pilotage en cours d'année présentée dans le chapitre suivant, ce point constitue une des principales forces de MÉLODIE.

Chapitre 7

Décisions en cours d'année et mise en œuvre des plans d'activités

Sommaire

7.1 Les décisions opérationnelles dans Mélodie 135
7.2 Décisions liées à l'alimentation des bovins 136
7.2.1 Principes généraux 136
7.2.2 La gestion du pâturage : principes 137
7.2.3 La gestion du pâturage : règles de décisions impliquées 139
7.2.4 Insertion dans Mélodie 143
7.3 Fertilisation pilotée par les récoltes 147
7.4 Faisabilité des opérations 148
7.5 Extension à la gestion des ressources 149
7.6 Conclusion 151

La conduite d'une exploitation d'élevage fait appel à un grand nombre de décisions. Les plans d'activités portent une part importante et structurante de ces décisions. L'application flexible et dépendante du contexte de ces plans repose sur un ensemble de décisions prises en cours d'année, que l'on peut qualifier de décisions *opérationnelles*.

7.1 Les décisions opérationnelles dans MÉLODIE

Les plans générés par le module de planification fournissent la listes des activités primitives à exécuter au cours de l'année ainsi que des informations sur l'organisation de ces activités entre elles *via* les activités non primitives créées à l'aide des opérateurs d'agrégation. Les dates exactes d'exécution des activités et parfois certaines modalités ne sont pas entièrement déterminées dans le plan. Pour les dates, chaque activité peut être caractérisée par une fenêtre temporelle au cours de laquelle elle est autorisée à débuter et une fenêtre temporelle au cours de laquelle elle est autorisée à se terminer. Le plan est donc appliqué de façon *flexible*. Pour cela, une solution est de faire appel à des *« règles de décision »*. Cependant, le concept de règle de décision n'existe pas en tant que tel dans l'ontologie des systèmes de production agricole (Martin-Clouaire et Rellier 2005). En effet, il s'agit d'un terme très général pouvant regrouper des règles ayant des rôles très différents. L'ontologie vise à permettre de modéliser les processus décisionnels et les différents rôles possibles d'une règle de décision sont explicitement décrits. En conséquence, il existe dans l'ontologie des systèmes de production agricole différents concepts permettant de transcrire certaines « règles de décision » :

- Les prédicats d'ouverture et de fermeture des activités ;
- Les conditions de faisabilité des opérations ;
- Les opérateurs d'agrégation d'activités, qui représentent des règles du type « *Dès que A est finie, commencer B* », etc... ;
- Les préférences pour l'utilisation des ressources ;
- Les ajustements conditionnels.

Ces deux dernières possibilités ne sont pas utilisées dans la version actuelle de MÉLODIE. D'autre part, certaines règles de décisions ne rentrent pas dans ce cadre. Il s'agit par exemple des règles servant à déterminer les modalités d'une activité, comme le choix d'une parcelle à pâturer. Ces règles font partie intégrante de l'opération à exécuter (l'opération de déplacement du troupeau, dans l'exemple précédent). Elles sont donc directement intégrées aux opérations.

Ce chapitre présente le pilotage du système en cours d'année en réaction à l'état du système. L'alimentation des bovins est un domaine ayant fait l'objet d'attentions particulières sur ce plan, car elle est très variable et constitue un des principaux moteurs des flux d'éléments sur l'exploitation. Elle est donc décrite en détails dans la première partie du chapitre. Les autres points du pilotage sont abordés ensuite. Certains ne sont pas implémentés dans la version actuelle de MÉLODIE mais sont intégrés dans ce document en tant que réflexions sur son évolution future.

7.2 Décisions liées à l'alimentation des bovins

7.2.1 Principes généraux

L'alimentation d'un troupeau bovin est en général adaptée aux ressources disponibles sur l'exploitation. Elle est variable non seulement au cours de l'année, puisque différentes rations s'enchaînent en fonction des saisons, mais aussi d'une année sur l'autre puisque la disponibilité des aliments à une date calendaire donnée est variable. Le plan d'alimentation est défini comme un ensemble de rations distribuées à un lot d'animaux, chacune au cours d'une certaine période. Il est établi en fonction d'une année climatique moyenne. Il s'agit donc à la fois d'un objectif de l'éleveur et d'un résultat acquis grâce à l'expérience des années précédentes. Un plan d'alimentation en élevage laitier est classiquement constitué d'une ration hivernale et d'une période de pâturage comprenant une ou plusieurs rations.

Un ensemble de décisions doivent être prises en cours d'année pour appliquer ce plan et l'adapter aux conditions spécifiques de l'année. Suivant la disponibilité des aliments, il est possible de modifier une ration. Les rations hivernales peuvent être modifiées à cause des aliments déclarés *optionnels*, qui ne sont tout simplement pas distribués si le stock ne le permet pas. Le report est alors implicitement effectué sur le fourrage distribué *ad libitum*. Il est également possible d'augmenter la quantité de certains aliments (autres que le fourrage distribué *ad libitum*) pour compenser le manque d'un autre aliment. Dans la version actuelle de Mélodie, ceci se limite à la distribution d'un fourrage complémentaire au pâturage lorsque la quantité d'herbe est limitée (voir 7.2.2).

Les décisions liées à l'alimentation tournent principalement autour de la gestion du pâturage car peu d'adaptations sont réalisées en hiver, les stocks étant suffisants pour ne pas changer de ration. Les transitions entre rations sont dictées par des règles liées au pâturage, décrites dans la suite de ce texte.

Dans Mélodie, le type de gestion du pâturage modélisé est le pâturage tournant. Au cours de la période de pâturage, les animaux sont déplacés d'une parcelle à l'autre, suivant la disponibilité de l'herbe. La parcelle entière est pâturée pendant un temps de séjour généralement situé entre 1 et 10 jours suivant les conditions. La dynamique de l'ingestion au cours du séjour n'est pas simulée. L'ingestion d'herbe est la même tous les jours au cours du séjour, comme pour le pâturage *rationné* (dans lequel l'éleveur alloue chaque jour au troupeau la surface correspondant à son besoin quotidien). La durée des cycles est variable, mais il n'y a jamais moins de trois semaines entre deux pâturages ou fauches sur une même parcelle. Le pâturage *continu*, dans lequel les animaux pâturent librement une vaste surface (qui est ajustée en fonction de la croissance de l'herbe), n'est pas simulé car il fait appel à des règles de gestion très différentes et pose des problèmes méthodologiques tels que la simulation de la distribution hétérogène des déjections.

La gestion des stocks d'herbe doit être faite de façon dynamique. En effet, cette ressource évolue au cours du temps, tant du point vue quantitatif que qualitatif. Un stock « sur pied » ne peut être conservé indéfiniment pour être consommé plus tard : lorsque la biomasse devient trop importante, elle ne peut plus être pâturée. Les reports de stock sont donc limités à quelques semaines. L'éleveur dispose de plusieurs leviers pour ajuster

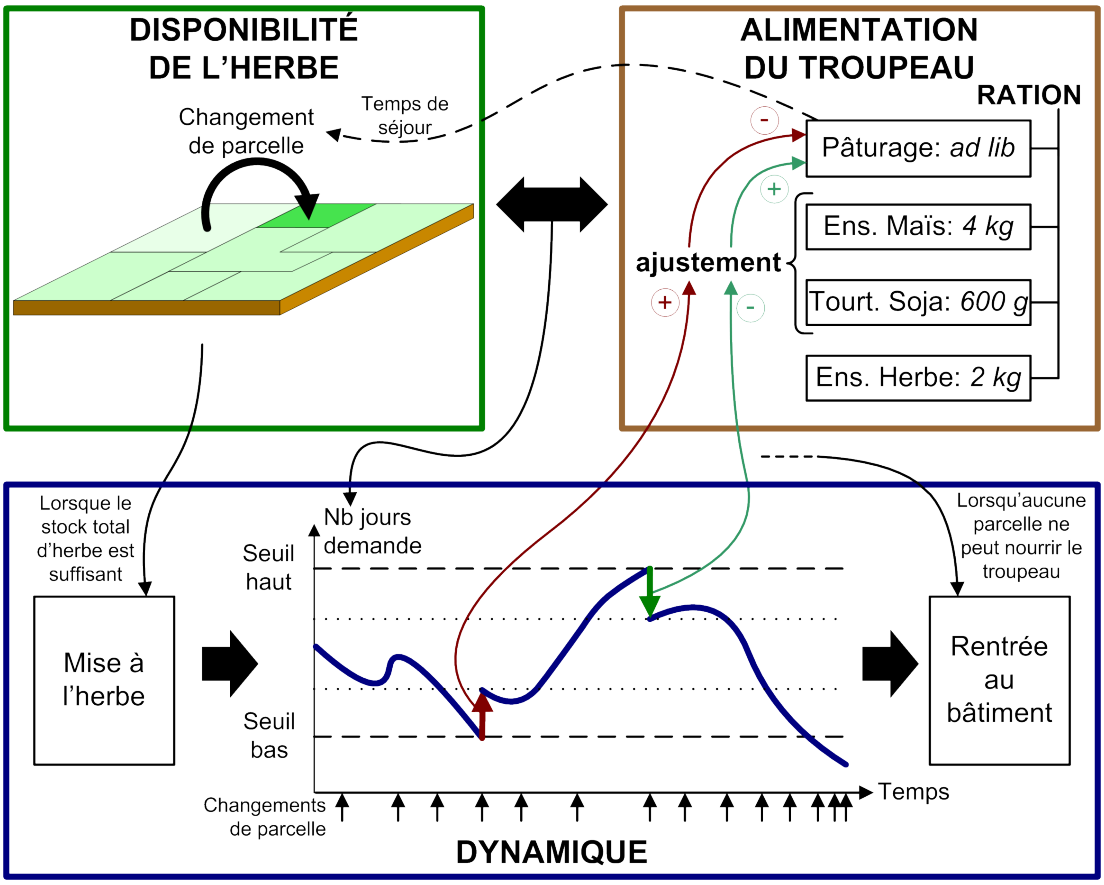


FIG. 7.1 – Principes mis en œuvre pour la gestion du pâturage, basée sur l'adaptation dynamique de l'équilibre entre disponibilité de l'herbe et demande du troupeau

la demande du troupeau et la disponibilité de l'herbe. Il peut faucher des parcelles ou distribuer des aliments complémentaires, voire arrêter le pâturage pendant quelques jours ou semaines. A cause de la dynamique d'évolution des stocks, le pilotage doit intégrer une composante anticipatrice, notamment au printemps. Dans le cas contraire l'herbe n'est pas valorisée au maximum.

7.2.2 La gestion du pâturage : principes

La figure 7.1 expose les principes de la gestion du pâturage utilisés dans MÉLODIE. Ce paragraphe donne quelques commentaires généraux et les règles de décision sont détaillées ensuite. Dans la suite, le stock d'herbe disponible pour le pâturage sur une parcelle sera noté SHP_p et le stock d'herbe disponible pour le pâturage sur l'ensemble de l'exploitation sera noté SHP_T.

En hiver, le troupeau passe la totalité de son temps en bâtiment. La pousse de l'herbe démarre en fin d'hiver et le troupeau est mis à l'herbe lorsque le SHP_T est suffisant (voir plus loin pour la définition exacte de cette condition). Une fois que le pâturage

débute, des décisions doivent être prises immédiatement puis à chaque changement de parcelle :

- Faut-il distribuer des aliments complémentaires ?
- Quelle parcelle doit être pâturée ?
- Pendant combien de temps ?

La question de la distribution d'aliments complémentaires est examinée en premier car elle est raisonnée à l'échelle de l'exploitation (SHP_T) et non pas de la seule parcelle qui sera pâturée (SHP_p). De plus, la distribution d'aliments complémentaires influence le temps de séjour sur la parcelle.

Si, à un moment donné, la quantité d'herbe disponible est trop élevée pour la faire consommer entièrement par le troupeau, des parcelles sont réservées pour la fauche et n'interviennent plus dans le calcul du SHP_T. Lors de la fauche, le fourrage peut être conservé sous forme d'ensilage ou de foin. A l'inverse, lorsque la quantité d'herbe est trop faible, les éleveurs distribuent des aliments conservés au troupeau, afin de freiner la consommation d'herbe pâturée. La décision de la quantité d'aliments complémentaires à distribuer doit être prise en *anticipant* dans une certaine mesure l'évolution du système au cours des semaines suivantes. Si la quantité distribuée n'est pas assez importante, la ressource *herbe* s'épuise. Si la quantité distribuée est trop importante, les stocks d'herbe deviennent trop importants et des fauches devront être exécutées. Or, l'objectif est de maximiser la consommation d'herbe pâturée afin de réduire sa consommation sous forme conservée.

Dans MÉLODIE, l'anticipation passe par le calcul d'un nombre de jours de demande, qui est un ratio entre le SHP_T et l'ingestion quotidienne du troupeau. Il représente l'équilibre dynamique entre offre et demande. Lorsque le nombre de jours de demande sort d'une gamme de valeurs acceptables définie en entrée du modèle, on procède à des ajustements des quantités d'aliments complémentaires ou on prévoit des fauches. Le calcul du nombre de jours de demande est explicité plus loin.

Les modalités de choix de la parcelle pâturée sont également détaillées dans la suite, ainsi que le calcul du temps de séjour qui dépend du SHP_p pour la parcelle choisie. A la fin du temps de séjour, l'examen que l'on vient de décrire est effectué de nouveau, et ainsi de suite.

Si, à un moment donné, aucune parcelle n'a un SHP_p supérieur à l'ingestion quotidienne du troupeau, les stocks d'herbe sont épuisés. Le troupeau rentre au bâtiment et reprend sa ration hivernale. Il est possible de le ressortir lorsque le SHP_T est reconstitué.

En ce qui concerne la trajectoire individuelle des parcelles, un délai minimum doit être respecté entre deux passages des animaux, ou entre une fauche et le passage des animaux. Cette durée minimale d'un cycle de croissance de l'herbe est donnée par le paramètre $delaiMiniPaturage$ qui est fixé par défaut à 21 jours, ce qui est une valeur basse parmi les pratiques observées sur le terrain. Les intervalles réels entre pâturages sont variables, en fonction des conditions. Si la parcelle n'est pas pâturée pendant un certain temps, la biomasse devient supérieure à un seuil fixé (paramètre $biomMaxPaturage$) et il n'est plus possible de la faire pâturer. Elle est alors fauchée lorsque sa biomasse atteint un autre seuil, légèrement plus élevé.

7.2.3 La gestion du pâturage : règles de décisions impliquées

Évaluation des stocks Le pilotage du pâturage est basé sur l'évaluation régulière du SHP_p disponible sur chaque parcelle. Pour un jour j, SHP_p est défini de la façon suivante :

$$\begin{cases} SHP_p = (Biom_{p,j} - biomasseSortie) \times Surf_p & \text{si } p \text{ est pâturable} \\ SHP_p = 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

où :
- $Biom_{p,j}$ est la biomasse aérienne, en $kg\ MS/Ha$, sur p au jour j ;
- $Surf_p$ est la surface de p, en Ha.

La parcelle p est pâturable si et seulement si :
- p est en prairie ;
- p est accessible au lot d'animaux concerné ;
- p n'a pas été fauchée ou pâturée depuis au moins $delaiMiniPaturage$ jours ;
- $Biom_{p,j}$ est comprise entre les seuils $biomasseSortie$ et $biomMaxPaturage$.

La notion de stock d'herbe pâturable s'entend donc relativement à un lot d'animaux. À cause des contraintes d'accessibilité, la valeur de SHP_T peut être différente entre deux lots.

Mise à l'herbe Chaque année, deux conditions doivent être vérifiées pour que la mise à l'herbe soit effectuée. La première porte sur la date : la sortie n'est possible qu'à partir d'une date fixée. La deuxième condition porte sur le SHP_T qui, rapporté au nombre de vaches laitières, doit être supérieur à un seuil fixé. La date et la biomasse minimales sont des paramètres du modèle, fixés par défaut au 1er mars et à 300 $kg\ MS/vache$.

Gestion d'ensemble des parcelles Pour pouvoir gérer de façon globale les parcelles en prairie, celles-ci sont placées dans des groupes. On distingue trois types de groupes différents : *pâturage*, *banque* et *fauche*. Il existe un groupe *pâturage* pour chaque lot d'animaux et ce groupe contient les parcelles engagées dans la rotation pour le pâturage de ce lot. Le groupe *banque* est unique et contient des parcelles qui peuvent rentrer dans la rotation d'un des lots si besoin. Le groupe *fauche* contient les parcelles qui doivent être fauchées prochainement.

Les groupes de parcelles sont dynamiques. Lorsqu'un lot n'a pas assez de parcelles dans sa rotation, il puise dans la banque, et inversement. Dès qu'une parcelle a une biomasse trop élevée pour être pâturée, elle passe dans le groupe fauche et revient dans la banque après la fauche. Ce fonctionnement est adapté du modèle de Romera *et al.* (2004). Les ajustements de la composition des groupes sont effectués chaque fois que nécessaire et les règles sont précisées ci-dessous.

Possibilités d'ajustement des rations En entrée du modèle, la définition d'une ration contient des informations sur les aliments à utiliser pour ajuster la ration en cas de besoin. Dans la version actuelle de MÉLODIE, il s'agit simplement des aliments à

distribuer en plus lorsque les stocks d'herbe sont insuffisants. Il peut y avoir plusieurs aliments « ajustables » en même temps. L'augmentation de la dose d'ensilage de maïs, par exemple, s'accompagne en général d'une augmentation proportionnelle de la dose de tourteau de soja, afin de conserver une ration équilibrée en termes d'azote.

Pour des raisons techniques (détaillées dans la description de la procédure d'ajustement, paragraphe suivant), les ajustements sont réalisés de façon itérative, en modifiant les quantités distribuées petit à petit. Pour chaque aliment, la *quantité élémentaire* est la variation de quantité appliquée à chaque itération. Il s'agit d'une entrée du modèle, spécifiée pour chaque aliment « ajustable ». Ceci présente un avantage en termes de modélisation lorsque plusieurs aliments sont ajustables, dans le sens où les quantités élémentaires véhiculent également les rapports entre les différents aliments. Par exemple, dans le cas du tourteau de soja et de l'ensilage de maïs, on souhaite distribuer 175 g du premier pour chaque kg du second. Pour intégrer cette règle, il suffit de fixer les quantités élémentaires à respectivement $0,175\ kg$ et $1\ kg$.

Les quantités d'aliments complémentaires sont plafonnées par un paramètre d'entrée du modèle. Le plafond est le même pour tous les aliments complémentaires, mais dès qu'un aliment atteint cette quantité, les ajustements cessent : on ne continue pas à augmenter la quantité des autres aliments.

Dans certains cas, il est possible qu'un aliment complémentaire soit lui-même épuisé, faisant échouer l'ajustement de la ration. Pour pouvoir proposer des solutions de repli dans ce cas de figure, on définit en fait des *groupes* d'aliments ajustables. Chaque groupe est défini par un *rang*. Lors d'un ajustement de ration, on commence par utiliser les aliments ajustables de rang 1. Si ce n'est pas possible, on utilise le rang 2, et ainsi de suite. Idéalement, le dernier rang devrait être constitué d'aliments achetés, afin qu'aucun échec ne soit possible. Cependant, dans la plupart des cas, un seul rang d'ajustement est amplement suffisant et il n'est pas nécessaire pour l'utilisateur de définir de nombreuses options de repli pour chaque ration.

Ajustements lors des changements de parcelle (voir fig. 7.1) La modification des quantités d'aliments complémentaires n'est possible que lors des changements de parcelle, car les équations de prévision de l'ingestion au pâturage ne s'appliquent pas si la ration change en cours de pâturage d'une parcelle. L'examen des règles pour la composition des groupes et la distribution d'aliments complémentaires n'est donc réalisé que lors des changements de parcelle.

Les ajustements sont basés sur le nombre de jours de demande ($NbJDem$), défini comme le nombre de jours pendant lequel le lot pourrait être nourri avec sa ration actuelle, avec le stock d'herbe courant (sans tenir compte de la croissance).

$$NbJDem = \frac{\sum_p SHP_p}{QI_{herbe}} = \frac{SHP_T}{QI_{herbe}}$$

où :

– QI_{herbe} est la quantité d'herbe ingérée quotidiennement par le lot

Comme la SHP_T dépend du lot d'animaux, à cause des contraintes d'accessibilité, le nombre de jours de demande est également calculé pour chaque lot.

Des seuils minimum ($seuilBas$) et maximum ($seuilHaut$) pour $NbJDem$ sont fixés en entrée du modèle. Ils sont considérés comme constants au cours de l'année dans la version actuelle de MÉLODIE, même s'il serait logique de modifier les seuils en fonction de la croissance de l'herbe au cours de l'année. Si $NbJDem$ est dans l'intervalle, les groupes de parcelles ne sont pas modifiés et le lot conserve la même ration que pour la parcelle pâturée précédente (Fig. 7.2). On notera que cette ration peut éventuellement contenir des aliments complémentaires, dont la distribution a été décidée plus tôt dans la période de pâturage. De nouveaux ajustements sont réalisés si $NbJDem$ n'est pas dans l'intervalle spécifié. Si $NbJDem$ est trop faible, le pilote du système prélève une parcelle dans la banque et la place dans le groupe réservé pour le pâturage du lot. Si aucune parcelle n'est disponible, des aliments complémentaires sont distribués en quantités plus importantes. Inversement, si $NbJDem$ est trop élevé, le pilote réduit la quantité d'aliment complémentaire distribués (le cas échéant), puis libère des parcelles du groupe réservé pour le pâturage. Les algorithmes de calcul de l'ingestion sont tels qu'il n'est pas possible de calculer les quantités d'aliment complémentaire à distribuer pour atteindre l'ingestion d'herbe ciblée. On procède donc par itération, en modifiant les quantités distribuées jusqu'à atteindre l'objectif (Fig. 7.2). A chaque itération, on utilise la *quantité élémentaire* définie pour chaque aliment ajustable.

La procédure d'ajustement est répétée tant que la valeur de $NbJDem$ n'est pas convenable et qu'il reste des parcelles à échanger dans la banque ou que la quantité d'aliment complémentaire n'est ni nulle ni maximale (Fig. 7.2). Pour renforcer la dimension anticipatrice du pilotage, les valeurs de $NbJDem$ que l'on souhaite atteindre après l'ajustement sont plus strictes que les seuils qui déclenchent l'ajustement (voir fig. 7.1). La condition qui doit être vérifiée est la suivante :

$$\frac{3 \times seuilBas + seuilHaut}{4} \leq NbJDem \leq \frac{seuilBas + 3 \times seuilHaut}{4}$$

Passage dans la parcelle suivante Une fois les ajustements réalisés, le pilote procède au choix de la parcelle à pâturer et au calcul du temps de séjour. La parcelle choisie est celle dont la biomasse par hectare est la plus élevée au sein du groupe réservé pour le pâturage du lot. Le temps de séjour est le plus long possible, sans que la biomasse à la sortie des animaux ne devienne inférieure au seuil *biomasseSortie*. On suppose que la croissance de l'herbe sera inférieure de moitié à la moyenne mobile des trois jours précédant l'entrée, à cause des dommages liés au pâturage.

Le seuil *biomasseSortie* est constant, même si, en toute rigueur, la biomasse en sortie de parcelle devrait être fonction de la biomasse en entrée pour tenir compte de l'hétérogénéité verticale de la qualité de l'herbe.

Rentrée au bâtiment Comme pour la mise à l'herbe, la rentrée au bâtiment contient une condition sur la date et une condition sur la biomasse disponible. Un lot d'animaux est rentré au bâtiment si une date limite fixée est dépassée, ou si aucune parcelle n'a un SHP_p suffisant pour nourrir le lot pendant un jour. Le moment où cette dernière condition devient vraie dépend notamment de la quantité maximale d'aliment complé-

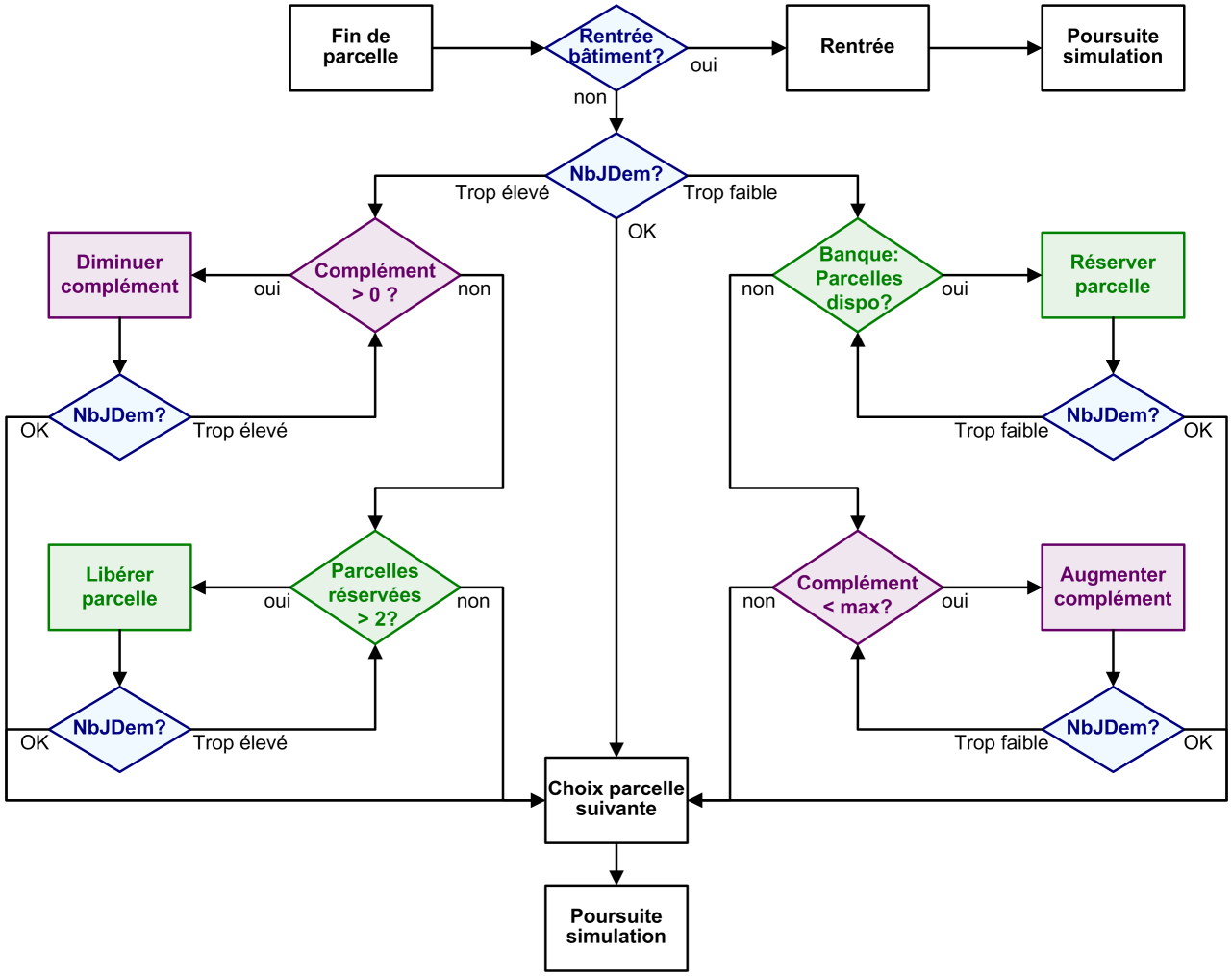


FIG. 7.2 – Algorithme utilisé pour les décisions prises lors des changements de parcelle pâturée

mentaire distribuée. Si cette quantité est faible, les derniers stocks d'herbe de l'année seront consommés rapidement, et inversement.

7.2.4 Insertion dans MÉLODIE

Deux objets participent à la planification de l'alimentation pour un lot : d'une part le plan d'alimentation proprement dit, c'est-à-dire la spécification des différentes rations successivement utilisées au cours de l'année et d'autre part un plan d'activités (voir figures 7.3 et 7.4). Le plan d'alimentation est principalement utilisé au niveau du système biotechnique, pour le calcul de l'ingestion et des flux de matière au niveau du lot en fonction de sa ration courante. Le plan d'activités porte les éléments nécessaires au pilotage de l'alimentation. Il gère les transitions entre les différentes rations ainsi que les mouvements du troupeau de façon coordonnée. Les ajustements de ration et de groupes de parcelles sont également réalisés dans le cadre de ces activités. En d'autres termes, les règles de décision décrites dans la partie précédente sont toutes insérées dans ce plan d'activités, à différents niveaux.

Il convient de noter que le plan d'alimentation et le plan d'activités ne sont pas décrits directement dans le simulateur. Ils sont spécifiés dans les fichiers d'entrée (Fig.7.4) et ne sont donc pas figés. La description faite ici convient aux simulations présentées dans le chapitre 8, mais un fonctionnement différent, éventuellement plus élaboré, peut être envisagé pour d'autres simulations. Les règles de décision qui gèrent les mouvements du troupeau et les parcelles sont intégrées directement dans le code du simulateur, mais il est possible d'en ajouter de nouvelles.

Au plus haut niveau, le plan d'activités pour la gestion de l'alimentation est composé d'une itération dont l'unique élément est une séquence d'activités (opérateur d'agrégation *before*). Cette séquence d'activités est donc exécutée de façon répétitive au cours d'une simulation. Elle décrit le passage de la ration en bâtiment (ration d'hiver) aux rations incluant le pâturage, puis le retour à la ration en bâtiment. Comme mentionné en 7.2.1, il est possible qu'un lot au pâturage rentre au bâtiment provisoirement, avant de ressortir lorsque les stocks d'herbe sont reconstitués. La séquence d'activités est donc potentiellement répétée *plusieurs fois par an*.

Au départ, le lot est en bâtiment. Lorsque la règle de sortie au pâturage devient vraie, il faut simultanément *(i)* déplacer le lot immédiatement puis à chaque changement de parcelle et *(ii)* passer à une autre ration du plan d'alimentation. Dans MÉLODIE, déplacer un lot signifie modifier le tableau donnant les lieux qu'il occupe au cours de la journée, ce qui modifie le devenir des effluents. On peut distinguer deux déplacements différents : une modification liée à un changement de ration et un simple changement de parcelle pâturée. La première modification est effectuée en même temps que le changement de ration. En effet, en élevage bovin, les lieux occupés par un lot sont fortement déterminés par la ration qu'il consomme. Ces lieux sont donc définis en entrée du modèle pour chaque ration.

La séquence d'activités gérant l'alimentation a pour premier élément une activité de type *costarting*, appelée SAISONPATURAGE (voir Fig 7.3). *Costarting* est un opérateur

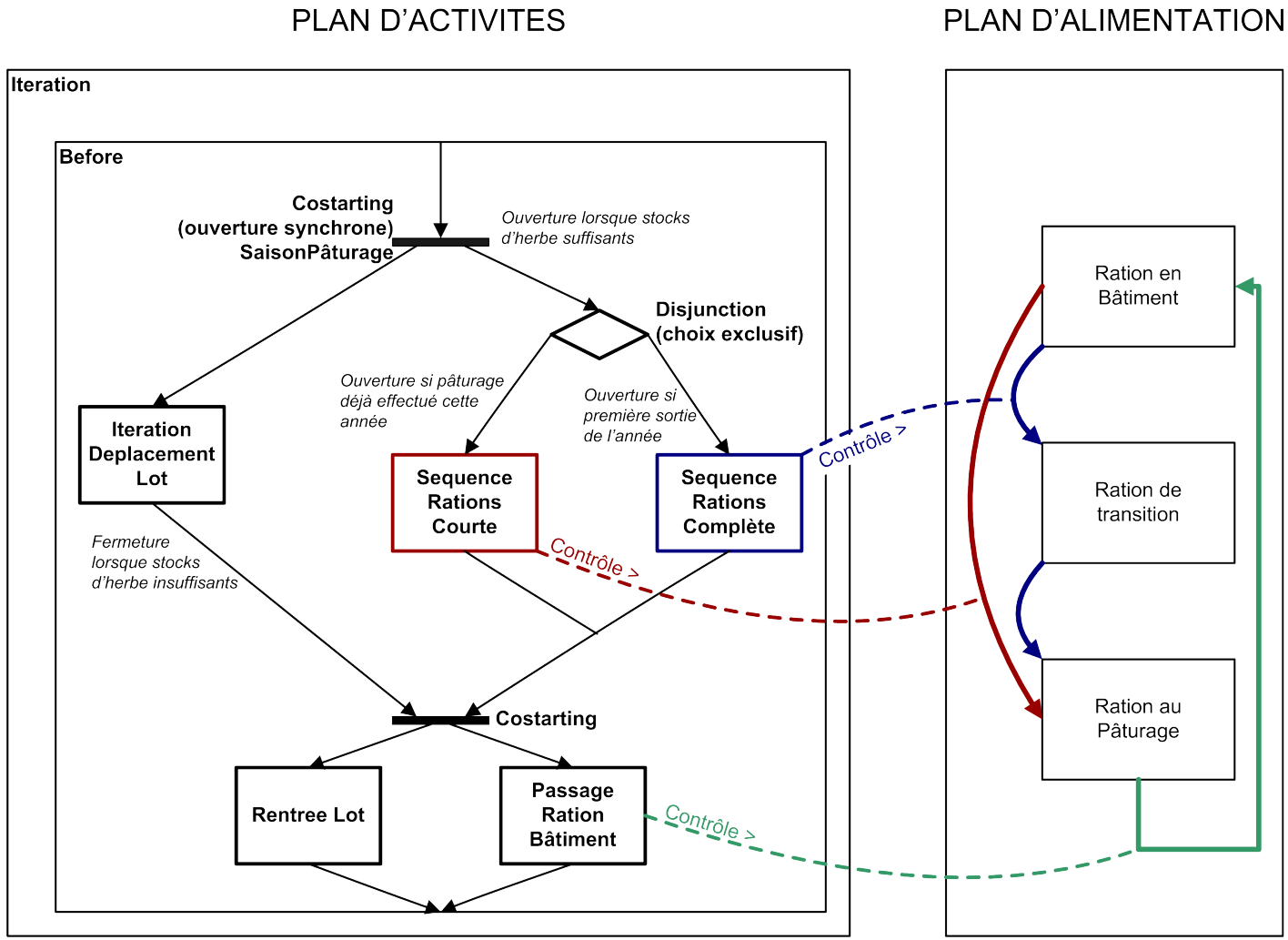


Fig. 7.3 – L'alimentation est gérée par la combinaison d'un plan d'alimentation et d'un plan d'activités portant les éléments de pilotage

```
+ I activityIteration gestionAlimVL,
  + E activityBefore,
  // Sequence decrivant une alternance batiment / paturage
    + E saisonPaturage,
      + E activityDisjunction,
        + E sequenceRationPaturageComplete,
        // si 1ere sortie de l'annee
          + E passageRationN passRationTrans,
            rationningRulesStage=1;//indice ration transition
          ;
          closeToOpenDelays << (20 MAX);//trans.: au moins 20j
          + E passageRationNAuPaturage passRationPrint,
            rationningRulesStage=2;//indice ration paturage
          ;
        ;
        + E sequenceRationPaturageCourte,
        // si le lot est deja sorti
          + E passageRationN passRationPat,
            rationningRulesStage=2;//indice ration paturage
          ;
        ;
      ;
      + E iterationDeplacementLot,
        + E deplacementLotPaturage;
      ;
    ;
    + E activityCostarting,
      + E rentreeLot;
      + E passageRationN passRationHiver,
        rationningRulesStage=0;//indice ration batiment
      ;
    ;
  ;
;
```

FIG. 7.4 – Plan d'activités pour la gestion de l'alimentation des vaches laitières

d'agrégation d'activités dont tous les éléments débutent en même temps. Cette activité a une condition d'ouverture, qui est la règle déterminant la mise à l'herbe décrite précédemment.

Le premier élément de *SaisonPaturage* est une itération appelée ITERATIONDEPLACEMENTLOT. Cette activité gère les changements de parcelle pâturée. L'activité répétée, le déplacement du lot, a une condition d'ouverture qui est vraie le jour de la sortie des animaux au pâturage, puis à chaque fois que le pâturage d'une parcelle est terminé. Le second élément de *SaisonPaturage* gère les changements de ration et les déplacements du lot qui en découlent. Deux cas mutuellement exclusifs se présentent : soit le lot sort pour la première fois de l'année et il faut passer par une ration de transition, soit le lot est déjà sorti dans l'année et on passe directement à la ration « normale » au pâturage. Ces deux cas sont gérés par deux séquences d'activités, respectivement appelées SEQUENCERATIONCOMPLETE et SEQUENCERATIONCOURTE (voir Fig 7.3). Comme elles sont incompatibles, elles sont placées en tant qu'éléments d'une disjonction. Lorsque l'une d'elles est ouverte, l'opérateur *disjunction* provoque automatiquement l'annulation de l'autre. Ces séquences contiennent des activités primitives PASSAGERATIONN, qui réalisent chacune le passage vers une nouvelle ration du plan d'alimentation, définie à l'avance. La transition entre deux rations au pâturage n'est possible que lors d'un changement de parcelle pâturée. On définit donc l'activité primitive *PassageRationNAuPaturage*, dont le prédicat d'ouverture vérifie cette condition.

La fin d'une période de pâturage est déclenchée par le prédicat de fermeture de l'activité *iterationDeplacementLot*, selon la règle décrite dans la partie précédente. Comme lors de la mise à l'herbe, deux activités doivent être exécutées et sont placées dans une activité agrégée de type *costarting* (voir Fig 7.3). La première, nommée *RentreeLot*, gère la sortie de la dernière parcelle pâturée de façon similaire à l'activité *DeplacementLot* au moment des changements de parcelle. La seconde gère le changement de ration et la modification des lieux occupés par le lot qui en découle.

La rentrée au bâtiment ne peut pas être déclenchée par le prédicat d'ouverture du *costarting* précédemment cité. En effet, ce prédicat d'ouverture n'est testé que lorsque les éléments qui le précèdent dans la séquence de gestion de l'alimentation sont eux-mêmes terminés. Le prédicat d'ouverture du *costarting* n'est donc testé que si l'activité *ItérationDeplacementLot* est terminée. Or celle-ci ne se termine que si son prédicat de fermeture est vrai ou si son nombre maximal d'itérations est atteint. Il n'est pas possible de fixer le nombre maximal d'itérations, car le nombre de déplacements du lot qui seront effectués n'est pas connu à l'avance. Il est donc nécessaire d'utiliser le prédicat de fermeture de *ItérationDeplacementLot*.

En conclusion, les mécanismes de gestion de l'alimentation dans MÉLODIE sont très souples et permettent de représenter le caractère variable de l'alimentation, autant en cours d'année que d'une année sur l'autre. La gestion mise en place est donc une réponse à la variabilité climatique, qui a ainsi un impact sur les aliments consommés, notamment les fourrages, et sur la production d'effluents à cause de la variabilité du temps passé en bâtiment plutôt qu'au pâturage. Cette variabilité a ensuite des répercussions sur les décisions de planification à l'échelle annuelle (chapitre 6). Il s'agit d'un des principaux

atouts de MÉLODIE face aux modèles existants. La plupart d'entre eux réalisent des simulations pour des années moyennes, ou des simulations sur une année, donc sans effets pluriannuels. Les principales améliorations que l'on pourrait ajouter aux règles de gestion actuelles sont *(i)* la gestion de priorités des parcelles pour le pâturage ou la fauche, notamment lors du 1er cycle de l'année, *(ii)* la possibilité de faire varier au cours de l'année les paramètres de pilotage du pâturage, comme les seuils sur le nombre de jours de demande et *(iii)* la modulation de la répartition du temps passé en bâtiment ou au pâturage en fonction de la quantité d'aliment complémentaire distribué.

7.3 Fertilisation pilotée par les récoltes

La fertilisation minérale des prairies est en général déterminée en fonction des quantités récoltées (fauches et pâturage). Elle est donc majoritairement déterminée en cours d'année, en réalisant des apports au début de chaque cycle, plutôt qu'en fonction d'une dose prévisionnelle calculée en début d'année. Le corps de règles pour le calcul de la fertilisation minérale, déjà évoqué dans la description du module de planification (partie 6.5.3), contient une fonction appelée lors de chaque récolte ou fauche. Dans le cas du corps de règles spécialisé pour les prairies, cette règle programme un apport d'engrais 3 jours après la fauche (ou la sortie des animaux dans le cas d'un pâturage), avec une dose proportionnelle à la quantité récoltée lors de la fauche ou du pâturage. La dose d'azote à apporter par t (MS) récoltée est une entrée du modèle. Elle varie en fonction de la date. En effet, les fauches ou pâturages réalisés en automne ne devraient pas être suivis d'une fertilisation. L'utilisateur fournit donc un tableau définissant des périodes dans l'année et les doses d'azote par t (MS) récoltée pour chacune de ces périodes.

La règle tient compte des éventuels épandages d'effluent prévus. Si une activité d'épandage est prévue sur la parcelle, avec une date de début minimale ($minBegDate$) distante de moins de $delaiMiniPaturage$ jours (21 jours par défaut), alors l'apport d'engrais minéral n'est pas réalisé. Si un épandage était prévu au-delà de ce délai, il ne pourrait pas être réalisé en raison de la biomasse trop élevée sur la parcelle et serait décalé au cycle suivant. Il existe un risque qu'un apport d'engrais minéral ne soit pas réalisé à cause d'un épandage à venir, puis que cet épandage soit décalé au cycle suivant, résultant en une fertilisation nulle au cours du cycle de croissance de l'herbe. Pour limiter ce risque, une solution consiste à avancer la date ($minBegDate$) de l'épandage, pour qu'il ait lieu dès le début du cycle. On est alors sûr que la biomasse n'est pas limitante.

Grâce à ce mécanisme conforme aux pratiques des agriculteurs, la fertilisation est adaptée aux rendements réalisés au cours de l'année. Les apports d'engrais minéraux réalisés par ce biais sont indépendants de ceux de l'itinéraire technique type de la culture. Si un apport d'engrais est prévu dans l'itinéraire technique type, il sera réalisé sans tenir compte des épandages d'effluents et des quantités récoltées. Ceci permet par exemple de réaliser un apport d'engrais en début d'année, pour favoriser la pousse lors du premier cycle de l'année.

7.4 Faisabilité des opérations

L'ontologie des systèmes de production agricole offre la possibilité d'introduire des conditions d'ouverture (*OpeningPredicate*) pour les activités, et des conditions de faisabilité pour les opérations. Cette caractéristique importante permet à MÉLODIE de se démarquer de certains autres modèles issus de la bibliographie. Toutefois, cet aspect du pilotage reste relativement basique dans la version actuelle et devra faire l'objet de développements ultérieurs. Les conditions qui sont présentes dans le modèle actuel sont celles qui sont strictement nécessaires à l'exécution des simulations. Par exemple, les interventions sur les prairies (épandage et retournement) ne sont possibles que si la biomasse est inférieure à un seuil défini en paramètre et si la parcelle n'est pas en train d'être pâturée. Une fauche n'est déclenchée que lorsque la biomasse atteint un autre seuil, également défini en entrée du modèle.

Les conditions de faisabilité d'une opération peuvent conduire à retarder, voire à annuler une activité, ce qui peut avoir des conséquences en termes d'impact environnemental. C'est particulièrement le cas pour les épandages d'effluents. A cause du poids élevé du matériel d'épandage chargé, cette opération nécessite un sol suffisamment portant. Cette contrainte est d'autant plus forte que dans de nombreuses exploitations, les épandages doivent être réalisés rapidement en fin d'hiver, pour pallier des capacités de stockage des effluents limitées. Des conditions de faisabilité de ce type n'ont pas été définies dans la version actuelle de MÉLODIE, mais une réflexion a été engagée sur les conséquences qu'elles pourraient avoir. La suite de cette partie livre ces éléments de réflexion.

Lorsqu'un épandage prévu dans le plan d'activités est soumis à une condition de faisabilité, il est possible que la condition ne soit jamais remplie au cours de la fenêtre temporelle, conduisant à l'impossibilité d'exécuter l'épandage. La simulation ne doit pas échouer pour autant, car des solutions alternatives existent. Une première possibilité est de considérer les épandages comme des activités *optionnelles*. Si, à la fin de la fenêtre temporelle, l'activité n'a pas pu être exécutée, elle est annulée sans autres conséquences. Cette solution simpliste ne prend donc pas en compte les adaptations du plan effectuées par un agriculteur dans un tel cas. Une telle adaptation n'est pas modélisée explicitement dans l'ontologie des systèmes de production agricole, mais il est possible de l'exprimer grâce aux concepts existants pour l'agrégation d'activités. Une solution plus élaborée consisterait à inclure chaque épandage dans une disjonction (opérateur *or*), aux côtés d'une activité réalisant un report. Les conditions d'ouverture des activités doivent être écrites de façon à ce que l'activité de report soit ouverte dès que et seulement si l'épandage est définitivement impossible. Grâce à la disjonction, l'ouverture de l'activité de report déclenche automatiquement l'annulation de l'épandage (et inversement si l'épandage est possible). L'activité de report est responsable d'apporter les modifications pertinentes au plan, comme prévoir de nouveaux épandages ou augmenter les doses lors d'épandages futurs. L'avantage d'un tel système est sa réactivité rapide. Grâce aux mécanismes décrits dans le module de planification (cf 6.5.1), toute quantité non épandue est prise en compte dans le plan de fumure suivant. Mais cela impose un délai d'une année entre l'annulation d'un épandage et des modifications de

pratiques visant à s'adapter. Le mécanisme décrit ici permettrait une adaptation en cours d'année, presque immédiate, ce qui serait plus conforme à la réalité du terrain.

Sur le terrain, les conditions de faisabilité d'une opération sont en général variables au cours de la fenêtre temporelle au sein de laquelle l'opération doit être réalisée. Les agriculteurs sont plus exigeants sur les conditions au début de la fenêtre. Au fur et à mesure de l'avancement du temps, le degré d'urgence augmentant, les contraintes imposées par le pilote se relâchent, et l'opération peut être effectuée dans des conditions non optimales. Ce cas se présente en particulier pour les opérations de semis. Le rendement obtenu sera en principe meilleur si le semis est effectué à une date optimale, mais l'état du sol au moment du semis influence fortement la levée, et détermine également le rendement final. Un compromis doit donc être réalisé et l'état du sol sera moins une contrainte en fin de fenêtre. En effet, le semis doit absolument être effectué, sauf cas exceptionnel où l'agriculteur se résout à implanter une culture différente de celle initialement prévue. Ce type de comportement peut facilement être représenté dans le modèle, puisqu'il suffit de prendre en compte dans la condition d'ouverture d'une activité la position par rapport aux dates minimale ($minBegDate$) et maximale ($maxBegDate$) d'ouverture.

Pour réaliser des simulations cohérentes, il faut toutefois que le système biotechnique soit capable de prendre en compte l'effet de l'état du système lorsqu'une opération est réalisée. Par exemple, si un semis est réalisé alors que le sol n'est pas dans un bon état structural, il faut simuler un éventuel manque à la levée, qui aura des conséquences sur les flux d'éléments au niveau de la parcelle. Or, ce processus est très difficile à simuler de façon réaliste, et n'est pas intégré dans le modèle STICS. De même, pour un épandage réalisé dans des conditions climatiques défavorables, par exemple lorsqu'une période très pluvieuse intervient avant l'enfouissement, les pertes environnementales ne seront pas correctement simulées. Ceci est dû aux faits que les flux liés au ruissellement de l'eau ne sont pas pris en compte, et que les effluents sont considérés comme enfouis dès leur épandage, dans MÉLODIE. Il n'est donc pas réaliste d'utiliser MÉLODIE pour étudier des modifications fines des pratiques, comme par exemple augmenter la capacité de stockage des effluents afin de toujours épandre dans des conditions optimales, même si l'architecture du modèle le permet.

7.5 Extension à la gestion des ressources

En exploitation agricole, la réalisation d'une activité dépend fortement de la disponibilité de deux ressources : la main d'œuvre et les machines. En effet, à certaines périodes, il existe une concurrence forte entre les différentes activités à réaliser. La main d'œuvre disponible sur l'exploitation est limitée et les agriculteurs doivent opérer des choix entre les activités à réaliser. Dans de nombreux cas, ils font appel à de la main d'œuvre extérieure, souvent bénévole (famille, amis), pour faire face aux pointes de travail. La disponibilité de cette main d'œuvre ne peut pas être modélisée, car elle est sujette à de nombreux facteurs complètement extérieurs à l'exploitation. Pour prendre en compte les contraintes de main d'œuvre dans une simulation, il est indispensable de

considérer cette ressource extérieure permettant au système de s'adapter. Dans le cas contraire, les perturbations causées en période de pointe de travail pourraient être moins réalistes qu'une simulation sans contraintes de main d'œuvre. La simulation pourrait même conduire à conclure qu'une stratégie de production est impossible.

Les contraintes sur les machines portent soit sur la puissance de traction, soit sur un outil spécifique. Si deux activités différentes doivent être réalisées un jour donné, toutes deux avec le tracteur le plus puissant de l'exploitation, un choix doit être réalisé entre ces activités. La disponibilité des outils n'est pas toujours assurée car ils sont souvent partagés entre plusieurs exploitations, dans le cadre d'une Coopérative d'Utilisation du Matériel Agricole (CUMA). La disponibilité des outils concernés doit donc être raisonnée à l'échelle du groupe d'exploitations, avec des règles de gestion des priorités rarement explicitées. Elle pourrait être simulée par un modèle stochastique, avec des probabilités qu'un outil soit disponible d'autant plus faibles que la date optimale pour la réalisation de l'opération est proche.

Certaines activités sont effectuées par des Entreprises de Travaux Agricoles (ETA). Les mêmes contraintes de main d'œuvre et de machines s'appliquent au niveau de ces dernières. La capacité d'un entrepreneur à exécuter une activité dépend des chantiers en cours et doit être raisonnée à l'échelle du groupe d'exploitation, voire de la petite région agricole. L'intervention d'une ETA interfère avec la main d'œuvre de l'exploitation et peut être une solution de repli en cas de pointe de travail. Dans ce cas, la décision résulte d'un compromis entre d'une part la charge de travail sur l'exploitation et d'autre part le coût économique et la disponibilité de l'entrepreneur.

La gestion des ressources fait beaucoup appel à l'anticipation, par exemple en prenant en compte les prévisions météorologiques. Certaines activités peuvent être avancées, par rapport à leur date optimale de réalisation, de manière à éviter une situation de conflit future. Par exemple, si un éleveur utilise une charrue en CUMA, il peut choisir de travailler son sol plus tôt qu'il ne ferait s'il possédait sa propre charrue, de manière à éviter d'être bloqué pour la suite des opérations.

La gestion des ressources est complexe et largement influencée par des facteurs extérieurs à l'exploitation. Il existe des liens étroits entre la gestion de la main d'œuvre et celle des machines. Le système doit donc être piloté de façon globale. Intégrer ces contraintes dans Mélodie de façon réaliste suppose *(i)* de mobiliser des bases de données sur les temps de travaux en fonction du matériel disponible, *(ii)* d'être capable de décrire la main d'œuvre consommée par le travail d'astreinte en fonction du système d'élevage (types de bâtiments, conduite des animaux...), *(iii)* d'être capable de décrire la disponibilité de la main d'œuvre et des machines de façon dynamique et *(iv)* de connaître la gestion appliquée par les éleveurs, notamment les règles de priorités entre activités et les mécanismes d'anticipation.

L'ontologie des systèmes de production agricole (Martin-Clouaire et Rellier 2005), sur laquelle Mélodie est basée, contient un ensemble de concepts liés à la gestion des ressources. La notion de ressource est explicitement définie dans l'ontologie ainsi que des contraintes régissant leur disponibilité. Ces contraintes sont liées au temps ou à l'état de la ressource, ou plus précisément de son engagement dans d'autres activités. Le pilotage du système, tel que décrit dans l'ontologie et implémenté dans Dièse,

prend en compte la disponibilité des ressources lors de la sélection des activités à exécuter, à chaque pas de temps. Les conflits sont déterminés par des RESOURCE SHARING VIOLATION CONDITIONS, qui décrivent des engagements de ressources impossibles ou inacceptables. Ils font partie d'un ACTIVITIES RESOURCES INCONSISTENT COMMITMENTS, qui est un composant (indirect) de la stratégie du pilote. Le caractère évolutif de MÉLODIE et la présence dans DIÈSE de tous les concepts nécessaires permettent d'envisager l'intégration des contraintes de ressources.

En conclusion, l'importance des contraintes de machines et de main d'œuvre sur le pilotage du système ne font aucun doute, mais les verrous méthodologiques pour leur modélisation étaient trop conséquents pour être levés dans cette thèse. Engager une réflexion sur ce thème en collaboration avec des sociologues est une piste de recherche pour MÉLODIE, qui est une plate-forme permettant des expérimentations inédites dans ce domaine et que peu d'outils peuvent aborder.

7.6 Conclusion

Les processus décisionnels présentés dans ce chapitre permettent d'appliquer les plans annuels avec flexibilité, de façon dépendante du contexte. Le pilotage du système est adapté aux conditions climatiques et à l'état du système grâce à la prise d'informations et à la sélection d'opérations à effectuer, réalisées de façon quotidienne par le pilote du système. L'adaptation aux conditions variables permet à MÉLODIE de simuler, dans une certaine mesure, la résilience des systèmes de production. Cet aspect est souvent négligé dans les modèles à l'échelle de l'exploitation, mais peut avoir des conséquences importantes en termes de flux de matières.

La modélisation réalisée dans le cadre de cette thèse n'est pas complète. Le pâturage, et de façon plus générale l'alimentation des animaux, ont été particulièrement étudiés. Des développements complémentaires devront être réalisés pour la gestion des situations de carence alimentaire (voir 9.3.2), la faisabilité des opérations et la gestion des ressources.

Chapitre 8

Application : un exemple d'expérimentation virtuelle avec MÉLODIE

Sommaire

8.1 Objectifs de l'expérimentation 155
8.2 Le plan d'expérience mis en place 155
8.2.1 Caractéristiques générales des simulations 155
8.2.2 Caractéristiques communes à toutes les simulations 156
8.2.3 Caractéristiques variables entre simulations 158
8.3 Résultats 159
8.3.1 Gestion du troupeau 159
8.3.2 Gestion des cultures 160
8.3.3 Bilans de l'azote et excédents 165
8.3.4 Lessivage et volatilisation d'azote 167
8.3.5 Lien entre excédents et pertes 170
8.3.6 Diminution du stock d'azote organique du sol 172
8.4 Discussion 173
8.4.1 Des bilans apparents de l'azote faibles mais cohérents 173
8.4.2 Émissions de composés à risque 176
8.4.3 Excédent d'azote et émissions de composés à risque 178
8.4.4 Perspectives 179
8.5 Conclusion 180

Un modèle tel que MÉLODIE permet de compléter les observations et mesures faites sur le terrain, dans les fermes expérimentales ou directement dans des fermes commerciales. Ce chapitre décrit un exemple typique d'application, au cours duquel un plan d'expérience à l'échelle du système de production est mis en place pour répondre à des questions de recherche appliquée.

8.1 Objectifs de l'expérimentation

En élevage bovin laitier, le bilan de l'azote est souvent calculé pour évaluer la pression exercée sur l'environnement. Cependant, le bilan est mal relié aux pertes environnementales (chapitre 1). Ce lien peut être exploré grâce à MÉLODIE, en réalisant des simulations avec différents systèmes de production. Grâce aux sorties de MÉLODIE, il est possible de calculer le bilan azote aux portes de l'exploitation. Contrairement aux expérimentations terrain, on dispose alors de jeux de données complets donnant les bilans et les pertes associées, au niveau de l'exploitation entière. De tels jeux de données ouvrent de nouvelles possibilités pour la compréhension du lien entre bilan et pertes environnementales.

Ce principe est mis en application dans l'expérimentation virtuelle présentée ici, dont l'objectif est de comparer différents systèmes de production appliqués dans une situation donnée. On compare donc différents systèmes pour une même structure d'exploitation, dans un même contexte. Les différences entre systèmes de production portent principalement sur le système fourrager et le niveau d'intensification sur les animaux.

8.2 Le plan d'expérience mis en place

8.2.1 Caractéristiques générales des simulations

Deux types de systèmes fourragers ont été testés avec trois niveaux de concentrés pour chacun, soit un total de six simulations. Ces systèmes sont basés sur la typologie proposée par les Chambres d'agriculture de Bretagne (2006) et plus précisément sur les fiches « *Du maïs toute l'année* » et « *150 jours de pâturage seul* », avec quelques adaptations. L'exploitation virtuelle simulée avait, dans tous les cas, une surface agricole utile de 50 ha et un quota laitier de 300 000 kg, soit 326 000 kg produits par an.

Les séries climatiques utilisées sont celles du Rheu (35), entre 1983 et 2006. Au départ de chaque simulation, les dix premières années correspondent à un régime transitoire. Les simulations ont donc été réalisées pour la période 1973-2006 et seule la période 1983-2006 a été exploitée. Les séries climatiques réellement obervées pour la période 1973-1983 n'étaient pas disponibles. Pour cette période de « pré-simulation », les séries climatiques de 1984 à 1994 ont été utilisées.

Les paramètres du sol ont été établis pour la parcelle expérimentale de Champ-Noël, située à proximité de Rennes (T. Morvan, communication personnelle). Le sol est de type limon argileux.

8.2.2 Caractéristiques communes à toutes les simulations

Troupeau

Le potentiel génétique de production laitière a été fixé à 40 $kg/jour$ au pic de lactation, soit environ 9 000 kg sur l'ensemble de lactation pour les multipares et à 30 $kg/jour$ pour les primipares. La production effective dépend de l'alimentation et les effectifs d'animaux ont été ajustés dans chaque simulation de manière à produire exactement l'objectif. Les taux butyreux et protéiques ont été fixés respectivement à 40 et 31 g/kg, indépendamment de l'alimentation.

Le poids des animaux a été fixé à 600 kg pour toutes les classes de primipares et à 650 kg pour toutes les classes de multipares. Le poids des veaux à la naissance était de 40 kg, puis de 200 kg à 6 mois et de 590 kg au premier vêlage. Entre ces valeurs, les poids des génisses en croissance ont été interpolés en utilisant les équations du système INRA (INRA 2007). Ceci permet de fixer le poids et le gain moyen quotidien pour chaque classe de génisses.

Les vêlages de génisses étaient possibles toute l'année, sauf entre avril et juin (inclus). Les vêlages sont donc très peu groupés. Les règles définies dans GEDEMO permettaient aux génisses de vêler à partir de 25 mois. L'âge moyen au premier vêlage résultant de ces règles est de 800 jours (26,2 mois).

Le type de logement des animaux est identique dans toutes les simulations. Les vaches laitières sont dans une stabulation avec logettes, produisant du lisier. Les génisses sont logées dans une stabulation libre avec litière accumulée, produisant du fumier.

Alimentation

Dans toutes les simulations, trois rations différentes sont utilisées au cours de l'année : une ration hivernale, une ration de transition lors de la mise à l'herbe et une ration au pâturage. L'enchaînement de ces rations est régi par les mécanismes décrits dans le chapitre 7 et la figure 7.3.

La ration hivernale est composée d'ensilage de maïs à volonté et de tourteau de soja à raison de 175 g (MB) par kg (MS) de maïs. Si de l'ensilage d'herbe est disponible en stock, il est distribué à raison de 6 kg $(MS)/jour$.

La mise à l'herbe a lieu au plus tôt au premier mars et dès que la quantité d'herbe disponible pour le pâturage atteint 300 kg $(MS)/VL$. Une ration de transition est utilisée pendant au moins 20 jours (un changement de ration n'étant possible que lors d'un changement de parcelle pâturée). L'herbe pâturée est ingérée à volonté. La quantité d'ensilage de maïs est au départ de 8,5 kg $(MS)/j$, et décroît de 2 kg $(MS)/j$ tous les 7 jours. Comme les modifications de ration ne sont possibles que lors d'un changement de parcelle pâturée, la quantité d'ensilage de maïs distribuée correspond à celle prévue pour le jour de l'entrée des animaux dans la parcelle. Comme en hiver, du tourteau de soja est distribué en quantité proportionnelle à l'ensilage de maïs. Avec cette ration de transition, on considère que les déjections sont réparties à 70 % dans le bâtiment et à 30 % au pâturage.

La troisième ration, utilisée au pâturage dès la fin de la transition, est différente dans les deux systèmes fourragers. Ces rations sont décrites dans le paragraphe 8.2.3.

Au pâturage, des aliments complémentaires peuvent être distribués lorsque la quantité d'herbe disponible est trop faible (cf 7.2). On utilise alors de l'ensilage de maïs (avec une quantité élémentaire de 1 $kg\ MS$) et du tourteau de soja (avec une quantité élémentaire de 0.154 $kg\ MS$, soit 0.175 $kg\ MB$). La quantité d'ensilage de maïs distribuée en complément est limitée à 8 $kg\ (MS)/j$.

Les simulations diffèrent par la quantité de concentré distribué (voir 8.2.3). Ces différences concernent le concentré de production de type VL18. Dans tous les cas, ce concentré est composé de blé (20 %), maïs (20 %), orge (20 %), tourteau de soja (15 %), pulpe de betterave déshydratée (15 %) et de produits divers (compléments minéraux et vitaminés, mélasse, graisse, sel). Cette composition a été établie d'après L. Delaby (communication personnelle). Les valeurs alimentaires ont été calculées par moyenne pondérée des valeurs des ingrédients.

Les génisses ingèrent une ration composée d'ensilage de maïs, de paille et de concentré de production, pendant toute l'année. Les quantités sont calculées automatiquement par le modèle en fonction des caractéristiques des animaux pour permettre les objectifs de croissance (cf 5.1.2, page 95 et annexe B).

Parcelles

Le parcellaire a été généré aléatoirement, en fonction de quelques critères observés sur le terrain. Le nombre moyen de parcelles d'une exploitation de cette taille est de 17, selon des données issues du réseau « Equilibre Travail Revenu Environnement » (ETRE, Chambres d'agriculture de Bretagne). Cependant, dans MÉLODIE, les parcelles ne peuvent jamais être subdivisées et la gestion du pâturage devient difficile lorsque les parcelles sont grandes et peu nombreuses. Nous avons donc choisi de fixer la taille moyenne des parcelles à 2 ha. La distribution des surfaces de ces parcelles suit une loi normale d'écart-type 1 ha. Une parcelle en prairie permanente a été divisée en deux afin de faciliter la gestion du pâturage. Le nombre total de parcelles est donc de 26.

Une distance au siège de l'exploitation a également été définie pour chaque parcelle. Cette distance, générée aléatoirement, suit une loi gamma, de manière à ce que la plupart des parcelles soient situées à moins de 1 km du siège, avec quelques parcelles pouvant être situées beaucoup plus loin. Les parcelles les plus proches sont considérées comme accessibles aux vaches laitières pour le pâturage, jusqu'à couvrir 75 % de la surface totale. Compte tenu de la taille des parcelles, cette valeur ne peut être atteinte exactement et la surface accessible aux vaches laitières dans nos simulations est de 38,1 ha. La valeur moyenne observée dans le réseau ETRE pour la proportion de la surface accessible aux vaches laitières est de 52 %. Cette valeur n'a pas été utilisée car elle ne permet pas au système le plus herbager de fonctionner correctement.

Planification

Les jeux de priorités fixés pour la production des aliments et la gestion des effluents sont les mêmes dans toutes les simulations, bien que les quantités à produire et à épandre soient différentes. L'autonomie en herbe puis en maïs est privilégiée, puis des céréales à paille (blé et orge) sont implantées sur les surfaces restantes. Le fumier est épandu en

priorité sur le maïs. Le lisier est également épandu en priorité sur le maïs, puis sur les prairies. La priorité pour l'épandage associée aux parcelles est de 1,0 (priorité maximale) pour toutes les parcelles situées à moins de 1 km, puis est dégressive en fonction de la distance.

La paramétrisation du module de planification a été réalisée en partie grâce à des pré-simulations. Les rendements moyens sont ceux simulés par STICS lors de ces pré-simulations (Tableau 8.1), en utilisant la série climatique complète. Les quantités d'aliments à produire (Tableau 8.2) correspondent à la moyenne des quantités de chaque aliment ingérées en moyenne au cours d'une année, pour les simulations « Hauts concentrés ». Pour les autres niveaux de concentrés, les quantités d'aliments à produire ont été ajustées proportionnellement aux variations d'effectifs. Il n'est pas nécessaire d'évaluer ces valeurs très précisément, car les quantités à produire sont corrigées chaque année en fonction de l'état des stocks. La même méthode a été utilisée pour calculer les quantités d'effluents à gérer chaque année (Tableau 8.2).

Culture	Rendement moyen $t\ (MS)/ha$	Besoin en N $kg\ N/t\ (MS)$
Maïs ensilage	9,7	12,5
Prairie	6,7	35
Blé (grain)	6	25
Orge (grain)	5	25

TAB. 8.1 – Entrées du module de planification : rendements moyens des cultures déterminés par des pré-simulations et besoins en azote pour le calcul du bilan prévisionnel

	Système « Maïs »			Système « Herbe »		
Niveau de concentrés	Haut	Moy.	Bas	Haut	Moy.	Bas
Ensilage de maïs	170	175	195	110	115	125
Herbe pâturée	100	105	120	140	150	160
Herbe (total)	100	105	120	140	150	160
Lisier	650	655	665	620	630	650
Fumier	470	478	500	385	390	400

TAB. 8.2 – Entrées de TOURNESOL et FUMIGÈNE : quantités prévisionnelles d'aliments (en $t\ MS$) à produire et quantités d'effluents (en $t\ MB$) à gérer chaque année dans les différentes simulations

8.2.3 Caractéristiques variables entre simulations

Le taux de renouvellement des vaches laitières est de 35 % par an dans le système maïs, contre 30 % par an dans le système herbe. Cette différence est cohérente avec des observations générales faites sur le terrain (A. Bras, communication personnelle).

	Système « Maïs »			Système « Herbe »		
Niveau de concentrés	Haut	Moy.	Bas	Haut	Moy.	Bas
Début de lactation	6	4	0	7	5	1
Milieu de lactation	4	3	0	5	4	1
Fin de lactation	2	0	0	2	0	0
Période de tarissement	0	0	0	0	0	0

TAB. 8.3 – Quantités de concentré de production par vache laitière (en $kg\ (MS)/j$) en fonction du stade de lactation, pour les deux systèmes fourragers et trois niveaux de concentrés testés

Au niveau de l'alimentation, deux différences majeures distinguent les simulations : la part relative du maïs et du pâturage et la quantité de concentré de production. Dans le système maïs, de l'ensilage de maïs est distribué pendant toute l'année. La ration utilisée pendant la saison de pâturage (hors transition) contient, outre l'herbe pâturée à volonté, de l'ensilage de maïs (2,5 $kg\ (MS)/j$) et la quantité de tourteau de soja associée (0,53 $kg\ (MS)/j$) et du concentré de production. Pour cette ration, comme pour la ration de transition, de l'ensilage d'herbe est distribué à raison de 1,5 $kg\ (MS)/j$ s'il y en a en stock. Pour le système herbe, la ration de base au pâturage ne contient pas d'ensilage de maïs. Elle est composée uniquement d'herbe pâturée à volonté et de concentré de production. Cependant, de l'ensilage de maïs et du tourteau de soja peuvent être ditribués lorsque la quantité d'herbe pâturée disponible est trop faible.

Le concentré de production varie selon trois niveaux pour chacun des deux systèmes fourragers. Les quantités distribuées par vache laitière et par jour sont données dans le tableau 8.3. Ces quantités sont valables tout au long de l'année, quelle que soit la composition du reste de la ration. Les variations dans les effectifs des classes d'animaux peuvent faire varier la consommation totale du troupeau au cours de l'année.

Au cours de la période de pâturage, hors période de transition, la part des déjections des vaches laitières réalisée au pâturage dans les systèmes maïs et herbe est de 70 % et 80 % respectivement. La part restante est collectée en bâtiment.

8.3 Résultats

8.3.1 Gestion du troupeau

Les effectifs d'animaux sont simulés par le modèle GEDEMO, jour par jour et pour 21 classes d'animaux. Les vêlages sont très peu groupés, donc les effectifs sont relativement stables au cours de l'année. Le tableau 8.4 donne les effectifs moyens au cours de la simulation pour trois lots d'animaux, regroupant l'ensemble des classes. Plus le niveau de concentré est faible, plus il y a d'animaux. En effet, la production par animal baisse avec le niveau de concentrés et les effectifs ont été ajustés pour maintenir la même production totale de lait dans toutes les simulations. Dans les simulations du système

	Système « Maïs »			Système « Herbe »		
Niveau de concentrés	Haut	Moy.	Bas	Haut	Moy.	Bas
Génisses (< 1 an)	18,3	18,4	19,4	15,1	15,5	16,2
Génisses (> 1 an)	22,1	22,2	23,4	18,3	18,6	19,6
Vaches laitières	39,2	39,4	41,5	38,7	39,6	41,5

TAB. 8.4 – Effectifs moyens des différents lots d'animaux dans les six simulations réalisées

		Système « Maïs »			Système « Herbe »		
Niveau de concentrés		Haut	Moy.	Bas	Haut	Moy.	Bas
Génisses (< 1 an)	Ens. maïs	3,37	3,40	3,37	3,43	3,43	3,40
	Paille	0,72	0,67	0,73	0,61	0,62	0,67
	T. soja	0,58	0,58	0,58	0,57	0,57	0,57
Génisses (> 1 an)	Ens. maïs	4,13	4,24	4,14	4,33	4,35	4,24
	Paille	3,15	3,04	3,35	3,17	3,14	3,04
	T. soja	1,00	0,98	0,99	0,97	0,97	0,98

TAB. 8.5 – Ration quotidienne ingérée par les génisses, en moyenne pour chaque simulation

herbe, les effectifs de génisses sont moins élevés car le taux de renouvellement est plus faible.

Le plan d'alimentation des vaches laitières est globalement conforme aux attentes (Fig. 8.1). Cependant l'ingestion d'herbe pâturée est maximale en juillet. Pour les séries climatiques utilisées, la disponibilité de l'herbe devrait être faible à cette période, conduisant à la distribution d'ensilage de maïs en complément. Les stocks d'ensilage d'herbe sont consommés surtout en début d'hiver et jusqu'à épuisement. Dans certains cas, comme la simulation Herbe / Hauts concentrés, de l'ensilage d'herbe est distribué presque toute l'année. Ceci n'est pas valable toutes les années. L'ensilage d'herbe n'est pas produit en quantité supérieure à la distribution aux animaux et les stocks restent faibles tout au long des simulations.

Dans les simulations réalisées, l'alimentation des génisses était peu variable au cours de l'année. La ration quotidienne moyenne est donnée dans le tableau 8.5. Il y a peu de variabilité entre les simulations puisque les plans d'alimentation des génisses étaient identiques. Les différences observées proviennent uniquement des valeurs alimentaires du maïs, calculées par le modèle.

8.3.2 Gestion des cultures

Les caractéristiques générales du système fourrager sont indiquées dans le tableau 8.6. Au sein de chaque simulation, la surface en prairies varie très peu d'une année sur

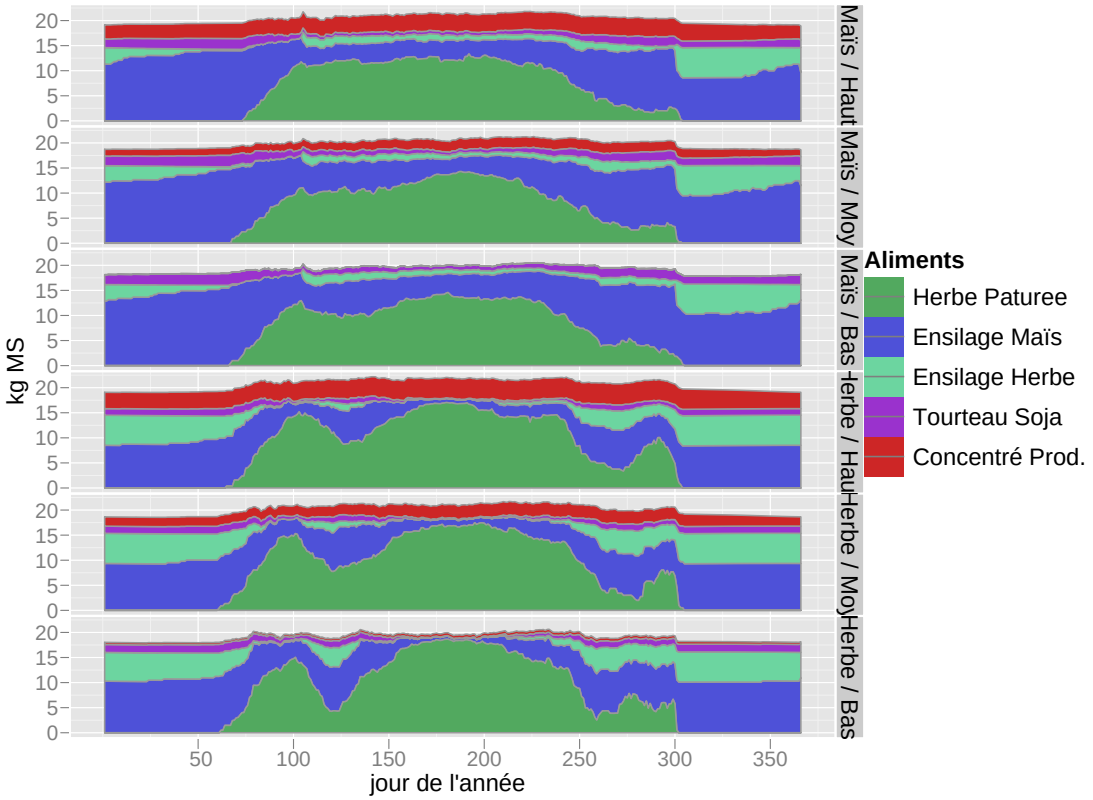


FIG. 8.1 – Ration ingérée par les vaches laitières, en moyenne pour chaque jour de l'année

	Système « Maïs »			Système « Herbe »		
Niveau de concentrés	Haut	Moy.	Bas	Haut	Moy.	Bas
Part prairies	30%	32%	36%	42%	45%	48%
$\frac{SFP}{SAU}$	68%	72%	81%	72%	77%	84%

TAB. 8.6 – Caractéristiques générales des assolements

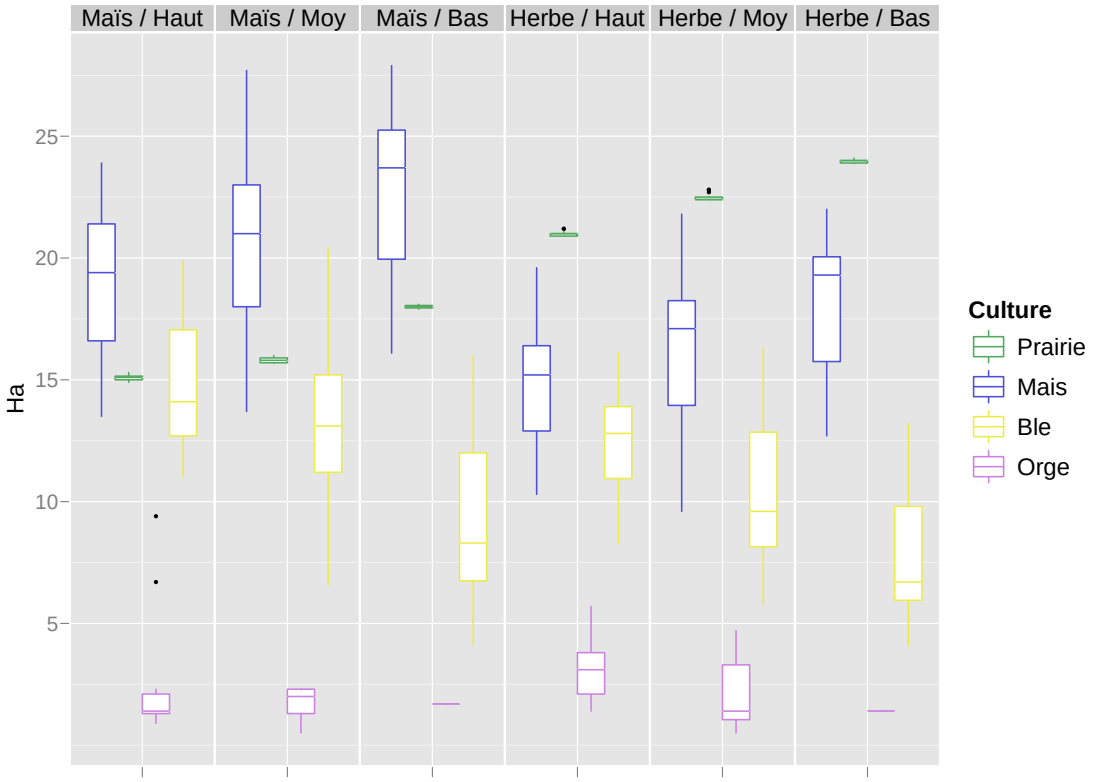


FIG. 8.2 – Surfaces annuelles allouées par TOURNESOL à chaque culture dans les différentes simulations. Les extrémités inférieure et supérieure des rectangles représentent les quartiles et la barre horizontale centrale la médiane.

		Système « Maïs »			Système « Herbe »		
Niveau de concentrés		Haut	Moy.	Bas	Haut	Moy.	Bas
prairie	N minéral	127,1	122,9	119,3	116,5	115,4	114,5
	N lisier	174,7	155,8	132,4	147,9	135,4	132,2
	N fumier	5,7	10,0	9,8	10,9	13,0	7,0
	N pât.	151,3	140,4	131,0	121,2	108,1	93,5
maïs	N minéral	26,2	25,6	27,1	36,5	35,6	34,4
	N lisier	27,5	27,2	22,2	9,3	11,6	8,8
	N fumier	73,9	62,8	58,8	64,2	54,4	59,6
blé	N minéral	104,5	102,8	104,1	102,3	102,7	101,5
	N lisier	0,3	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
	N fumier	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
orge	N minéral	78,1	81,3	87,2	84,2	84,2	83,9
	N lisier	9,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	N fumier	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

TAB. 8.7 – Fertilisation azotée des cultures : quantités d'azote, en $kg\ N/Ha$, apportées par différentes sources

l'autre, car les besoins ne sont pas ajustés chaque année (Fig. 8.2). En effet, il n'y a pas de reports de stock pour l'herbe pâturée. A l'inverse, les besoins en maïs sont ajustés chaque année en fonction de l'état des stocks. Si au 1er septembre le stock d'ensilage est trop faible, la surface en maïs pour l'année suivante est augmentée, et inversement. La surface en maïs est donc relativement variable. La surface en céréales à paille forme le complément dans l'assolement.

La fertilisation azotée des cultures est résumée par le tableau 8.7. La fertilisation des céréales à paille est stable d'une simulation à l'autre et est assurée presque uniquement par des engrais minéraux, conformément à la gestion des effluents exprimée dans les entrées du modèle. La quantité d'azote plus faible pour l'orge provient du potentiel de rendement inférieur. Les différences entre simulations pour la fertilisation des prairies et du maïs s'expliquent par les variations de surfaces de ces cultures et par la gestion des effluents. Le lisier est épandu en grande majorité sur les prairies. D'une simulation à l'autre, les quantités de lisier produites varient assez peu par rapport aux variations des surfaces en prairie. La quantité de lisier par hectare de prairie diminue donc lorsque la part de prairies augmente, par simple effet de dilution. De même dans le système maïs, lorsqu'on baisse les apports de concentrés, la surface en maïs augmente plus que la production de fumier. Dans ce système, les épandages de fumier par unité de surface en maïs baissent avec la diminution du niveau de concentrés. Dans le système herbe, pour la simulation à faible niveau de concentrés, la proportion de fumier épandue sur maïs plutot que sur prairie est plus forte (Fig. 8.3). Cette augmentation explique pourquoi les épandages de fumier par unité de surface en maïs sont supérieurs dans la simulation Herbe/Bas par rapport à la simulation Herbe/Moyen

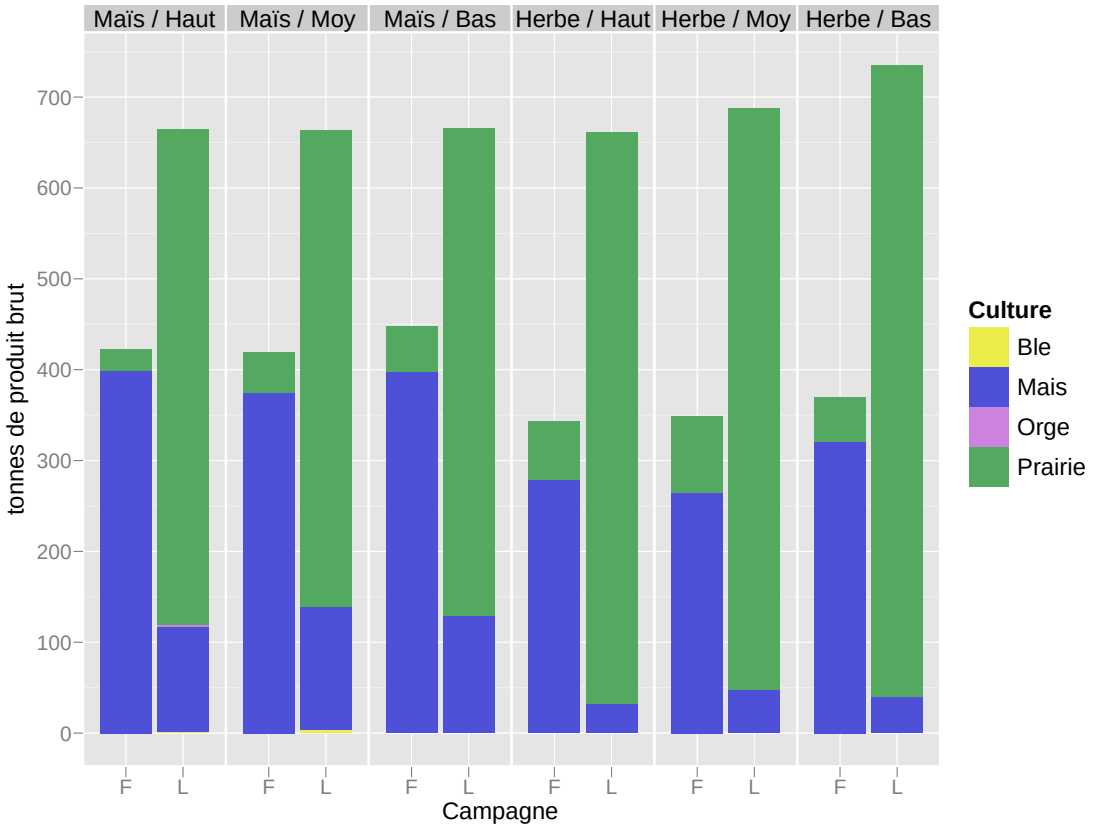


FIG. 8.3 – Quantités totales d'effluents, en t (MB), épandues en moyenne chaque année sur les différentes cultures. F = fumier, L = lisier

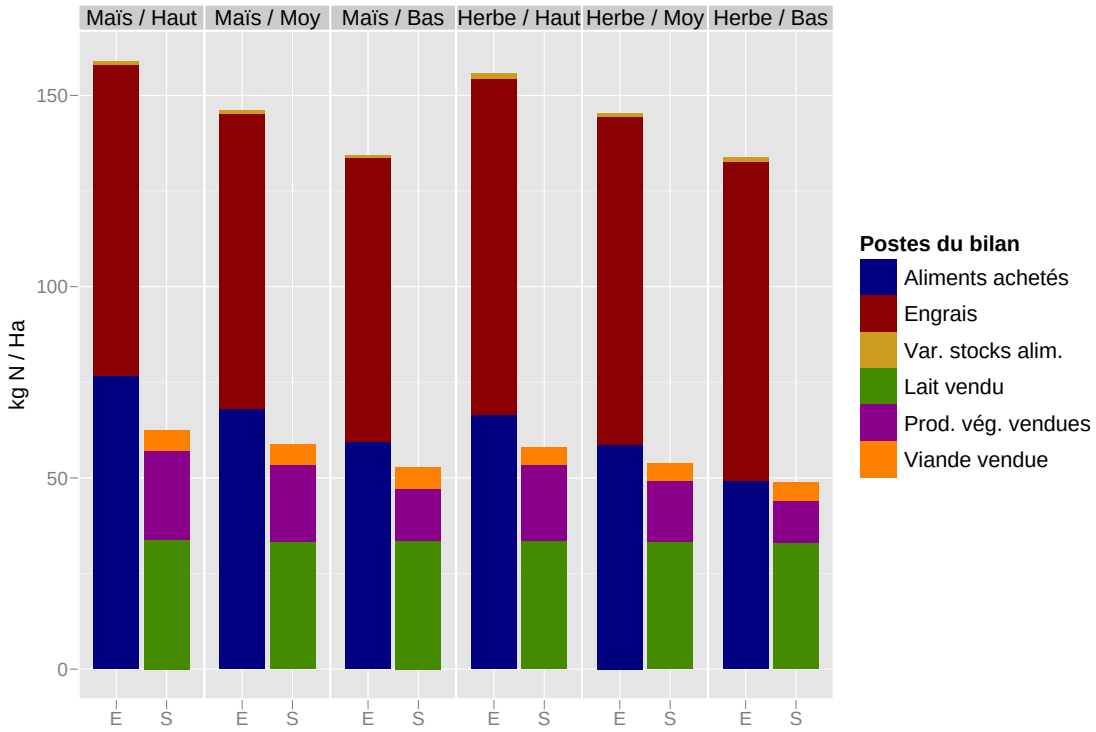


FIG. 8.4 – Bilan de l'azote aux portes de l'exploitation dans les différentes simulations

Pour les rejets d'azote au pâturage, le même raisonnement peut être tenu que pour le lisier. Lorsqu'on augmente la part d'herbe dans la ration, que ce soit en baissant la part du maïs ou celle des concentrés, les rejets azotés n'augmentent que légèrement, en raison de la teneur en azote plus élevée de la ration à base d'herbe. Dans le même temps, la surface en prairies augmente beaucoup, pour fournir l'herbe nécessaire. En conséquence, les rejets par unité de surface en prairie baissent lorsqu'on augmente la part d'herbe dans la ration.

8.3.3 Bilans de l'azote et excédents

Le bilan apparent de l'azote aux portes de l'exploitation est détaillé dans la figure 8.4. Entre simulations, les entrées d'azote par les aliments varient en fonction du niveau de concentré. Cependant, les variations observées sont beaucoup plus faibles, en proportion, que pour les niveaux de concentrés de production spécifiés en entrée du modèle. Deux raisons expliquent ce phénomène. D'une part, dans les deux systèmes fourragers, du tourteau de soja, riche en azote, est consommé même pour les simulations « Bas concentrés ». D'autre part, lorsque les quantités de concentrés de production par vache baissent, les quantités d'ensilage de maïs ingérées augmentent, ce qui s'accompagne d'une augmentation des achats de tourteau de soja, riche en azote. Ceci explique que les entrées d'azote par les aliments ne varient pas dans les mêmes proportions que les

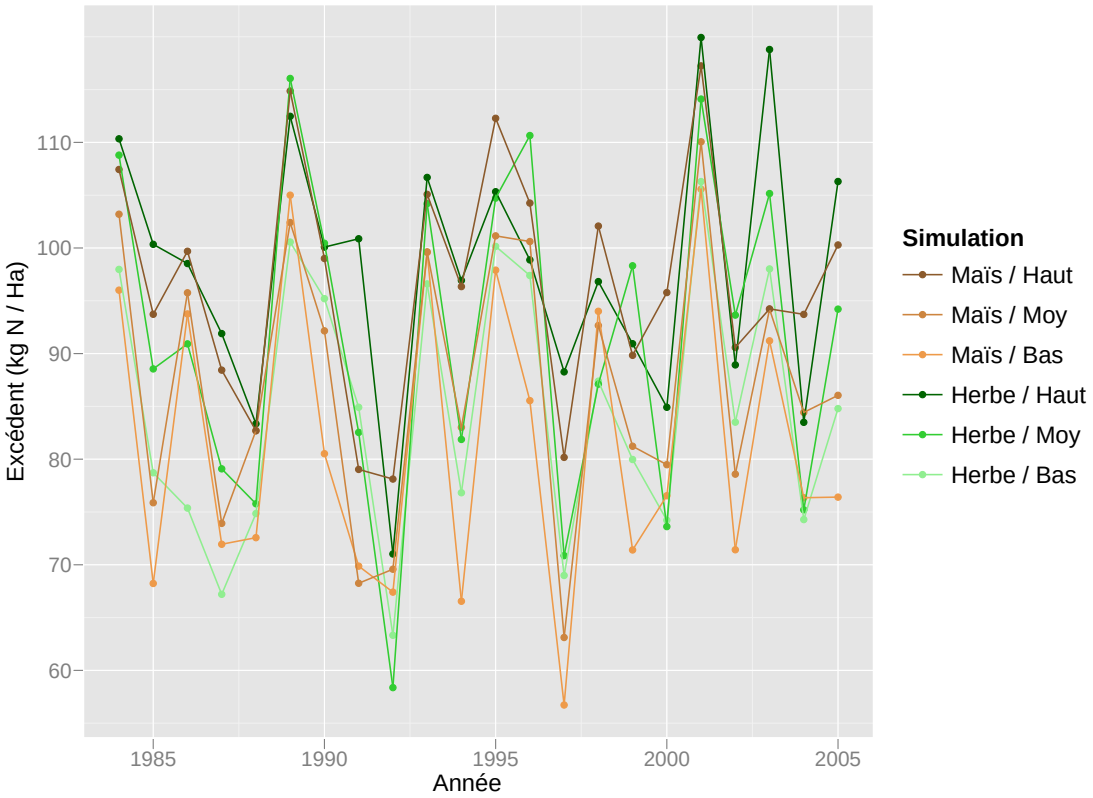


Fig. 8.5 – Excédent du bilan de l'azote par année dans les différentes simulations

niveaux de concentrés de production définis en entrée du modèle. Les simulations du système herbe comptent moins de génisses, c'est pourquoi les entrées d'azote par les aliments sont légèrement plus faibles.

La prairie est la culture qui reçoit le plus d'azote minéral, mais la fertilisation des prairies dans les simulations du système herbe est plus faible que dans le système maïs. Les entrées d'azote par les engrais minéraux ne sont que très légèrement plus élevées dans les systèmes herbe.

L'excédent du bilan varie plus en fonction des années qu'en fonction des modalités de la simulation (Fig. 8.5). Une analyse de variance étudiant l'effet de l'année, du système fourrager et du niveau de concentrés montre que ces trois effets combinés expliquent une grande partie de la variabilité des excédents du bilan (tableau 8.8). La variabilité liée aux années est plus forte, tandis que la variabilité liée au système fourrager (Maïs ou Herbe) est très faible.

Les sorties par les produits animaux (lait et viande) varient très peu. Pour la viande, la variabilité est principalement due au système, en raison du taux de renouvellement plus élevé du système Maïs. Les sorties par les produits végétaux sont plus variables, principalement en fonction de l'année. La variabilité des entrées est du même ordre de grandeur que celle des sorties par les produits végétaux (tableau 8.8). L'effet année est

Variable expliquée	Ecart-type ($kg\ N/Ha$)	Part de variabilité expliquée		
		Système	Concentrés	Année
Achats aliments	9,3	28,8%	57,5%	8,2%
Engrais minéraux	7,8	27,2%	9,2%	35,8%
Variations stocks alim.	12,8	0,0%	0,0%	87,2%
Viande	0,46	90,8%	9,1%	0,0%
Lait	0,47	6,3%	7,2%	42,8%
Produits végétaux	6,46	6,6%	35,3%	49,7%
Excédent du bilan	14.2	1,1%	16,5%	69,3%

TAB. 8.8 – Variabilité des différents postes du bilan apparent de l'azote dans les simulations. Parts de variabilité expliquées par l'effet du système fourrager (Maïs ou Herbe), du niveau de concentrés (Haut, Moyen ou Bas) et de l'année.

	Système « Maïs »			Système « Herbe »		
Niveau de concentrés	Haut	Moy.	Bas	Haut	Moy.	Bas
Vers l'eau						
$N\text{-}NO_3$	65,9	60,3	57,2	65,1	61,0	56,6
Vers l'air						
$N\text{-}NH_3$	34,3	33,4	33,8	34,6	34,5	34,9
$N\text{-}N_2$	14,9	14,3	14,0	15,6	15,2	14,9
$N\text{-}N_2O$	4,6	4,4	4,3	4,8	4,7	4,6
Total (air)	53,9	52,1	52,2	55,0	54,5	54,4

TAB. 8.9 – Émissions de composés azotés, en moyenne annuelle (kg N/Ha)

faible pour les achats d'aliments et modéré pour les entrées par l'engrais. Enfin, les variations de stock d'aliments peuvent être très différentes d'une année sur l'autre mais sont en moyenne quasiment nulles pour toutes les simulations.

8.3.4 Lessivage et volatilisation d'azote

Le lessivage des nitrates, en total annuel, varie principalement en fonction des années (Fig. 8.6). Les différences entre simulations sont faibles et proviennent surtout de l'effet du niveau de concentrés (tableau 8.9). L'analyse de variance montre que le système fourrager et le niveau de concentrés ont un effet significatif sur le lessivage annuel (lorsqu'on tient compte de l'effet année), mais ils n'expliquent respectivement que 0,1 % et 0,5 % de la variabilité. L'effet année, à lui seul, explique 98 % de la variabilité des lessivages annuels.

Le lessivage est d'une manière générale plus fort sur les parcelles ayant été en prairie durant l'année précédente (tableau 8.10). Les pertes par lessivage sont moins fortes après maïs, car cette culture laisse les reliquats d'azote minéral en automne les plus faibles.

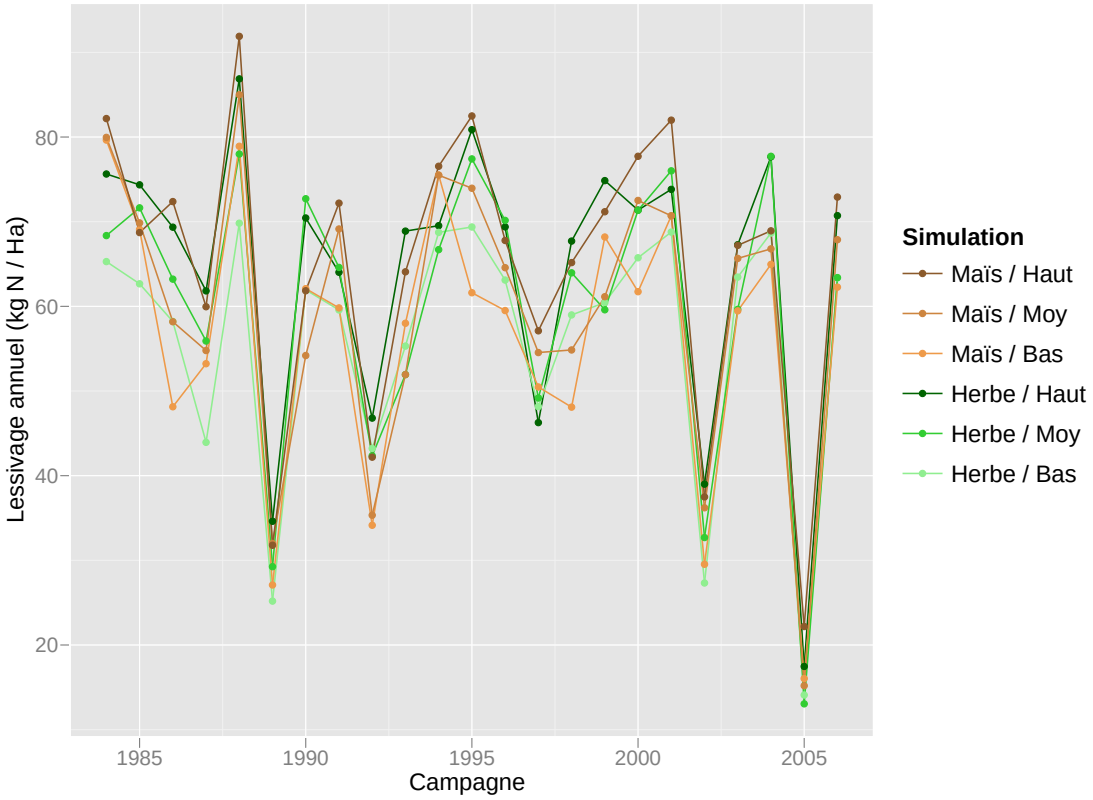


FIG. 8.6 – Lessivage cumulé par campagne culturale (de septembre à août) dans les différentes simulations

	Système « Maïs »			Système « Herbe »		
Niveau de concentrés	Haut	Moy.	Bas	Haut	Moy.	Bas
Prairie	119,2	101,1	88,6	95,2	85,2	74,8
Maïs	27,5	27,6	28,7	27,6	28,6	29,4
Blé	56,9	57,2	57,5	56,6	55,4	59,8
Orge	60,7	49,3	20,9	52,6	49,1	47,9

TAB. 8.10 – Lessivage (kg N/Ha) cumulé sur l'année (du 1er septembre n au 31 août $n+1$) en fonction de la culture précédente (année n)

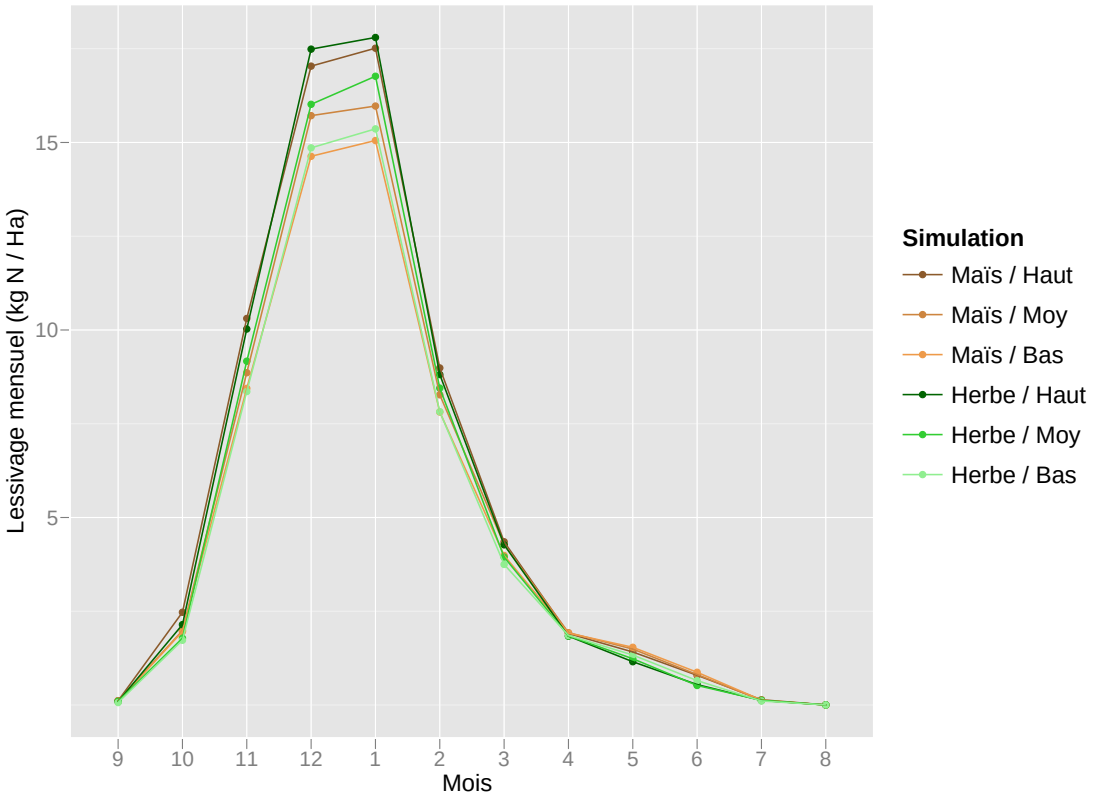


FIG. 8.7 – Lessivage moyen au cours de chaque mois de l'année dans les différentes simulations

Lorsqu'on agrège les quantités lessivées par mois, la dynamique est similaire dans toutes les simulations (Fig. 8.7). L'essentiel du lessivage a lieu entre novembre et mars inclus, avec un pic en décembre et janvier.

Les quantités totales d'azote volatilisées sont assez peu variables, ce qui est lié à leur mode de calcul. Les différences entre simulations (tableau 8.9) sont faibles car les types de bâtiments et les techniques d'épandage sont les mêmes. La variabilité de la volatilisation d'azote n'est donc pas analysée ici.

8.3.5 Lien entre excédents et pertes

L'objectif est ici d'étudier le lien entre l'excédent d'azote et le lessivage à l'échelle de l'exploitation. Au vu de la dynamique du lessivage présentée dans la partie précédente, il semble logique de considérer le lessivage en cumul sur un hiver entier. Le lessivage quotidien a donc été sommé par périodes d'une année s'étendant du 1er septembre au 31 août. Pour détecter un éventuel lien avec l'excédent du bilan d'azote, il faut considérer le bilan établi sur la période précédant l'hiver durant lequel on étudie le lessivage. Le même découpage temporel ne pouvait donc pas être utilisé. Les bilans de l'azote ont été établis par année civile.

D'une façon générale, deux facteurs jouent un rôle important dans le lessivage : le stock de nitrates dans le sol au début de l'hiver et la lame drainante, c'est-à-dire la hauteur d'eau qui percole à travers le sol au cours de l'hiver. La lame drainante est très liée aux précipitations hivernales.

Dans un premier temps, pour expliquer la variabilité du lessivage, nous avons étudié l'effet du stock d'azote minéral dans le sol au 1er novembre et de la somme des précipitations entre novembre et février (inclus) sur le cumul du lessivage au cours de l'hiver correspondant (Fig. 8.8). Le jeu de données contenait donc une valeur par année et par simulation, soit un total de 132 données. Une régression linéaire multiple a montré que la relation entre les deux variables étudiées et le lessivage est significative. Le coefficient de détermination de la régression était de 76 %.

Une régression similaire, mais utilisant l'excédent du bilan au lieu du stock d'azote minéral dans le sol, a été réalisée. L'effet de l'excédent du bilan reste significatif (p=0,005), mais le coefficient de détermination chute à 52 %. On peut en déduire que certains facteurs interfèrent dans la relation entre l'excédent du bilan et le reliquat d'azote en début d'hiver. L'intégration de ces variables dans le raisonnement permettrait alors d'expliquer une partie de la variabilité du lessivage.

La variabilité inter-annuelle de la volatilisation de l'azote est faible dans le modèle. Cette variable n'est donc pas un bon candidat pour expliquer le manque de relation entre l'excédent du bilan et le reliquat dans le sol en début d'hiver. Les flux de matière considérés dans le modèle et le principe de conservation de matière suggèrent que deux variables doivent être considérées : la variation du stock d'azote organique du sol et la variation du stock d'azote dans les effluents stockés, au cours de l'année sur laquelle le bilan est effectué.

L'intégration de ces variables dans la régression multiple améliore effectivement l'ajustement du modèle, puisque le coefficient de détermination passe à 69 %. Toutes

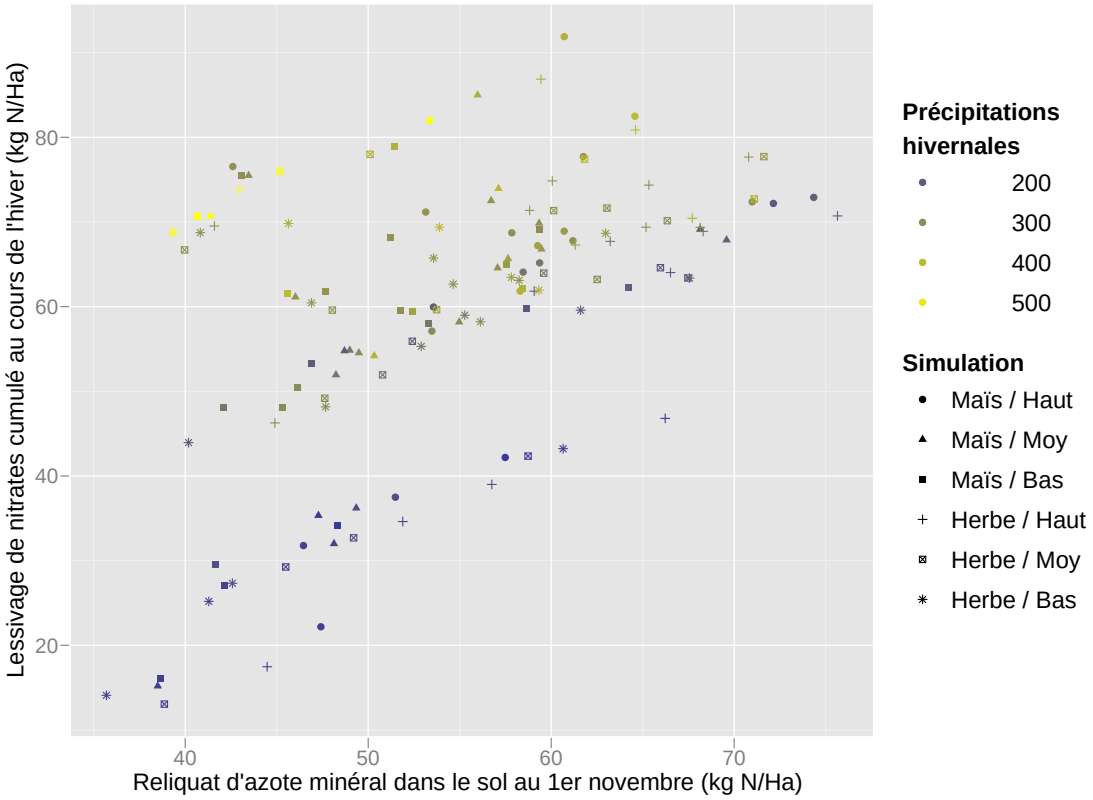


FIG. 8.8 – Lien entre le reliquat d'azote moyen sur l'exploitation au 1er novembre, les précipitations au cours de l'hiver suivant et le lessivage cumulé sur la même période

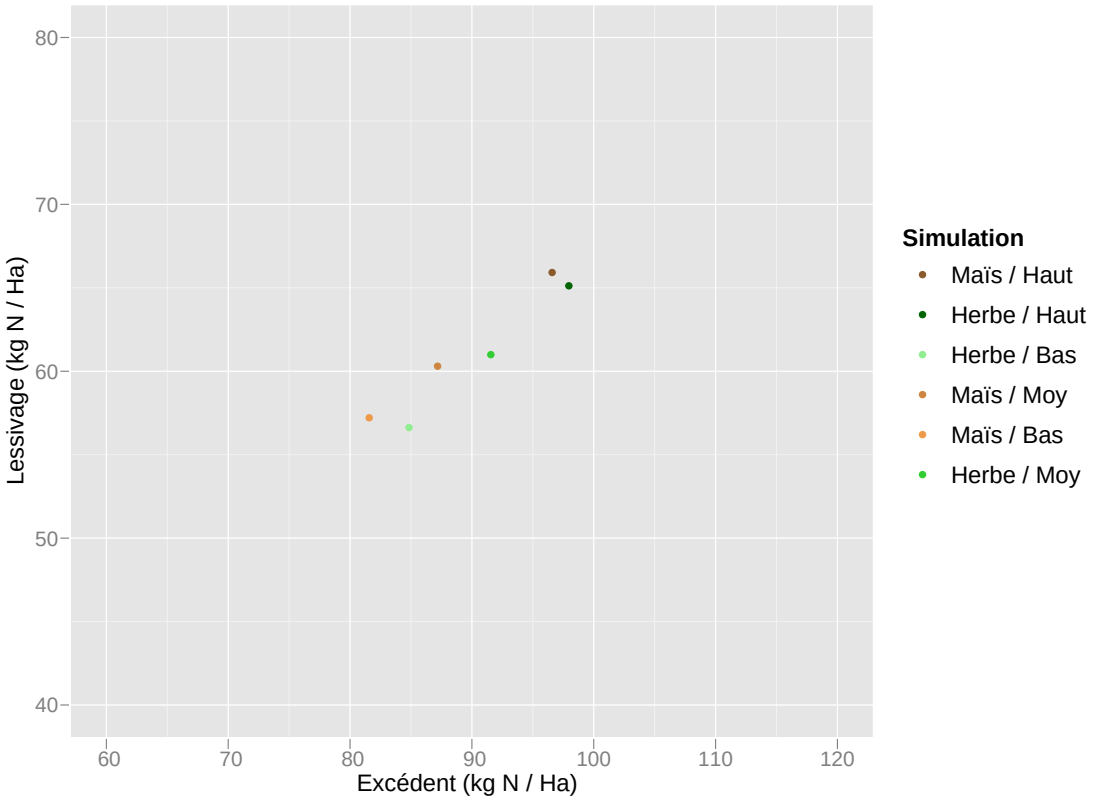


Fig. 8.9 – Lien entre excédent du bilan moyen (en kg N / Ha) et lessivage de nitrates moyen (en kg N / Ha)

les variables intégrées dans le modèle ont un effet significatif. Les précipitations hivernales gardent de loin le rôle le plus important. Les variations de stock d'azote dans les effluents ont un effet plus fort que l'excédent du bilan et que les variations de stock d'azote organique dans le sol.

Le coefficient associé à l'excédent du bilan dans la régression prenant en compte toutes les variables est de $0,45 \pm 0,07$. Cela signifie qu'une augmentation de 10 kg de l'excédent du bilan, entre systèmes ou entre années, se traduit par une augmentation du lessivage de 4,5 kg, à variations de stocks égales. Cette valeur n'est valable que dans le contexte pédo-climatique et pour les systèmes de production simulés.

En résumé, le lien entre excédent du bilan et lessivage est significatif, même si la variabilité inter-annuelle est très forte. Le lien entre ces variables est plus facilement visualisable lorsqu'on se place en moyenne sur l'ensemble des années simulées (Fig. 8.9).

8.3.6 Diminution du stock d'azote organique du sol

Les variations de stock d'azote dans les effluents jouent un rôle dans la variabilité inter-annuelle, mais n'interviennent pas dans la relation globale puisqu'elles sont en

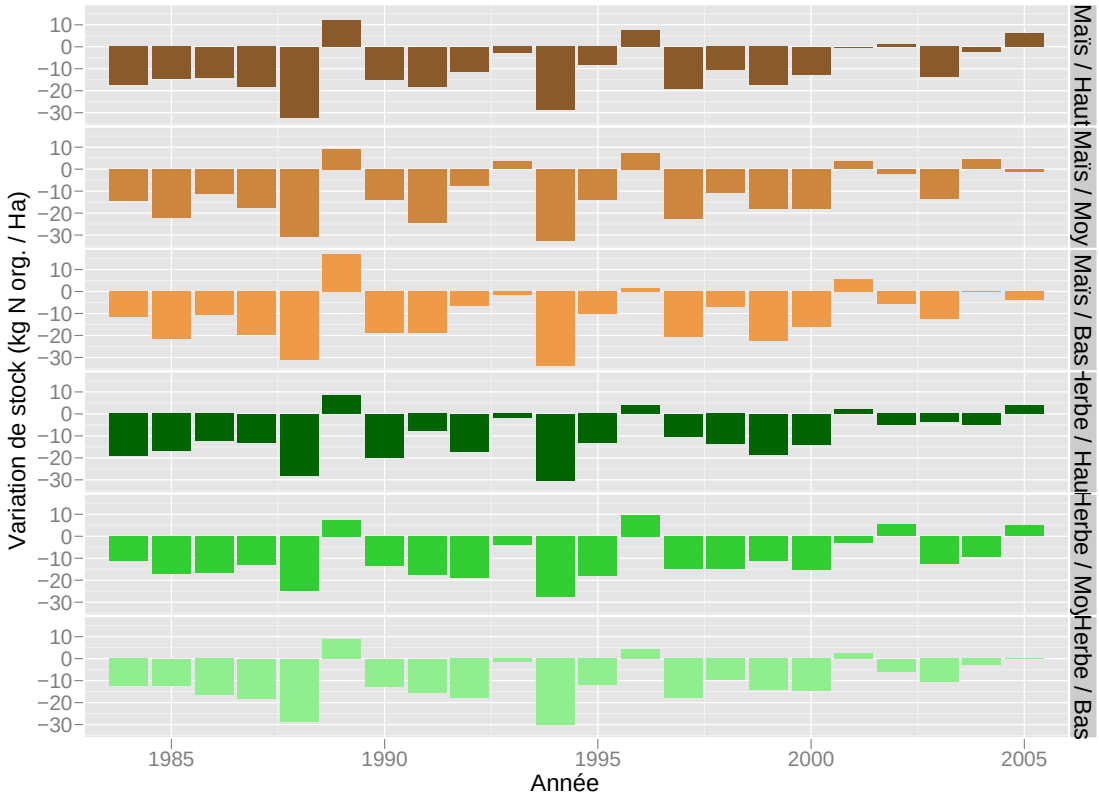


FIG. 8.10 – Variabilité inter-annuelle de la baisse de stock d'azote organique dans le sol

moyenne nulles. Par contre, les variations des stocks d'azote organique dans le sol ne sont pas nulles en moyenne dans les simulations. Leur rôle doit donc être étudié.

Dans les six simulations, les stocks d'azote organique dans le sol tendent à baisser. La baisse annuelle, en moyenne sur toutes les années et toutes les parcelles, est comprise entre 11 et 12 kg N/ Ha dans toutes les simulations. Cette baisse est plus marquée au début des simulations (Fig. 8.10), car les formalismes de STICS sont basés sur une décroissance exponentielle du stock présent en début de simulation.

Si la moyenne de la baisse du stock est similaire dans toutes les simulations, la variabilité est différente. Dans les simulations du système Herbe, les trajectoires sont plus homogènes que dans les simulations du système Maïs (Fig. 8.11). Dans tous les cas, les stocks d'azote organique tendent à décroître pour la quasi-totalité des parcelles.

8.4 Discussion

8.4.1 Des bilans apparents de l'azote faibles mais cohérents

Les bilans apparents de l'azote à l'échelle de l'exploitation calculés par MÉLODIE sont cohérents avec les valeurs relevées sur le terrain, bien que situés dans le bas de la gamme

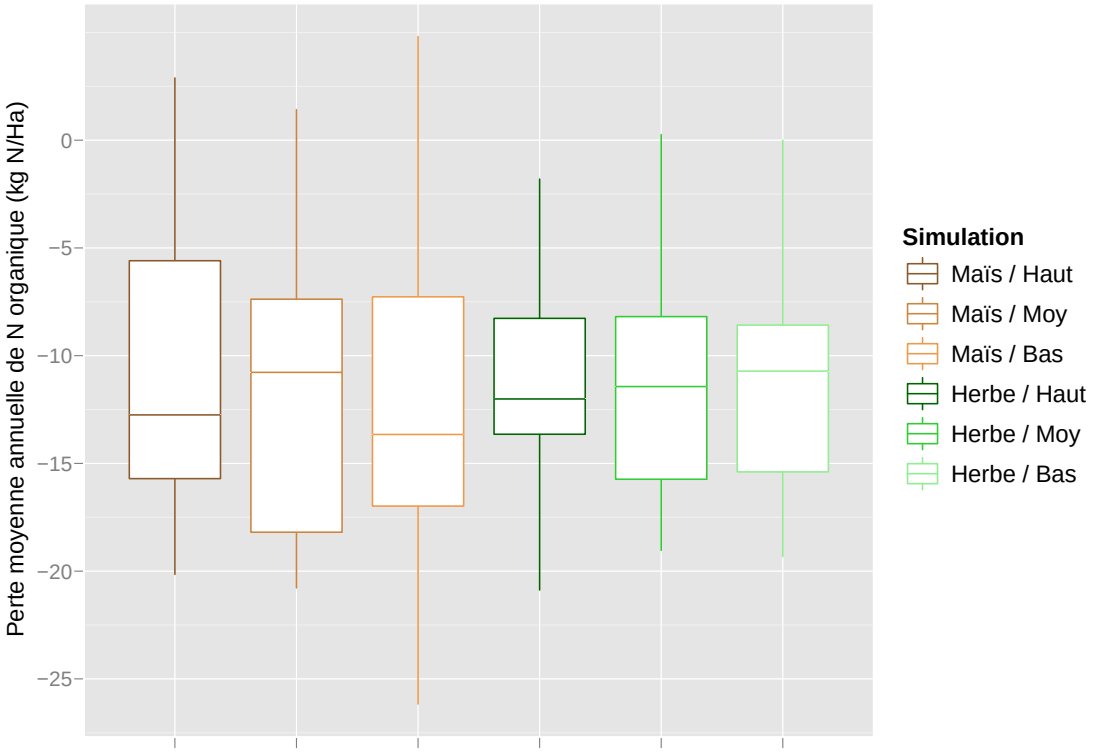


Fig. 8.11 – Variabilité entre parcelles de la diminution moyenne au cours de la simulation du stock d'azote organique dans le sol. Les extrémités inférieure et supérieure des rectangles représentent les quartiles et la barre horizontale centrale la médiane.

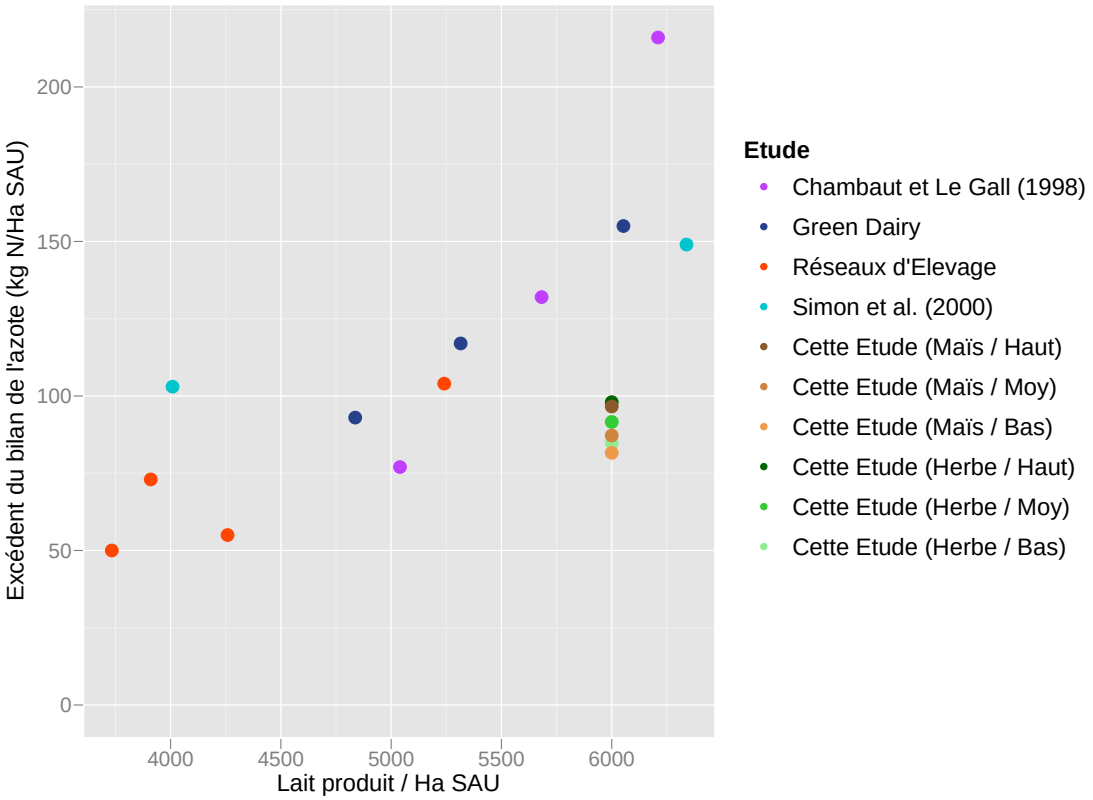


FIG. 8.12 – Lien entre production laitière par hectare et bilan apparent de l'azote dans nos simulations et dans la bibliographie. Sources : Chambaut et Le Gall (1998) ; Simon *et al.* (2000) ; Raison *et al.* (2006) ; Institut de l'Elevage (2008b)

des valeurs observées pour ce niveau de production laitière (Fig. 8.12). On notera que les valeurs représentées sur la figure 8.12 pour les études issues de la bibliographie sont des moyennes pour des groupes d'exploitations, au sein desquels il existe une importante variabilité entre exploitations. Par exemple, pour le groupe « Production spécialisée de lait » de Simon *et al.* (2000), l'excédent moyen est de 149 kg N/Ha et l'écart-type est de 91 kg N/Ha. L'efficacité de gestion de l'azote dans les simulations est donc très bonne. L'utilisation d'un calcul de fertilisation azotée précis prenant en compte les arrière-effets des effluents organiques tend à minimiser les apports azotés, notamment par rapport aux observations les plus anciennes. Un autre facteur d'explication est que les pertes d'aliments au champ, lors du stockage et de la distribution aux animaux ne sont pas simulées. Ce point sera discuté dans le chapitre 9.

L'observation selon laquelle l'année est le principal facteur de variabilité est corroborée par une analyse des données des Réseaux d'Élevage (M. Ferrand, Institut de l'Élevage, non publié). Les exploitations suivies dans les réseaux y restent généralement pendant plusieurs années, une partie de l'échantillon étant renouvelée chaque année.

L'analyse statistique des données collectées dans des exploitations laitières sur la période 2000-2005 par un modèle mixte a montré que l'effet exploitation, pris en compte seul, n'explique que 71 % de la variabilité. Ce résultat pose donc la question de la répétabilité des bilans.

Il existe peu d'études auxquelles ce résultat peut être comparé. Plusieurs études proposent des évaluations de bilans apparents de l'azote plusieurs années de suite dans une même exploitation, mais dans le cadre de la mise en place de mesures spécifiquement destinées à réduire les bilans (Swensson 2003 ; Groot *et al.* 2006). Comparer la variabilité inter-annuelle des bilans dans ces études à la variabilité due au climat dans nos simulations n'a donc pas de sens.

Les valeurs des différents postes du bilan sont également cohérentes par rapport à différentes études contenant des bilans dans des exploitations comparables à celles des simulations (voir tableau 1.3, page 40). Les entrées d'azote par les engrais, variant de 74 à 86 kg dans les simulations (en moyenne sur l'ensemble des années), sont supérieures à celles enregistrées dans les exploitations des régions Bretagne et Pays de Loire du projet Green Dairy (Raison *et al.* 2006). Les entrées par les aliments, qui varient de 49 à 77 kg entre simulations (en moyenne sur l'ensemble des années), sont toujours inférieures aux entrées par les engrais. Les simulations rejoignent ici l'observation faite par Chambaut et Le Gall (1998). L'inverse était observé dans le projet Green Dairy. Les efforts de maîtrise de la fertilisation et d'introduction de légumineuses réalisés par les éleveurs de l'Ouest de la France, déjà mentionnés dans le chapitre 1, se retrouvent ici.

Dans les simulations, les sorties par la viande sont légèrement plus faibles que dans les données observées par Chambaut et Le Gall (1998) et Raison *et al.* (2006). Parmi les exploitations de leurs échantillons, certaines pouvaient avoir des ateliers de production de viande bovine ou porcine, tirant la moyenne des sorties par la viande vers le haut. Le groupe Bretagne du projet Green Dairy est particulièrement concerné. De plus, comme il s'agit d'un poste faible en valeur absolue, la différence n'a que peu d'impact sur les excédents du bilan. Les sorties par le lait et les productions végétales simulées par le modèle sont cohérentes avec les observations.

En conclusion, les valeurs de l'excédent du bilan dans les simulations sont plutôt faibles mais restent dans une gamme acceptable. Ces valeurs sont similaires à celles de systèmes optimisés, ce qui correspond bien à la définition des systèmes simulés.

8.4.2 Émissions de composés à risque : les quantités d'azote lixiviées sont élevées dans ce contexte

Une comparaison des quantités d'azote lessivées dans les simulations avec le lessivage estimé dans trois sites expérimentaux de l'Ouest de la France est donnée dans la figure 8.13. Les quantités simulées sont proches de celles estimées dans le cadre du projet Green Dairy à Trevarez (Bossuet *et al.* 2006) et de mesures réalisées sur la ferme expérimentale de Derval (Institut de l'Elevage, non publié) entre 2003 et 2005. Le lessivage enregistré à Derval au cours du projet Green Dairy est plus faible, mais aucun drainage n'a eu lieu au cours d'un des hivers en raison de précipitations faibles, résultant en un lessivage d'azote nul.

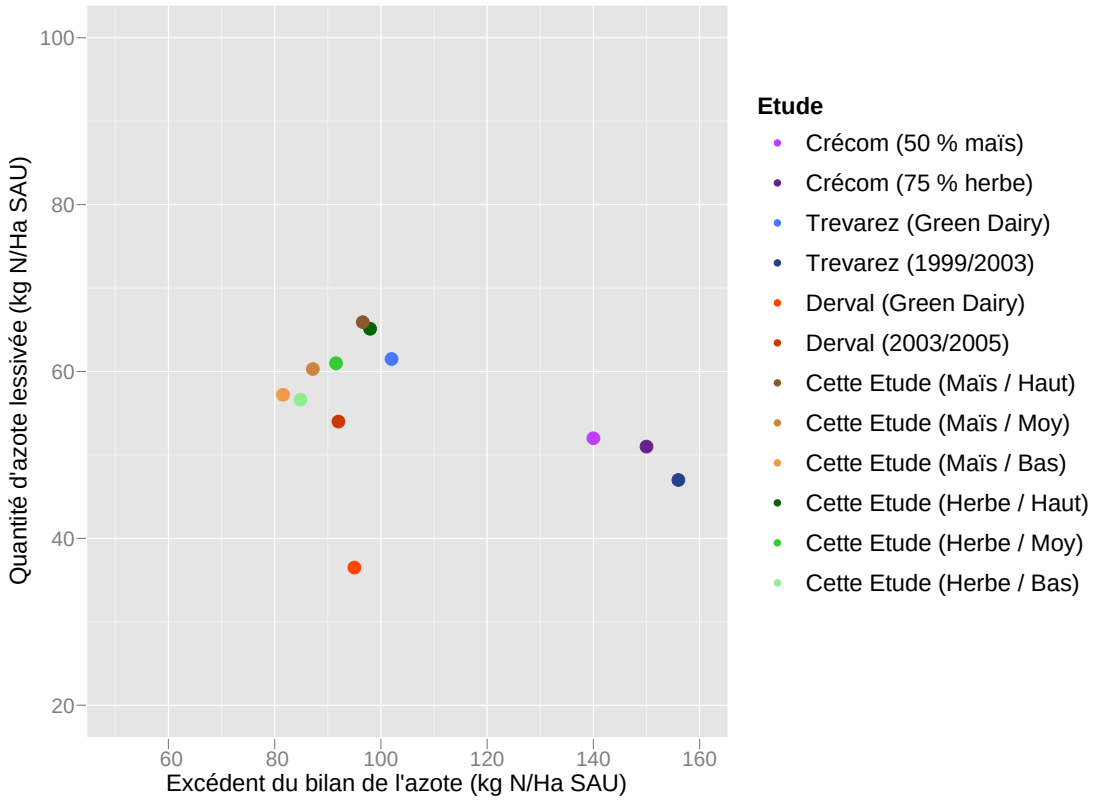


FIG. 8.13 – Lien entre bilan apparent de l'azote et lessivage dans nos simulations et dans la bibliographie. Sources : Le Gall et Cabaret (2002) ; Bossuet *et al.* (2006), Institut de l'Elevage (non publié)

Les précipitations hivernales, et plus précisément la lame drainante, sont un déterminant majeur du lessivage. Au cours des simulations présentées, la lame drainante n'a pas été calculée, mais les précipitations hivernales (de novembre à février inclus) sont de $285 \pm 97\ mm$. Le drainage moyen enregistré à Trevarez est donc beaucoup plus élevé que dans le contexte des simulations, pour des quantités d'azote lessivé inférieures. Le lessivage simulé semble donc plutôt élevé pour ce contexte. Le lien avec l'excédent du bilan sera discuté dans la partie suivante.

D'autre part, le lessivage de nitrates obtenu dans les simulations, très faible après maïs et fort après prairie (tableau 8.10), n'est pas cohérent avec les observations faites au cours de l'essai de Crécom (Le Gall et Cabaret 2002). Dans cet essai, les pertes après ces deux cultures étaient très proches. Étant donné que la fertilisation du maïs et de la prairie sont cohérentes, la question du stockage d'azote sous prairie et de la libération pour les cultures suivantes (le maïs dans la plupart des cas) doit être analysée. Ce point sera abordé dans la partie suivante. De plus, le lessivage simulé après des céréales à paille laisse penser que la fertilisation du blé et de l'orge pourrait être optimisée.

Soder et Rotz (2001) ont réalisé des simulations avec le modèle IFSM avec différents niveaux de concentrés dans un système exclusivement au pâturage. Différents scénarios ont été testés, dont l'un visait la stabilité des quantités totales de lait produites, en ajustant le nombre d'animaux pour les différents niveaux de concentrés. Dans ces simulations, le lessivage était faible (21 kg N/Ha pour la simulation avec le plus bas niveau de concentrés). De plus, le lessivage diminuait lorsque le niveau de concentrés augmentait, même si les variations étaient minimes (-3 kg N/Ha pour la simulation avec 9 kg de concentrés par jour en début de lactation). Ce résultat est donc opposé à la tendance observée dans nos simulations. Dans les deux cas, les variations du lessivage sont faibles.

En termes de pertes gazeuses d'azote, les résultats des simulations sont proches des estimations faites à Derval et Trevarez (respectivement 46 et 40 kg) pour le projet Green Dairy (Bossuet *et al.* 2006). La volatilisation d'ammoniac est légèrement supérieure dans les simulations. Cependant, dans Green Dairy, les émissions ont été estimées à l'aide de facteurs d'émission qui sont également utilisés dans MÉLODIE. Les simulations présentées ici sont donc par définition cohérentes avec la bibliographie, mais reflètent mal la variabilité liée au contexte et aux pratiques.

8.4.3 Excédent d'azote et émissions de composés à risque

L'analyse des résultats des simulations a montré que le lien entre l'excédent d'azote et le lessivage est masqué par la variabilité inter-annuelle mais est bien réel sur le long terme. Cependant, la gamme des bilans est faible puisque les bilans moyens extrêmes sont séparés de moins de 20 kg N / Ha.

En termes de répartition de l'excédent d'azote, la figure 8.13 montre que les résultats des simulations sont très proches des estimations faites à Trevarez dans le cadre du projet Green Dairy (Bossuet *et al.* 2006). Les excédents du bilan apparent de l'azote sont légèrement plus élevés à Trevarez mais le stock d'azote organique du sol y semble stable.

Dans les diverses études expérimentales citées ici, le stock d'azote organique dans le sol n'est pas mesuré directement. La différence entre l'excédent d'azote et les pertes vers l'eau et l'air est égale la somme des variations de stock dans le sol et des diverses erreurs d'estimation.

Les résultats obtenus à Crécom entre 1996 et 1998 (Le Gall et Cabaret 2002) comportent des excédents de bilans de 149 et 160 kg N/Ha en moyenne pour les deux systèmes étudiés (« 50 % maïs » et « 75 % herbe »). Ces valeurs sont supérieures aux excédents dans les simulations présentées. Pourtant, le lessivage estimé par Le Gall et Cabaret (2002) (52 et 51 kg N/Ha) est inférieur aux lessivages simulés ici (Fig. 8.13). La différence de répartition de l'excédent peut être attribuée aux variations de stock d'azote organique dans le sol. À Crécom, le stock augmente en moyenne de 35 et 36 kg N/Ha par an respectivement dans les deux systèmes testés. Dans les simulations, le stock tend à baisser de 11 à 12 kg N/Ha par an en moyenne pour chaque simulation.

La simulation des stocks d'azote organique est donc un point crucial pouvant influencer les différences de répartition *apparente* de l'excédent d'azote. La mobilisation de l'azote organique du sol dans les simulations contribue en effet à la surestimation du lessivage dans ce contexte pédo-climatique. Sans cette mobilisation, les valeurs de lessivage seraient probablement plus cohérentes. Or, des stocks d'azote organique dans le sol stables ou en légère augmentation seraient cohérents avec le système simulé. En effet, il semble que dans des parcelles alternant des prairies pendant 3 à 6 ans et des cultures pendant 3 ou 4 ans, le stock de carbone organique augmente (Lemaire 2007) et on peut supposer qu'il en va de même pour l'azote sachant que ces deux éléments sont très liés. Comme mentionné dans la partie précédente, le stockage d'azote organique sous prairie est donc insuffisant. Les implications sur le modèle MÉLODIE seront discutées dans le chapitre 9.

8.4.4 Perspectives

Dans les simulations présentées ici, divers points pourraient être améliorés. La définition des entrées devra évoluer conjointement au modèle lui-même, afin de corriger ces défauts. Les simulations pourront être effectuées à nouveau avec les versions ultérieures de MÉLODIE.

Tout d'abord, dans les simulations présentées ici, les génisses sont toujours alimentées en bâtiment. Elles ne sortent jamais au pâturage. Cela a des implications en termes d'assolement et de fertilisation. Si l'alimentation des génisses était basée sur le pâturage, la surface en maïs serait moins importante et les quantités de fumier à gérer également.

De plus, la variabilité des surfaces allouées aux céréales semble trop importante. Lorsque les rendements en maïs sont trop faibles, les éleveurs ont recours soit à l'ensilage de surfaces en maïs initialement prévues pour être récoltées en grain (destiné à la vente), soit à l'achat auprès d'une exploitation voisine. Dans les simulations présentées, la résilience face à la variabilité des rendements passait uniquement par la modification des surfaces en maïs ensilage l'année suivante, ce qui nécessite une marge de sécurité importante sur les stocks. Toutefois, il est difficile de justifier cette affirmation à partir de

données bibliographiques, car les pratiques des agriculteurs sur ce point sont rarement décrites.

Le plan d'expérience pourra être complété par la suite, de manière à augmenter la variabilité entre simulations. Dans les simulations présentées, les excédents du bilan en moyenne sur l'ensemble des années sont assez proches entre toutes les simulations. Ce constat est également vrai en ce qui concerne les quantités d'azote lessivées. Des systèmes de production plus variés doivent donc être ajoutés à ce plan d'expérience. En particulier, ces systèmes pourraient avoir une production laitière par hectare différente, car il s'agit d'un facteur de variabilité important des excédents d'azote. D'une manière plus large, la question du niveau d'intensification doit être abordée. Le niveau d'intensification au niveau des animaux a été testé ici avec les différents niveaux de concentrés, mais les animaux avaient toujours le même potentiel génétique et étaient toujours alimentés selon leurs besoins. Que se passerait-il avec des niveaux de production par animal radicalement différents ? Au niveau des cultures, le niveau d'intensification était constant dans toutes les simulations présentées ici. Le potentiel de rendement et la gestion de la fertilisation étaient identiques. Cependant, la capacité du modèle à explorer différents niveaux d'intensification sur les cultures est limitée par le système biotechnique (voir chapitre 9).

8.5 Conclusion

Dans nos simulations, la variabilité du lessivage des nitrates était surtout liée à l'année. Il existe bien un effet de l'excédent du bilan apparent de l'azote sur le lessivage. Cet effet ne peut être mis en évidence que sur le long terme, car à l'échelle anuelle, la variabilité climatique est plus forte. De ce fait, MÉLODIE permet de relativiser l'interprétation du bilan apparent de l'azote comme indicateur des pertes d'azote sur un temps court. D'autre part, le lessivage simulé était élevé par rapport au contexte pédo-climatique. L'analyse de la répartition de l'excédent a montré que les variations de stock d'azote organique du sol expliquent au moins en partie cette surestimation. La dynamique à long terme de l'azote dans le sol et la capacité des prairies à stocker de l'azote et à le libérer pour les cultures suivantes devront donc être améliorées dans le modèle. Enfin, le plan d'expérience devra être complété en faisant varier le niveau d'intensification de manière à obtenir plus de variabilité dans les résultats.

La démarche adoptée dans ce chapitre illustre les principes de l'exploitation de MÉLODIE. Une première phase de l'analyse des résultats consiste à vérifier que le déroulement des simulations correspond à ce qui était attendu, par exemple pour l'alimentation des animaux. L'étude de résultats environnementaux de base, comme le bilan apparent de l'azote ou le lessivage annuel, permet de déterminer la *crédibilité* des simulations, par comparaison avec des données issues de la bibliographie. Enfin, la production réelle de résultats provient de l'exploitation de données qui ne sont pas disponibles d'ordinaire, comme le détail des lieux d'émission ou les aspects dynamiques. Par exemple, grâce aux simulations sur le long terme, les résultats présentés ici ont permis de confirmer le

lien entre l'excédent du bilan, le stock d'azote organique dans le sol et le lessivage, en relation avec la variabilité inter-annuelle.

Chapitre 9

Discussion générale

Sommaire

9.1 Modélisation de la décision : une approche originale 185
9.1.1 Apports de la modélisation des processus décisionnels 185
9.1.2 Planification annuelle 186
9.1.3 Flexibilité dans l'application des plans 189
9.1.4 Utilisation de l'ontologie : avantages et limites 190
9.2 Mélodie, un modèle évolutif du fonctionnement des élevages 191
9.2.1 Fondements du caractère évolutif de Mélodie 191
9.2.2 Couplage de modèles 192
9.2.3 Modélisation par ontologies 195
9.3 Perspectives d'évolution de Mélodie 196
9.3.1 Le système biotechnique comporte des limites connues 196
9.3.2 Les interactions entre le système de pilotage et le système biotechnique doivent être renforcées 198
9.3.3 Vers des évaluations de durabilité 201
9.4 Les évaluations d'impact environnemental proposées par Mélodie 203
9.4.1 Mélodie simule les émissions de composés à risque de façon dynamique et localisée 203
9.4.2 Complémentarité avec les autres méthodes d'évaluation . . . 204
9.5 Évaluation de Mélodie 204
9.6 Applications de Mélodie 206
9.6.1 Cadre général d'utilisation 206
9.6.2 Comment interpréter les sorties d'un modèle complexe ? . . . 207
9.7 Conclusion 207

Les chapitres précédents ont présenté le modèle MÉLODIE et un exemple d'application. Ce chapitre analyse les points originaux du modèle en comparaison avec les approches existantes ainsi que les défis liés à son développement et à son utilisation. Les principales limites du modèle, ses évolutions futures et les types d'application envisageables sont également discutés.

9.1 Modélisation de la décision : une approche originale associant différentes échelles de temps

Les processus décisionnels des agriculteurs doivent être simulés pour évaluer correctement les pressions exercées sur l'environnement et la réaction aux aléas climatiques. Le pilote d'un système agricole prend ses décisions en fonction d'une représentation qu'il se fait du système et de son évolution. MÉLODIE prend en compte ces processus de façon explicite, ce qui le démarque des modèles similaires.

9.1.1 Apports de la modélisation des processus décisionnels

9.1.1.1 Modéliser les décisions simplifie la gestion de la cohérence des systèmes simulés

Lors de simulations dynamiques à l'échelle du système de production, une difficulté majeure est d'assurer la cohérence des simulations, en particulier pour des études prospectives sur des systèmes n'existant pas sur le terrain (simulations *ex ante*). Par exemple, l'assolement doit être cohérent avec le plan d'alimentation des animaux et le niveau d'autonomie souhaité. Dans MÉLODIE, le module de planification assure la cohérence entre trois éléments de plan : le plan d'alimentation des animaux spécifié par l'utilisateur, l'assolement et le plan de fumure. Ces deux derniers éléments sont générés chaque année en fonction du premier de manière à respecter au mieux les principes de gestion spécifiés en entrée du modèle. La cohérence de la simulation dépend alors de la cohérence de ces principes de gestion et de leur traduction sous forme de priorités dans les entrées du modèle.

La gestion de l'exploitation simulée est cohérente sur le plan spatial. Les décisions sont prises en fonction de caractéristiques assignées individuellement aux parcelles. Par exemple, les parcelles les plus éloignées du siège de l'exploitation peuvent être associées à une priorité pour l'épandage faible. Une culture donnée n'est donc pas conduite de la même façon sur toutes les parcelles. Au cours d'une simulation pluri-annuelle, chaque parcelle suit une trajectoire qui lui est propre et qui s'insère de façon cohérente dans le système de production. L'hétérogénéisation de l'espace crée des contraintes et des opportunités qui justifient d'individualiser les parcelles pour prendre des décisions.

9.1.1.2 La résilience du système est assurée par des décisions prises à deux horizons temporels

Les impacts environnementaux simulés dans MÉLODIE sont en partie gouvernés par le climat. Ce dernier influence les flux de façon directe (la lixiviation des nitrates dépend par exemple des précipitations), mais aussi de façon indirecte au travers du pilotage du système. MÉLODIE dispose de mécanismes d'adaptation en fonction de l'état du système et des conditions climatiques. Ces mécanismes interviennent aussi bien dans les décisions annuelles (voir chapitre 6) que dans les décisions opérationnelles (voir chapitre 7). Le rôle de ces mécanismes a été illustré par les simulations présentées dans le chapitre 8. Au cours de ces simulations, les surfaces en maïs ont beaucoup varié, pour compenser la variabilité des rendements. De même, les quantités d'herbe pâturée ingérées par les vaches laitières ont varié d'une année sur l'autre, grâce aux règles permettant une gestion dynamique du stock d'herbe.

Dans MÉLODIE, la variabilité climatique est donc gérée de façon réaliste grâce à l'association de deux horizons temporels pour la prise de décision. Il s'agit d'un point essentiel pour la réalisation de simulations *ex ante*, puisque le pilotage varie chaque année, mais ne peut pas être intégralement renseigné en entrée du modèle. Le manque d'adaptation du pilotage en fonction des conditions climatiques était un des principaux défauts des modèles présentés dans le chapitre 2. En particulier, le modèle IFSM (Rotz et Coiner 2004) peut simuler plusieurs années climatiques, mais de façon indépendante, sans enchaînement. La dimension pluri-annuelle des conséquences de la variabilité n'est donc pas prise en compte. Les mêmes plans sont utilisés pour chaque année climatique testée. Á l'opposé, le modèle FASSET (Jacobsen *et al.* 1998) utilise des plans établis chaque année, mais ces plans sont peu remis en question en cours d'année.

L'approche utilisée dans MÉLODIE, suggérée par l'ontologie des systèmes de production agricole, laisse une large part à la flexibilité dans l'application des plans, en fonction du contexte. Cette approche est moins lourde que la révision fréquente du plan proposée par Snow et Lovatt (2008).

9.1.2 Planification annuelle

9.1.2.1 La planification dans le modèle d'action

Le plan est un élément à part entière du modèle d'action (Sebillotte et Soler 1990). De nombreuses études utilisant le modèle d'action considèrent les plans comme établis avant la simulation. Il existe peu de travaux équivalents à MÉLODIE en termes d'établissement des plans d'activités. Cette étape constitue un changement de niveau d'organisation dans les processus décisionnels dans le sens où elle traduit des objectifs stratégiques en décisions tactiques. Une limite à l'approche de MÉLODIE réside dans l'utilisation d'itinéraires techniques préconstruits, sans investigation sur les motifs ayant conduit à ces itinéraires techniques types. En conséquence, ces derniers ne varient ni en fonction des années, ni en fonction des parcelles, à part pour la fertilisation. Cette simplification a peu de conséquences dans la version actuelle de MÉLODIE, dans la mesure où le système

biotechnique n'est pas sensible à de nombreuses opérations techniques (travaux du sol, traitements phyto-sanitaires) et les itinéraires techniques sont réduits au minimum.

9.1.2.2 Fonctionnement de Tournesol et Fumigène

Tournesol et Fumigène ont pour objectif de générer l'assolement et le plan prévisionnel de fumure chaque année dans la simulation. Ils simulent les décisions prises par les éleveurs en traduisant des priorités basées sur des motivations de tous ordres : économique, agronomique, organisationnel ou autre. Ils se basent donc, dans la mesure du possible, sur le principe de rationalité restreinte, qui est plus à même de représenter les processus décisionnels des agriculteurs que le concept de rationalité parfaite (Attonaty *et al.* 1999 ; Papy 2000 ; Edwards-Jones 2006). Tournesol et Fumigène adoptent ainsi une approche différente des modèles existants dans ce domaine, qui visent plutôt à optimiser des critères économiques et/ou environnementaux. Par exemple, le modèle proposé par Giasson *et al.* (2002) pour l'allocation des effluents a pour objectif de minimiser les risques de pertes de phosphore tout en minimisant les coûts de transport des effluents et de fertilisation minérale.

De plus, Tournesol est un modèle original car il alloue des cultures à des parcelles en fonction d'objectifs pour l'année planifiée. Les modèles proposés précédemment visaient soit à optimiser les rotations culturales par parcelle (Dogliotti *et al.* 2003 ; Bachinger et Zander 2007), sans considérer les services liés à l'assolement global, soit à calculer des surfaces optimales par culture (Itoh *et al.* 2003 ; Ortega *et al.* 2004) ou pour différentes rotations (Klein Haneveld et Stegeman 2005 ; Detlefsen et Jensen 2007). Le fait de travailler sur les exploitations d'élevage et de prendre en compte, dans une certaine mesure, des contraintes spatiales, rendait nécessaire l'adoption d'une nouvelle perspective.

Une limite majeure de l'approche adoptée par Tournesol et Fumigène est la relative difficulté de paramétrisation. Les valeurs associées aux matières premières dans Tournesol et les coefficients de priorité dans Fumigène ne correspondent pas à des paramètres observables. Le nombre de paramètres et leur structure en matrices rendent difficile une analyse de sensibilité exhaustive des modèles. Les valeurs des paramètres doivent être fixées les unes par rapport aux autres en fonction des préférences exprimées par l'éleveur dont on modélise la stratégie, ce qui suppose de connaître au moins partiellement le fonctionnement interne des modèles.

Des approches alternatives auraient pu être utilisées pour construire les deux modèles. À cause du caractère multi-critères des décisions pour l'assolement et le plan de fumure, la logique floue (Bouchon-Meunier 1993) présente un intérêt. Une possibilité est de générer un grand nombre d'assolements à partir de rotations culturales existantes et considérées comme acceptables sur l'exploitation, puis de sélectionner un assolement en fonction de critères de qualité et de critères éliminatoires. La démarche de gpam (Snow et Lovatt 2008) est également une approche adaptable au cas de Mélodie. Le pilotage est trop complexe pour être confié entièrement à gpam, mais un tel système serait capable de remplacer le module de planification actuel. gpam fonctionne par maximisation d'une fonction objectif évaluée au terme de la période planifiée et représentant la

qualité du plan évalué. Dans notre cas, la fonction objectif vérifierait que la production d'aliments et les épandages prévus sont convenables, de façon dynamique et sur une ou plusieurs années.

La prise en compte des contraintes de main d'œuvre a été citée dans le chapitre 7 comme un point à développer dans MÉLODIE. Cette amélioration peut être faite au niveau du pilotage opérationnel, mais aussi de la planification. Avec la version actuelle de TOURNESOL, il est possible de définir une contrainte sur les surfaces à récolter à une période donnée, le mois de juillet par exemple. Ainsi, l'assolement choisi ne conduit pas à une pointe de travail insurmontable en juillet. Il s'agit d'une forme minimale de prise en compte des contraintes de main d'œuvre. Développer cet aspect nécessite d'adopter un cadre générique de représentation de la disponibilité et des besoins en main d'œuvre. Le modèle conceptuel ATELAGE, proposé par Madelrieux (2004), rend compte de l'organisation du travail dans une exploitation d'élevage de façon dynamique et en cohérence avec le système de production, ce qui est un prérequis pour la planification des activités en fonction des contraintes de main d'œuvre. Cependant, cette approche est difficile à appliquer dans une simulation *ex ante*.

9.1.2.3 La planification peut être réalisée plus souvent et avec plus d'anticipation

Dans MÉLODIE, la planification est réalisée une fois par an, pour une période d'un an. D'autres possibilités auraient été envisageables, à la fois pour la fréquence de planification et pour la période planifiée.

Le modèle générique de décision par planification GPAM, proposé par Snow et Lovatt (2008), défend l'idée d'une période planifiée plus longue que l'intervalle entre deux planifications. Un tel système permet de prendre des décisions en anticipant à plus long terme. Schématiquement, le pilote du système a en permanence une trajectoire à suivre, plutôt que de simplement naviguer d'un point à un autre en fixant le cap à chaque étape. D'après Snow et Lovatt (2008), il est essentiel de revoir la planification régulièrement car elle s'applique à un environnement incertain. MÉLODIE peut opposer le fait que les plans ne sont pas appliqués tels quels, mais qu'il existe une flexibilité, contrairement aux modèles pilotés par GPAM.

En termes de modification de la période planifiée, une possibilité intéressante pourrait être d'augmenter l'anticipation à long terme. Dans le modèle FASSET (Jacobsen *et al.* 1998) une planification pour trois ans est effectuée chaque année. Un tel système présente un intérêt indéniable pour la génération des assolements. En effet, il permet de créer des opportunités. Si une culture a une faible valeur en elle-même pour l'exploitation considérée, mais que cette culture est un excellent précédent pour une autre culture très importante dans le système, alors il est probable que les agriculteurs utiliseront cette culture car ils raisonnent en partie en termes de rotation. Ce n'est pas le cas de la version actuelle de TOURNESOL, qui établit des assolements sans considérer leurs effets futurs. Le modèle peut facilement être transformé pour considérer plusieurs années, mais la multiplication des variables à optimiser risque d'aboutir à des temps de

calcul beaucoup trop longs. Ce système est toutefois envisageable pour les sytèmes de culture les plus simples, avec peu de parcelles et de cultures possibles.

Une autre piste de réflexion concerne la fréquence de planification. Réaliser plusieurs planifications par an, en utilisant les nouvelles informations disponibles à des dates clés permettrait d'améliorer la réactivité du modèle face à l'état du système. Un premier assolement (complet) pourrait être déterminé en septembre et servirait pour les semis des cultures d'automne. Un second assolement généré en fin d'hiver et prenant en compte les parcelles déjà semées en automne déterminerait les cultures de printemps, en tenant compte des besoins en fourrages estimés à ce moment. De même le plan prévisionnel de fumure réalisé en sortie d'hiver pourrait tenir compte des reliquats d'azote et des stocks d'effluents à ce moment, ce que font en pratique les éleveurs. L'inconvénient est que des objectifs intermédiaires sur l'état des stocks sont nécessaires et il est difficile de les fixer *a priori*.

Dans le cadre de l'intégration des contraintes de main d'œuvre discutée dans la partie précédente, intégrer des mécanismes de planification à intervalles réguliers constitue une solution pour doter le système de pilotage de propriétés d'anticipation qu'il est difficile d'obtenir autrement.

9.1.3 Flexibilité dans l'application des plans

Dans Mélodie, les processus décisionnels des agriculteurs sont simulés à un pas de temps journalier, sur le long terme. Les décisions liées à l'alimentation des bovins ont été décrites dans le chapitre 7. Sur ce plan, l'originalité de Mélodie est de modéliser le pilotage de façon complète, y compris lors des phases de stabulation. En effet, des modèles de pilotage de l'alimentation au pâturage ont déjà été proposés. Le WFM (Wastney *et al.* 2002), décrit dans le chapitre 2, possède un ensemble de règles de décisions applicables aux exploitations laitières néo-zélandaises. Ces règles gèrent les mouvements du troupeau sur les parcelles et la distribution d'aliments complémentaires. Le modèle proposé par Romera *et al.* (2004) simule une gestion par règles de décisions d'élevages bovins allaitants en Argentine. Dans ces deux exemples, le système de production modélisé ne comprend pas de bâtiments. Les animaux sont toujours au pâturage. Le modèle Sepatou (Cros *et al.* 2001) s'applique aux exploitations laitières françaises, mais seules les phases de pâturage sont modélisées. Dans Mélodie, le système est géré avec anticipation, notamment en ce qui concerne la distribution d'aliments complémentaires. Cette organisation est rendue possible par le concept de nombre de jours de demande, qui reflète dans une certaine mesure l'évolution future du système.

Les règles incluses dans la version actuelle de Mélodie sont suffisantes pour modéliser de façon basique le fonctionnement d'un système pâturant, comme l'ont montré les simulations présentées dans le chapitre 8. Cependant, certains points méritent d'être améliorés. Deux propositions peuvent être formulées : *(i)* avoir des paramètres de gestion variables en fonction de la saison, pour mieux s'ajuster à la croissance de l'herbe, et *(ii)* avoir des seuils de biomasse en sortie de parcelle variables en fonction de la biomasse lors de l'entrée des animaux, ce qui est une contrainte imposée par la qualité de l'herbe pâturée.

La mise à l'herbe est un événement clé et sa date a une grande influence sur le pâturage de printemps. Le prédicat déterminant la mise à l'herbe est similaire aux règles évaluées par Coleno et Duru (1999). Cependant, ces derniers se basent sur les stocks d'herbe disponibles uniquement sur la surface prévue pour le premier cycle de pâturage, tandis que MÉLODIE se base sur l'ensemble des parcelles accessibles aux vaches laitières.

En ce qui concerne les domaines autres que l'alimentation des bovins, seules les règles indispensables au fonctionnement du modèle ont été incluses. Toutefois, des évolutions ont été envisagées dans le chapitre 7.

Une question qui se pose dans ce cadre est celle de la capture des règles utilisées par les agriculteurs. Vayssières (2008) a utilisé une démarche fondée sur des interactions fortes avec des éleveurs, au travers de discussions par groupes et par immersion dans les exploitations. Si le pilotage des petites exploitations laitières de l'île de la Réunion se prête bien à cette démarche, il semble plus difficile de l'appliquer aux exploitations de l'Ouest de la France en raison du nombre important de règles à définir.

Pour le modèle IFSM (Rotz et Coiner 2004), des règles de faisabilité sont utilisées. Ces règles consistent à comparer l'humidité simulée de différentes couches du sol à des coefficients fixés en fonction de l'opération à réaliser et du type de matériel impliqué (Rotz et Harrigan 2005).

Le simulateur OTELO (Attonaty *et al.* 1993), dont la démarche théorique est décrite dans Papy *et al.* (1988) est destiné à l'étude de l'organisation des opérations culturales par les agriculteurs face à la variabilité climatique, en fonction de contraintes de main d'œuvre et de machinerie. Ces travaux peuvent fournir un cadre de base pour la modélisation des décisions liées au système opérant au niveau opérationnel.

9.1.4 Utilisation de l'ontologie : avantages et limites

MÉLODIE est basé sur l'ontologie des systèmes de production agricole proposée par Martin-Clouaire et Rellier (2005). Cette ontologie fournit un cadre formel pour la modélisation de la décision. Grâce à ce cadre, la structure du système de pilotage dans MÉLODIE est cohérente et claire. L'étendue de l'ontologie, qui n'a pas été totalement exploitée, donne un caractère extensible au système de pilotage de MÉLODIE. Dans les modèles similaires, étudiés dans le chapitre 2, seul GAMEDE (Vayssières 2008) présente une modélisation aussi formalisée des processus décisionnels.

L'utilisation de DIÈSE permet de construire des simulateurs rapidement, car le développeur ne se concentre que sur les parties fondamentales du code. Le moteur de simulation et les aspects d'interface (entrées et sorties) sont gérées par DIÈSE. Ce gain de temps est permis par l'acceptation de l'ontologie en tant qu'ensemble de concepts ayant le même sens pour les développeurs de DIÈSE et pour les développeurs de simulateurs.

Une limite de la démarche est le temps nécessaire aux développeurs pour s'approprier les concepts de l'ontologie des systèmes de production agricole. Pour construire un simulateur de façon efficace, il est nécessaire d'avoir une connaissance relativement étendue de l'ontologie. Au cours de cette thèse, un premier exemple simple de modéli-

sation du pâturage a été réalisé dans ce but. À l'échelle d'un modèle comme MÉLODIE, le temps investi est largement rentabilisé par la rapidité de développement permise par l'ontologie et par DIÈSE une fois la maîtrise des outils acquise.

9.2 MÉLODIE, un modèle évolutif du fonctionnement des élevages

Comme mentionné dans le chapitre 3, l'objectif de cette thèse est de construire la première version d'un modèle qui continuera à évoluer par la suite. L'ensemble des objectifs visés par le modèle ne sont pas atteints pour l'instant. Dans cette section, différents points méthodologiques pour la construction d'un modèle évolutif sont abordés. Ensuite, les limites de la version actuelle de MÉLODIE et les modifications prioritaires pour le futur sont abordées.

9.2.1 Fondements du caractère évolutif de MÉLODIE

MÉLODIE est constitué par l'assemblage d'un certain nombre de sous-modèles préexistants. Pour que le modèle soit évolutif, sa structure globale doit être suffisamment claire pour permettre aux développeurs de cerner rapidement les conséquences des modifications qu'ils apportent au fonctionnement du modèle. Un autre enjeu est de permettre à d'éventuels nouveaux développeurs de s'intégrer facilement au projet.

L'utilisation de l'ontologie des systèmes de production agricole et de DIÈSE a permis de créer un simulateur ayant une organisation interne explicitement formalisée et logique. Grâce au fonctionnement de DIÈSE, qui permet de spécifier la structure du système simulé au moment de l'exécution d'une simulation, MÉLODIE se comporte comme une plate-forme de simulation au sein de laquelle différents composants peuvent être utilisés. MÉLODIE fournit des « briques » qui peuvent être assemblées au moment de la simulation en fonction des besoins de l'utilisateur du modèle. Il existe donc une multitude de possibilités en termes de simulation, sans pour autant alourdir la structure du modèle ou devoir systématiquement écrire du code.

De plus, MÉLODIE utilise les propriétés du paradigme objet, notamment le polymorphisme, pour séparer les entités indispensables à son fonctionnement des entités nécessaires au fonctionnement d'un sous-modèle en particulier (voir figure 4.7, page 85). Grâce à cette séparation, il est possible d'interchanger des sous-modèles sans modification majeure du code. Dans la version actuelle de MÉLODIE, il n'existe qu'un sous-modèle pour chaque processus simulé, mais la possibilité d'avoir plusieurs modèles concurrents pourra être exploitée dans une version future. La forme d'organisation choisie facilite le passage à des versions plus récentes des modèles utilisés et l'ajout de nouvelles fonctionnalités.

Développer un simulateur modulaire est un point essentiel. Un module peut être défini comme un ensemble de variables et de fonctions se rattachant à un même sous-domaine du système simulé et ayant des interactions minimales avec les autres modules. Des critères définissant plus précisément la modularité peuvent être trouvés dans Jones *et al.* (2001). Pour un simulateur de grande ampleur et destiné à évoluer pendant plu-

sieurs années, ne pas prendre en compte ces aspects peut conduire à de sérieux obstacles pour l'évolution du modèle. De telles difficultés ont été rencontrées dans le cadre du développement d'APSIM, une plate-forme australienne de modélisation des systèmes de culture, et n'ont été résolues que par une réorganisation profonde et une modularisation du simulateur (Jones *et al.* 2001).

Grâce aux concepts exposés dans le paragraphe précédent, MÉLODIE est modulaire au niveau conceptuel, dans le sens où des paquets d'entités ayant des interactions limitées et clairement identifiées peuvent être distingués. Les différents modules du système biotechnique sont le module sol - cultures, le module animaux et le module bâtiments - stockage et traitement des effluents. Mais du point de vue informatique, des progrès importants sont encore possibles. Les simulateurs construits avec DIÈSE forment en principe un tout et il n'existe pas de possibilité de créer des modules indépendants entre eux en termes de programmation. Cet aspect étant important pour MÉLODIE, une réflexion a été engagée avec les concepteurs de DIÈSE (J.-P. Rellier, R. Martin-Clouaire, INRA, unité BIA). Cependant, des verrous techniques doivent être levés. MÉLODIE dépend donc des évolutions futures de DIÈSE sur ce point.

9.2.2 Couplage de modèles

Le couplage des sous-modèles est un point crucial pour la construction d'un simulateur évolutif. L'émergence relativement récente de plates-formes de simulation intégratives, contenant de nombreux sous-modèles, a été la source de réflexions méthodologiques sur le couplage de modèles. Le domaine de la simulation des systèmes de culture est particulièrement en avance sur ce point. La modularisation d'APSIM a donné lieu au développement d'un moteur de simulation gérant la communication entre modules (Keating *et al.* 2003). Suite à d'autres développements, APSIM utilise désormais le *Common Modelling Protocol* (CMP) proposé par Moore *et al.* (2007) pour gérer cette communication. Le CMP est une formalisation des processus de communication entre modèles, dans le domaine de l'agriculture et de l'environnement. Au niveau européen, le projet SEAMLESS (van Ittersum *et al.* 2008) a donné lieu au développement de la plate-forme ModCom, elle aussi destinée à faciliter la communication entre modèles et la réutilisation de code.

Le paradigme objet, utilisé dans MÉLODIE, est performant pour réaliser une programmation modulaire (Jones *et al.* 2001 ; Hillyer *et al.* 2003). Les modules doivent permettre l'accès uniquement aux variables de sortie, les variables internes au module étant « cachées ». Le paradigme objet propose dans ce but le mécanisme d'encapsulation. De plus, la communication entre modèles dans le CMP (Fig. 9.1) repose sur une interface logique commune à tous les composants remplissant un rôle analogue (Moore *et al.* 2007). En particulier, chaque composant possède des propriétés propres, des propriétés motrices (*« driving properties »*) et un système de gestion des événements afin de notifier l'occurrence d'événements aux autres modules et de réagir à des événements extérieurs.

Les observations précédentes induisent des recommandations pour le développement de modèles pouvant facilement être utilisés dans un simulateur tel que MÉLODIE. Dans

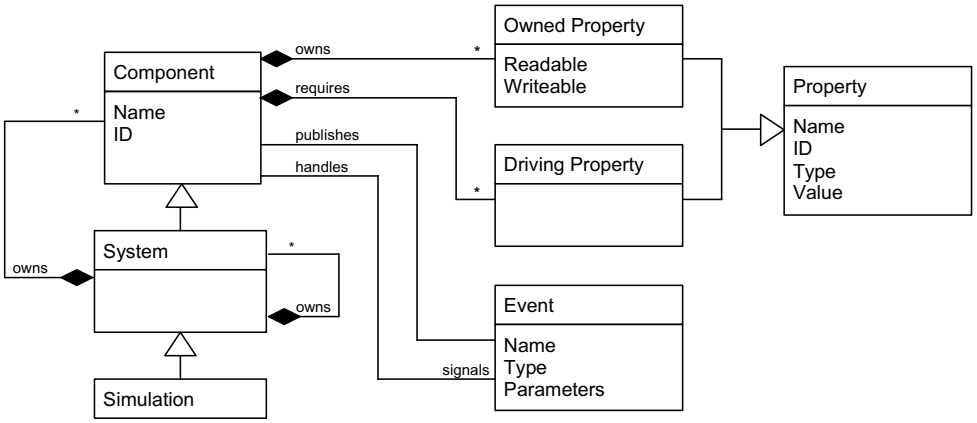


FIG. 9.1 – Diagramme UML des structures de communication entre modèles dans le *Common Modelling Protocol*. Source : Moore *et al.* (2007)

ce cadre, il n'est pas utile de disposer de mécanismes génériques de communication entre modèles, ne nécessitant pas d'intervention dans le programme. En effet, la communication entre sous-modèles de MÉLODIE passe par les descripteurs de DIÈSE. Des interfaces doivent donc être programmées. Notre expérience a montré que quelques éléments de structuration pouvaient grandement faciliter les couplages tels que ceux que nous avons réalisés. Il nous semble que les sous-modèles devraient être programmés à la manière d'une *librairie* informatique, proposant une *interface de programmation* (API, en version anglophone) stable et bien construite. Ces API doivent permettre :

- de spécifier les entrées et d'initialiser les sous-modèles ;
- de démarrer la simulation et de contrôler l'avancement du temps ;
- de spécifier la valeur de variables et l'ocurrence d'événements externes au sous-modèle, en cours de simulation ;
- de spécifier le pilotage du système, en cours de simulation également ;
- d'extraire la valeur des variables d'intérêt simulées par le sous-modèle.

La possibilité d'utiliser un modèle à une échelle différente de celle pour laquelle il a été conçu doit aussi être intégrée. Dans le cadre du développement de MÉLODIE, une difficulté a été l'adaptation de STICS pour des simulations pluri-annuelles, ce qui a nécessité un travail sur les fonctions d'initialisation du modèle. Une séparation claire des variables aurait permis d'éviter ce travail.

Si les projets de modélisation susceptibles d'être couplés à d'autres modèles au sein d'un projet plus englobant respectaient ces spécifications, le développement des projets plus englobants serait grandement facilité. Cette remarque s'applique au modèle MÉLODIE lui-même. En effet, des modèles de simulations à l'échelle d'une petite région ou d'un bassin-versant pourraient intégrer MÉLODIE pour représenter la cohérence à l'échelle de l'exploitation. On peut même imaginer de simuler des relations entre exploitations, dans le cadre de modèles multi-agents. Cependant, MÉLODIE ne satisfait pas

aux principes énoncés ci-dessus, à cause de la dépendance à DIÈSE. Les mécanismes de couplage d'un simulateur construit avec DIÈSE restent à définir.

En résumé, par analogie avec le monde du développement informatique, le développement et l'implémentation des modèles doivent être pensés en termes de création de librairie plutôt qu'en termes de création d'exécutable. Au vu des besoins spécifiés, les bénéfices apportés par le paradigme objet en font une approche incontournable. Sur un plan purement informatique, un recours plus large aux méthodes de développement appliquées dans le monde de l'entreprise faciliterait la maintenance et augmenterait les possibilités de réutilisation du code développé pour des modèles intégrateurs (Knapen *et al.* 2007).

En ce qui concerne la version actuelle de MÉLODIE, une des difficultés dans le couplage provient du fait que certaines des équations utilisées sont établies directement à l'échelle du système de production, c'est-à-dire qu'elles prennent en compte des variables caractéristiques du système. Par exemple, les émissions de N_2O au pâturage sont fonction du chargement (nombre d'animaux rapporté à la surface) global sur l'exploitation. Cette équation empirique a été choisie car il n'existe pas de modèle mécaniste utilisable. Des équations de ce type compliquent l'organisation du modèle. Idéalement, MÉLODIE ne devrait contenir que des équations décrivant les processus en fonction de variables pertinentes à l'échelle de ce processus (comme le chargement sur la parcelle pâturée, dans le cas des émissions de N_20).

En outre, le couplage avec STICS est effectué « sur mesure » pour une version particulière du modèle. Passer à une version suivante nécessite presque obligatoirement des modifications dans le code réalisant le couplage entre STICS et MÉLODIE. Or, des développements méthodologiques sont en cours dans le domaine de la modélisation des systèmes de culture. Un travail a été engagé sur la programmation informatique de STICS, qui est l'occasion d'une réflexion sur l'organisation générale du modèle et les possibilités de couplages avec d'autres modèles (N. Brisson, communication personnelle). D'autre part, le projet RECORD (Rénovation et coordination des modèles de culture), dont les spécifications sont exposées par Chabrier *et al.* (2007), est en cours de développement. Il s'agit d'une réflexion importante sur le couplage de modèles de systèmes de cultures et de leur gestion, qui pourrait ouvrir des possibilités intéressantes pour MÉLODIE. L'idéal serait que ces deux projets fournissent des interfaces de programmation stables (voir plus haut), permettant aux modèles biotechniques d'évoluer sans que les couplages ne doivent être refaits. Nous disposerons alors d'atouts qui n'existaient pas au démarrage de cette thèse et dont les bénéfices potentiels justifieront largement les modifications à apporter à MÉLODIE pour les intégrer.

La plate-forme RECORD devrait également fournir des outils de gestion des simulations et de traitement de leurs résultats, très proches de certains aspects de DIÈSE. Réciproquement, DIÈSE est une base intéressante pour la modélisation des processus décisionnels envisagée dans RECORD. Une hypothétique convergence entre ces deux plates-formes permettrait de mutualiser les travaux et serait bénéfique à tous. En tant qu'utilisateur de DIÈSE, le projet MÉLODIE est directement concerné. Si l'idée d'une fusion prenait forme, la plate-forme résultante pourrait servir pour une mutualisation des

travaux dans le domaine des systèmes d'élevage, si l'approche par ontologies détaillée dans le paragraphe suivant était retenue.

9.2.3 Modélisation par ontologies

De nombreux modèles étudiant certains aspects du fonctionnement des élevages ont été réalisés. Par exemple, le modèle GAMEDE (Vayssières 2008) a été décrit dans le chapitre 2. Jouven (2006) propose le simulateur SEBIEN pour étudier l'équilibre entre production et gestion durable des prairies dans les élevages bovins allaitants. Ingrand *et al.* (2002) ont développé le simulateur SIMBALL pour simuler le fonctionnement de troupeaux bovins allaitants en fonction de règles de conduite. Martel (2008) a étudié par modélisation les interactions entre pratiques agricoles, temps de travail et productivité des troupeaux de truies.

Des fondements méthodologiques communs avec MÉLODIE n'ont pas été développés. Pourtant, si les questions de recherche abordées par ces projets sont différentes, ils ont des points communs dans leur fonctionnement. En effet, tous réalisent des simulations dynamiques du fonctionnement d'un élevage en relation avec des pratiques de gestion. De nombreux concepts se retrouvent dans plusieurs modèles, comme entre autres la représentation structurelle d'un élevage, la gestion de l'alimentation et les processus biotechniques associés, la conduite de la reproduction ou la gestion des déjections.

Il est possible de construire une ontologie décrivant les systèmes d'élevage en général, indépendamment de l'espèce élevée. La gestion de ces systèmes peut faire partie de cette ontologie, en lien avec l'ontologie des systèmes de production agricole (Martin-Clouaire et Rellier 2005). La formalisation effectuée dans le cadre de MÉLODIE est un premier pas vers une telle ontologie. Il est possible de capitaliser les travaux faits pour MÉLODIE, dont l'analyse orientée objet est valable pour les élevages laitiers et porcins. En ce sens, l'analyse est générique et constitue une bonne base pour l'extension à une ontologie des systèmes d'élevage.

L'utilisation d'une démarche par ontologie dans le cadre du développement d'un modèle intégratif est bénéfique, bien que la construction de l'ontologie soit ardue (Wien *et al.* 2007). Au vu du nombre de projets de modélisation dans le domaine des systèmes d'élevage, il est probable que les avantages justifient l'investissement. Une ontologie des systèmes d'élevage permettrait de mutualiser les expériences dans le domaine des simulateurs des systèmes d'élevage. Par exemple, la question de la forme de représentation d'une ration, permettant d'intégrer les processus décisionnels, a été résolue pour MÉLODIE. La solution proposée fonctionne pour les bovins comme pour les porcins et est extensible. D'autres projets pourraient donc en bénéficier, à condition de disposer d'une culture commune et de partager des concepts ayant la même définition pour tous. Ces conditions sont la justification même des ontologies en modélisation.

Le développement informatique de modèles des systèmes d'élevage pourrait également bénéficier d'une approche par ontologie, si une implémentation commune de cette ontologie était réalisée. Mais cela nécessite de se baser sur une plate-forme performante pour le couplage de modèles (voir 9.2.2)

En conclusion, au cours de cette thèse, les structures permettant de construire un modèle générique et évolutif ont été mises en place, aboutissant à une première version fonctionnelle du modèle. Grâce au caractère évolutif, le développement de modèles tels que MÉLODIE n'est pas bloqué par les limites actuelles dans la simulation des flux de matière présentées dans le paragraphe suivant.

9.3 Perspectives d'évolution de MÉLODIE

9.3.1 Le système biotechnique comporte des limites connues

9.3.1.1 Système de culture et dynamique de la matière organique

La simulation de la dynamique de l'azote organique dans des parcelles ayant des rotations prairie / grandes cultures est un enjeu important pour étudier les interactions entre système fourrager et système de culture. L'importance de ces interactions à l'échelle d'un territoire est rappelée par Lemaire (2007), qui souligne les vertus du maintien d'un minimum d'élevage d'herbivores, par opposition à une trop grande spécialisation céréalière.

On observe généralement que la teneur en matière organique du sol augmente sous prairie et décroît sous cultures (Arrouays *et al.* 2002). Ce phénomène est associé à différents bénéfices environnementaux. L'étude bibliographique (chapitre 1) a mis en lumière le stockage de carbone permis par la conversion de terres labourées en prairies permanentes. Pour les parcelles accueillant des rotations de prairies et de cultures, les périodes de prairie permettent de stocker de l'azote qui est relargué lorsque la prairie est détruite, fournissant de l'azote pour les cultures suivantes. Ainsi, cultiver un maïs sans fertilisation après une prairie présente un intérêt environnemental. Les alternances entre prairies et cultures constituent d'ailleurs souvent la base des systèmes de culture des exploitations biologiques. Les prairies pâturées intensivement mises à part, la lixiviation des nitrates sous prairie est faible (Le Gall *et al.* 1998), car la réorganisation de l'azote minéral y est rapide et permanente, sauf en hiver.

Cependant, les simulations présentées dans le chapitre 8 ont souligné des incohérences du système biotechnique de MÉLODIE au niveau de la dynamique de l'azote organique dans le sol. L'organisation insuffisante sous prairie a été particulièrement mise en cause. Améliorer la dynamique à long terme de la matière organique serait donc un progrès important pour MÉLODIE. Pour ce faire, le devenir des fragments de plante sénescents et le devenir des déjections des animaux au pâturage sont à reconsidérer. Ces améliorations s'effectueraient non seulement au niveau de STICS lui-même, mais aussi au niveau de son intégration dans MÉLODIE. De plus, la capacité de simuler des prairies multi-espèces, associant graminées et légumineuses, fait défaut. Dans l'Ouest de la France, de nombreuses exploitations ont réduit les entrées d'azote par les engrais en intégrant dans leur assolement des associations ray-grass anglais / trèfle blanc. MÉLODIE évaluerait alors l'intérêt environnemental de cette pratique.

Au niveau expérimental, la thématique des interactions entre prairies et cultures est l'objet principal de l'observatoire de recherche en environnement « Agro-écosystèmes

Cycles Biogéochimiques et Biodiversité » (Chabbi et Lemaire 2007). MÉLODIE pourrait bénéficier des observations faites dans ce cadre. Les nombreux travaux en cours sur le stockage de carbone dans le sol (Arrouays *et al.* 2002) afin de lutter contre le changement climatique pourraient également produire des connaissances utilisables.

La possibilité de simuler correctement la dynamique de la matière organique sous prairies et sous cultures confèrerait à MÉLODIE la capacité de simuler sur le long terme les interactions entre prairies et cultures à l'échelle du système de production. MÉLODIE serait sur ce point un outil unique d'expérimentation virtuelle.

9.3.1.2 Facteurs d'émissions et modèles mécanistes

Dans MÉLODIE, plusieurs flux de matière, notamment des émissions gazeuses, sont calculés à l'aide de facteurs d'émission, c'est-à-dire que les émissions sont directement proportionnelles aux quantités de matière mises en jeu dans un flux interne au système. Par exemple, les émissions de protoxyde d'azote lors d'un épandage d'effluent représentent 1,25 % de l'azote épandu (après volatilisation d'ammoniac). Certains facteurs d'émission sont modulés en fonction des conditions climatiques ou de la gestion. C'est par exemple le cas de la volatilisation d'ammoniac en bâtiment. La modulation est établie à dire d'experts.

Idéalement, MÉLODIE devrait utiliser des modèles plus élaborés, rendant mieux compte de l'influence des conditions particulières lors du calcul des émissions, comme les conditions climatiques lors d'un épandage. Il serait ainsi plus facile de sortir des gestions « classiques » pour lesquelles les facteurs d'émissions ont été établis. Cependant, dans la plupart des cas, de tels modèles n'existent pas. Lorsqu'il existe des modèles mécanistes pour décrire un flux, ces modèles sont trop compliqués pour être intégrés et risquent de nécessiter des variables qui ne sont pas facilement accessibles (Moset-Hernandez 2006).

Des efforts sont donc nécessaires pour homogénéiser le niveau de précision dans le calcul des flux biophysiques simulés par MÉLODIE.

9.3.1.3 Pertes lors de la production des aliments

En ferme, les quantités d'aliments consommées par le troupeau sont inférieures aux quantités réellement produites sur les parcelles. Des pertes ont lieu à différentes étapes : lors de la récolte, lors du stockage et lors de la distribution. Les quantités distribuées aux animaux ne sont pas forcément ingérées : ces derniers laissent des refus. Au total, ces pertes ne sont pas négligeables. Mais il existe peu de données sur les quantités concernées pour chaque culture. Le modèle IFSM (Rotz et Coiner 2004) simule en détails les processus de récolte. Pour les foins et ensilages d'herbe, des pertes sont comptabilisées pour chaque opération technique (fauche, ramassage...) et en fonction des conditions climatiques et du temps de séchage. Le modèle DAIRYWISE (Schils *et al.* 2007) prend en compte les pertes, de façon plus simple. Des coefficients fixes sont attribués à chaque étape où des pertes sont comptées, par exemple 5 % de pertes lors de la distribution de fourrages.

Des conventions doivent être prises sur le devenir de ces pertes pour assurer la conservation de la matière. On peut supposer que les pertes au champ rejoignent le pool des résidus de récolte en cours de dégradation dans le sol, tandis que les pertes au stockage et à la distribution ainsi que les refus rejoignent directement les effluents.

9.3.1.4 Respect de la réglementation sur les surfaces épandables

La réglementation sur les épandages impose des distances minimales vis à vis des cours d'eau et des tiers, en deça desquelles les épandages sont interdits. Ces distances varient en fonction du type d'effluent et du délai d'enfouissement. En conséquence, certaines parcelles sont épandables en partie seulement. Certaines zones peuvent être épandables pour un type d'effluent, mais pas pour les autres. Sur le terrain, la gestion de la fertilisation sur ces parcelles est adaptée à la réglementation et les différentes parties d'une parcelle peuvent être fertilisées différemment. Mais pour le reste de la gestion (assolement, travaux du sol...), la parcelle n'est pas divisée.

Actuellement, dans MÉLODIE, une parcelle est soit épandable en totalité, soit ne l'est pas du tout. En effet, si TOURNESOL et FUMIGÈNE sont capables de distinguer la surface totale et la surface épandable au moment de la planification, cette distinction n'est pas possible lors de la simulation des flux de matière avec le système biotechnique actuel. Pour intégrer la distinction entre zones épandables ou non, il faudrait réaliser une simulation par STICS pour chaque partie de parcelle, ce qui est compliqué étant donné que la réglementation dépend du type d'effluent.

Considérer les parties épandables ou non comme des parcelles différentes, en conservant ainsi la version actuelle de MÉLODIE, n'est pas une solution pertinente car on ne peut pas garantir que ces parties de parcelle seront gérées de façon homogène. En particulier, TOURNESOL pourrait allouer des cultures différentes aux différentes parties, puisqu'elles seraient considérées comme des parcelles indépendantes.

Le fonctionnement actuel de MÉLODIE convient à l'évaluation de pressions exercées sur l'environnement. Cependant, pour passer des émissions de composés à risque aux impacts environnementaux, la localisation des émissions a une incidence et la réglementation sur les zones épandables doit être considérée dans la gestion du système.

9.3.2 Les interactions entre le système de pilotage et le système biotechnique doivent être renforcées

Dans plusieurs domaines de l'exploitation, le modèle MÉLODIE est limité pour simuler des modes de conduite sortant des cas « classiques » et très dépendants du contexte. Ces limitations résultent non seulement de manques dans le système décisionnel, mais aussi de l'impossibilité pour le système biotechnique de simuler certaines opérations techniques et leurs conséquences.

9.3.2.1 Les pratiques concernées

La comparaison de gestions de type *« pull »* et *« push »* à l'aide de MÉLODIE peut être d'intérêt. Dans une stratégie *pull*, les intrants sont utilisés de manière à satisfaire

des objectifs de production. Dans une stratégie *push*, le recours aux intrants est limité et la production est celle permise par les ressources propres de l'exploitation. Au niveau des cultures, la fertilisation peut être réduite par rapport aux recommandations usuelles, engendrant des pertes de rendement. La fertilisation peut reposer uniquement sur les engrais de ferme et la fixation symbiotique, comme dans les systèmes en agriculture biologique. Au niveau du troupeau bovin, simuler une stratégie *push* suppose de pouvoir réaliser des adaptations à la fois sur les effectifs et sur l'alimentation des animaux. Une situation de carence alimentaire est un cas où les orientations *push* ou *pull* sont particulièrement visibles. Les éleveurs ont le choix entre acheter des aliments ou réduire leurs effectifs d'animaux et les performances individuelles. Actuellement, seules les stratégies *pull* sont possibles dans MÉLODIE.

Divers autres cas se présentent dans lesquels des adaptations des effectifs et de l'alimentation des animaux sont souhaitables. Dans le cadre des quotas, la production laitière du troupeau doit être maîtrisée. En cas de suppression des quotas, on peut supposer que les transformateurs se doteront de moyens pour réguler la production et la remarque précédente reste vraie. De plus, la réaction aux aléas économiques (voir 9.3.3) suppose d'augmenter la production pour profiter d'un contexte économique favorable, et inversement.

Au niveau des cultures, des systèmes conduits de façon « non optimale » selon les recommandations des organismes de conseil peuvent avoir des avantages environnementaux. Ainsi, des règles de gestion pourront être implémentées dans MÉLODIE, pour étudier des systèmes avec utilisation raisonnée des produits phyto-sanitaires, uniquement lorsqu'ils sont indispensables. De même, des systèmes de culture utilisant le semis direct si possible (et ayant recours au labour sinon) pourraient également être testés. Dans les deux cas présentés, les conséquences en termes d'impact environnementaux sont multiples. Les risques de contamination de l'eau par les produits phyto-sanitaires, la teneur en matière organique des sols et les consommations d'énergie fossile sont les principaux enjeux.

Pour intégrer dans MÉLODIE les modes de conduites détaillés dans cette partie, des modifications du système biotechnique sont nécessaires.

9.3.2.2 Le système biotechnique doit passer à des modèles de réponse

Le verrou principal en termes de modélisation des processus biotechniques est le passage de modèles de besoin à des modèles de réponse. En raison du nombre élevé de facteurs impliqués dans l'élaboration des performances des organismes biologiques (rendement des cultures, production laitière d'une vache...), il est plus facile de connaître les besoins nécessaires à la réalisation d'une performance optimale que de simuler une performance en connaissant le mode de conduite. De fait, pour la plupart des facteurs, les modèles biotechniques intégrés dans MÉLODIE sont orientés vers les besoins pour une performance optimale.

Dans MÉLODIE, la production d'une vache laitière dépend de son alimentation dans la mesure où la teneur en énergie et en protéines de la ration peut faire varier la production autour du potentiel de l'animal. Mais le modèle n'est pas capable de simuler des

conduites dans lesquelles les animaux sont fortement restreints. De plus, pour pouvoir tester des conduites innovantes au niveau du troupeau, il faut pouvoir tenir compte de la diversité des trajectoires productives des femelles (Tichit *et al.* 2008) qui découle de la flexibilité du pilotage en élevage bovin. Passer à un modèle individu-centré en remplacement du modèle par classes semble incontournable pour écrire des règles de décision intelligibles. Dans la version actuelle de MÉLODIE, la démographie du troupeau est gérée par le modèle GEDEMO, qui est cantonné à un fonctionnement figé. Plusieurs paramètres peuvent être ajustés, permettant au modèle de représenter diverses stratégies de gestion rencontrées sur le terrain. Mais aucune adaptation n'est possible en fonction des conditions en cours de simulation.

Les réponses au niveau des cultures sont également encore incomplètes. Si les modèles agronomiques actuels simulent en partie les effets de carences en azote et en eau, les effets de carences en phosphore et potassium sont rarement prédits. STICS ne simule pas les pressions exercées par les adventices et les bioagresseurs, ni l'effet de l'état structural du sol sur la croissance des plantes (chap. 5). Il n'est donc pas possible de comparer différentes gestions des traitements phyto-sanitaires ou des systèmes de culture faisant intervenir des techniques culturales simplifiées. Les connaissances dans ce domaine sont insuffisantes pour établir des modèles mécanistes. Le modèle PERSYST (L. Guichard, communication personnelle) vise à quantifier les effets de la rotation des cultures et de l'itinéraire technique sur les rendements. Mais il s'agit d'une démarche empirique et qui n'aborde pas la dynamique des flux de matière. Enfin, la simulation des prairies d'association est nécessaire pour intégrer des gestions de la fertilisation faisant appel à la fixation symbiotique des légumineuses.

9.3.2.3 Obstacles méthodologiques en termes de modélisation de la décision

Une des difficultés pour simuler les pratiques présentées en 9.3.2.1 est la formalisation de l'ensemble des règles, aussi bien pour s'adapter à des situations exceptionnelles que pour les situations de routine. Les priorités et la cohérence entre les règles sont également des points cruciaux. Une hiérarchie entre les règles doit être spécifiée, de manière à procéder à des arbitrages lorsque deux règles s'opposent. D'une part, lors d'une année de sécheresse, il est vraisemblable que la production laitière baisse à grande échelle et que la demande augmente, plaidant pour des achats d'aliments et éventuellement une augmentation des effectifs d'animaux. D'autre part, une stratégie peut être de privilégier l'autonomie alimentaire, donc de réduire les effectifs et la production. Le choix entre les stratégies *push* et *pull* dépend donc non seulement des préférences de l'éleveur mais aussi du contexte économique.

Dans un troupeau bovin, les augmentations d'effectifs ne sont possibles qu'avec une latence importante, qui correspond au temps nécessaire à l'élevage des jeunes animaux. Une baisse d'effectif n'est donc pas facilement réversible. En conséquence, le pilotage doit intégrer une composante anticipatrice forte, ce qui constitue une difficulté méthodologique majeure. Des travaux dans le domaine de la gestion des troupeaux laitiers sont en cours, dans le cadre de la thèse de L. Brun-Lafleur (Institut de l'Élevage ; INRA, UMR PL). Ces travaux pourraient à terme servir de base à une évolution de MÉLODIE.

9.3.2.4 Les évolutions proposées requièrent un modèle stochastique

L'aléa climatique est subi et des séries observées existent. Pour ces raisons, l'influence de cet aléa peut être étudiée à l'aide d'un modèle déterministe. Par contre, dans le cas des aléas liés aux événements sanitaires (pour les animaux et les cultures) ou de reproduction (animaux), il est impossible de réaliser les simulations à l'aide de séries observées, puisque les probabilités d'ocurrence de ces aléas sont directement influencées par la conduite du système et son environnement. En d'autres termes, dans le domaine de la gestion des cultures aussi bien que dans celui de la gestion du troupeau, certaines des améliorations proposées dans les paragraphes précédents rendent presque obligatoire le passage à un modèle stochastique. Par exemple, l'apparition de maladies sur les cultures est en partie aléatoire et il semble difficile d'effectuer les simulations avec réduction des produits phyto-sanitaires pour une année « moyenne », d'autant plus que la notion d'année moyenne est difficile à définir dans ce cas. Pour la gestion d'un troupeau dans un modèle individu-centré, il est impossible de prendre des décisions « moyennes » aboutissant à la réforme d'une fraction de vache. Les règles de décision utilisées devraient donc être associées à des probabilités, sans quoi les résultats des simulations présenteront des effets de seuil et seront biaisés. Cependant, les temps de calcul pour réaliser une simulation avec MÉLODIE sont longs, principalement en raison des optimisations pour l'assolement et le plan de fumure. Une simulation sur 30 ans peut prendre plusieurs heures. Sans réduction du temps de calcul, il semble donc difficilement envisageable de réaliser le grand nombre de simulations requises par un modèle stochastique.

En conclusion, la possibilité de simuler des systèmes de production avec des interactions encore plus fortes entre le système de pilotage et le système biotechnique et la possibilité de simuler des conduites s'écartant des optimum usuellement reconnus constituent un point crucial pour évaluer *ex ante* des systèmes de production innovants. Toutefois, des développements importants sont nécessaires, tant en termes de simulation biotechnique que de modélisation des processus décisionnels.

9.3.3 Vers des évaluations de durabilité

Au-delà des corrections à apporter pour un meilleur fonctionnement du modèle, décrites dans les paragraphes précédents, des évolutions devront être apportées à MÉLODIE pour remplir les objectifs initialement fixés. Ces évolutions peuvent être classées en deux catégories : celles qui visent à compléter l'évaluation multi-critères des impacts environnementaux et celles qui visent à adjoindre des évaluations autres qu'environnementales. Les deux sont nécessaires pour proposer des évaluations de durabilité des systèmes de production.

En ce qui concerne les impacts environnementaux, les flux de phosphore doivent être complétés au niveau du module sol - cultures. L'objectif est de prédire les pertes de phosphore par ruissellement, notamment suite aux épandages d'effluents. Cette prédiction suppose de modéliser l'évolution de l'effluent en surface du sol entre l'épandage et le travail du sol. Le ruissellement d'eau devra également être caractérisé, ce qui induit

une difficulté étant donné que le modèle n'est pas spatialisé. Les pertes de phosphore particulaire, donc l'érosion, devront être prédites aussi et la remarque sur la spatialisation du modèle s'applique. Les pertes par lixiviation, généralement faibles, peuvent être négligées dans un premier temps.

Pour les autres éléments, les flux de carbone sont modélisés dans la version actuelle de MÉLODIE, bien que les résultats n'aient pas été présentés dans le chapitre 8. Pour le cuivre et le zinc, des bilans de matière à l'échelle de chaque module, utilisant des teneurs dans les plantes fixées, seront suffisantes pour évaluer les risques d'accumulation dans le sol.

Un des objectifs de MÉLODIE est d'estimer les consommations d'énergies fossiles. Pour atteindre cet objectif, des bases de données sur la consommation élémentaire des différentes opérations techniques en fonction du matériel utilisé seront mobilisées et la plupart des opérations techniques modélisées, même si elles n'ont pas d'effet direct sur le système biotechnique. Cette modélisation sera également nécessaire pour la prise en compte des contraintes de main d'œuvre (chapitre 7). La comptabilisation des déplacements sur route permettra de comparer de façon globale différentes structures de parcellaires, allant du parcellaire très groupé au parcellaire très éclaté.

Le dernier objectif environnemental annoncé est l'estimation des consommations de produits phyto-sanitaires. Ce point a déjà été évoqué dans la partie précédente et en 5.2.1. La difficulté réside dans la simulation des conséquences des traitements sur le système biotechnique. Autrement, les traitements peuvent simplement être comptabilisés en fonction de l'itinéraire technique de manière à cerner les systèmes gros consommateurs, dans le cadre de l'évaluation multi-critères. Dans ce cas, la démarche de modélisation n'apporte pas d'information supplémentaire par rapport aux observations en ferme.

Dans une perspective d'évaluation de la durabilité des systèmes de production, des aspects autres qu'environnementaux doivent être évalués. L'introduction des contraintes de main d'œuvre dans le pilotage, évoquée dans le chapitre 7, fournira les informations nécessaires pour quantifier le travail de façon dynamique afin d'évaluer la vivabilité des systèmes. Il s'agit d'une préoccupation forte en élevage (Dedieu et Servière 2001).

La viabilité des systèmes, donc leur rentabilité économique, constitue un pilier du développement durable. Un module d'estimation du résultat économique devra être développé. Dans cette perspective, des bases de données sur des prix devront être intégrées, à l'instar du modèle IFSM (Rotz et Coiner 2004). Si la marge brute peut facilement être évaluée à l'aide des sorties de MÉLODIE, le calcul du résultat nécessite des hypothèses sur la valeur des bâtiments et des machines et sur leur mode de financement. Ce travail doit être réalisé en collaboration avec des économistes et a été considéré comme trop conséquent pour être réalisé au cours de cette thèse.

Une seconde étape pourrait être d'intégrer une dimension économique dans le pilotage du système, à la manière de FASSET (Jacobsen *et al.* 1998). En effet, les fluctuations du contexte économique et l'aversion au risque font partie des déterminants des pratiques agricoles. MÉLODIE pourrait permettre d'étudier la résilience des systèmes sur un plan économique.

En conclusion, les perspectives d'évolution pour MÉLODIE sont nombreuses. Il existe en particulier des limitations dans la simulation des flux de matière, mais l'objectif de ce travail n'était pas d'améliorer les sous-modèles de simulation des flux de matière. Toutefois, les études à différents niveaux d'organisation sont complémentaires et peuvent s'améliorer progressivement, bénéficiant des interactions entre niveaux. Ainsi, les limites du système biotechnique identifiées peuvent permettre d'orienter la recherche sur les processus biophysiques mis en jeu.

9.4 Les évaluations d'impact environnemental proposées par MÉLODIE

9.4.1 MÉLODIE simule les émissions de composés à risque de façon dynamique et localisée

Un des principaux avantages de la simulation est de pouvoir aborder des échelles spatio-temporelles impossibles à étudier par des expérimentations ou des observations en ferme.

L'exploitation est le principal niveau de décision pour les pratiques agricoles. Il s'agit d'une unité de gestion de territoire. L'étude bibliographique (chapitre 1) a conclu que le lien entre pratiques agricoles et émissions de composés à risque pour l'environnement devait être étudié à ce niveau. Pour Payraudeau et van der Werf (2005), les interactions entre exploitations à l'échelle d'un territoire doivent être prises en compte dans les évaluations d'impacts environnementaux. Toutefois, les simulations présentées dans le chapitre 8 ont illustré la complexité du comportement du système, en se limitant à l'échelle de l'exploitation. De nombreuses options de gestion peuvent être adoptées à ce niveau pour réduire les émissions de composés à risque. À l'opposé, le rôle des interactions entre exploitations, qui se traduisent par des flux d'aliments et d'effluents et des contraintes organisationnelles (partage de matériel, entraide) ne nous semble pas être un levier d'action majeur en l'état actuel, excepté dans les zones où les densités animales sont extrêmement élevées et où la gestion collective des déjections peut réduire les pressions sur l'environnement (Lopez-Ridaura *et al.* 2007).

Il existe relativement peu de données à l'échelle de l'exploitation, comparativement aux nombreuses études et modèles décrivant les processus mis en jeu à des niveaux plus détaillés. La modélisation permet d'utiliser ces connaisances en réalisant un changement de niveau d'organisation, ce qui explique le niveau de détail du simulateur.

Se cantonner au niveau de l'exploitation, sans rentrer dans le détail et la dynamique des processus, n'aurait pas permis d'évaluer l'hétérogénéité spatiale et temporelle des émissions de composés à risque. Des émissions très localisées dans l'espace ou le temps n'ont pas forcément les mêmes conséquences environnementales que des émissions plus largement distribuées, notamment pour les impacts locaux. De plus, certaines questions autour de la conduite du système n'auraient pas pu être abordées. C'est le cas par exemple de l'effet des contraintes spatiales sur la gestion des effluents et les conséquences sur les émissions de composés à risque.

Le pas de temps journalier ne reflète pas la précision du modèle. Il s'agit uniquement d'un pas de temps de calcul et les résultats doivent être agrégés sur des périodes plus longues (semaines ou mois) pour pouvoir être interprétés.

9.4.2 Complémentarité avec les autres méthodes d'évaluation

À terme, le modèle fournira des estimations d'émissions pour les principaux composés impliqués dans les impacts environnementaux de l'agriculture, en détaillant les sources d'émission au sein de l'exploitation. Il serait très difficile et coûteux d'obtenir des données aussi complètes par des mesures. MÉLODIE vise à compléter les études expérimentales et les observations en ferme, en alliant divers aspects qu'aucune autre démarche ne peut proposer simultanément :

- Évaluation multi-éléments et multi-critères ;
- Évaluation à l'échelle de l'exploitation et sur le long terme ;
- Évaluation détaillant la dynamique au cours de l'année et l'hétérogénéité entre lieux d'émissions.

Il est crucial pour MÉLODIE d'intégrer des indicateurs environnementaux valorisant la richesse des sorties. Les méthodes d'évaluation environnementale utilisées sur le terrain sont prévues pour fonctionner avec peu de données disponibles. Les indicateurs environnementaux existants valorisent donc mal le caractère dynamique et l'hétérogénéité spatiale des sorties de MÉLODIE. Une réflexion devra donc être engagée sur des indicateurs adaptés à cette particularité. Un exemple d'indicateur pourrait être la fréquence de dépassement d'un seuil de teneur en nitrates dans les eaux de lessivage. MÉLODIE donnera ainsi accès à des évaluations difficiles à réaliser par des méthodes autres que la modélisation. MÉLODIE peut donc donner une perspective nouvelle aux indicateurs environnementaux existants, car les résultats sur la dynamique et les lieux d'émission permettent de mieux comprendre et interpréter les valeurs observées en ferme pour des indicateurs globaux comme l'excédent du bilan apparent de l'azote.

D'autre part, le couplage de MÉLODIE avec une démarche d'ACV permettrait de combiner les avantages des deux approches. MÉLODIE calcule des émissions de composés à risque mais ne va pas jusqu'aux impacts environnementaux, tandis que l'ACV calcule des indicateurs synthétiques d'impact à partir d'estimations des émissions. Des travaux sont en cours pour intégrer les indicateurs de l'ACV à MÉLODIE (C. Rigolot, non publié).

9.5 Évaluation de MÉLODIE

L'évaluation d'un modèle n'a de sens qu'en fonction de ses objectifs. Dans le cas de MÉLODIE, l'objectif principal est de pouvoir comparer les impacts environnementaux de différents systèmes de production en élevage laitier.

Une première étape est la *vérification* du simulateur (Kleijnen 1995). Elle est réalisée par les développeurs du modèle et vise à éliminer les erreurs de programmation. Par exemple, dans MÉLODIE, s'assurer de la conservation de la matière dans chaque module permet de détecter d'éventuelles erreurs. Au cours de cette thèse, les simulations dont les résultats sont présentés dans le chapitre 8 ont mis en lumière de nombreuses incohérences

dans les versions initiales du simulateur. Ce dernier a évolué en fonction des résultats des simulations, jusqu'à ce que la cohérence soit satisfaisante. La vérification a lieu en permanence lors du développement du modèle.

Après avoir vérifié que le simulateur construit correspond bien aux spécifications, il faut vérifier que le modèle lui-même représente les processus de façon adéquate, c'est-à-dire que le modèle est capable de répondre aux questions posées dans les objectifs (Balci 1998). Cette étape, dénommée *validation*, est délicate dans le cas de MÉLODIE. En raison de l'échelle spatiale et temporelle, du niveau de détail et de la multiplicité des sorties, il est difficile d'utiliser les techniques classiquement appliquées en modélisation qui consistent à comparer les sorties du modèle à des données observées (validation externe). En effet, il n'existe pas de jeu de données observées suffisamment complet. La même difficulté a été soulignée dans le cas du simulateur SEBIEN par Jouven (2006). La question de la validation d'un modèle tel que MÉLODIE est donc ouverte.

Les sous-modèles intégrés dans MÉLODIE ont tous fait l'objet de validations. Mais la validité des sous-modèles ne garantit pas la validité du modèle global (Balci 1998 ; Gaunt *et al.* 1997). Il est possible que des erreurs faibles au niveau de chaque sous-modèle se cumulent et s'amplifient pour aboutir à des erreurs non négligeables au niveau du modèle global. Les procédures de validation doivent donc s'attacher à vérifier la qualité des prédictions du modèle de façon globale, c'est-à-dire en multi-critères et au niveau de plusieurs modules. Il n'est pas utile de mobiliser des données pour vérifier un flux ou quelques flux issus du même sous-modèle, car cette validation a déjà été effectuée pour le sous-modèle concerné.

Idéalement, les données mobilisées pour la validation de MÉLODIE devraient provenir de fermes expérimentales où des estimations des flux de matière sont réalisées pour différents éléments et à tous les points du cycle. Cependant, les estimations des flux de matière (par exemple pour le lessivage) reposent parfois elles-mêmes sur des modèles, éventuellement similaires à ceux intégrés dans MÉLODIE. Aucun jeu de données existant ne satisfait pleinement à ces contraintes. Plusieurs validations externes devront être effectuées, d'autant plus que MÉLODIE est applicable dans divers contextes. Les données des fermes expérimentales de Trévarez (Chambre Régonale d'Agriculture de Bretagne et Institut de l'Élevage) et de Derval (Chambre d'Agriculture de Loire-Atlantique et Institut de l'Élevage) ainsi que celles de l'Observatoire de Recherche en Environnement « Prairies Cycles Biogéochimiques Biodiversité » pourront être mobilisées. La mise en place de procédures automatisées pour la comparaison des données simulées et observées permettra de valider le modèle de façon régulière au cours de son évolution. Au cours de ce travail, le système décisionnel pourra être ignoré, afin de valider uniquement le système biotechnique.

Le système de pilotage demande aussi une évaluation. Le terme de validation n'est pas adapté dans ce cas, car pour une décision donnée, différents choix sont tout aussi valables les uns que les autres. Le système de pilotage ne doit donc pas coller au plus près aux décisions prises par un éleveur, mais produire des décisions cohérentes dans le contexte dans lequel il est utilisé. Il n'existe pas de procédure formelle pour évaluer un modèle de décision. Schilizzi et Boulier (1997) proposent de valider les modèles décisionnels par une démarche basée sur l'interaction avec les agriculteurs et la prise en

compte des motifs conduisant à leurs décisions. Cette démarche semble plus adaptée à la compréhension des processus décisionnels qu'à la validation de modèles à proprement parler.

Au vu des difficultés méthodologiques d'une validation au sens propre, la validation à dire d'experts de la cohérence des résultats (Balci 1998) doit occuper une place prépondérante dans l'évaluation de MÉLODIE. Les experts du domaine mesurent généralement rapidement le degré de vraisemblance des sorties du modèle et de son pilotage, même si les règles qu'ils emploient sont difficiles à formaliser pour établir une méthodoloie générique d'évaluation. Le fait de ne pas être en mesure de valider le modèle face à des données ne signifie donc pas qu'il ne peut pas être évalué. La validité d'un modèle (par rapport à ses objectifs) n'est pas la seule condition pour établir sa *crédibilité* (Balci 1998). D'autres moyens peuvent être utilisés, comme par exemple vérifier que la hiérarchie entre systèmes de production pour les différents impacts environnementaux dans des simulations rejoint des résultats observés.

9.6 Applications de MÉLODIE

9.6.1 Cadre général d'utilisation

MÉLODIE a été conçu pour être utilisé en recherche - développement pour comparer l'impact environnemental de modes de conduite des exploitations laitières dans différents contextes pédo-climatiques. À cause du temps nécessaire à la collecte des données d'entrée et à la mise au point de systèmes cohérents, MÉLODIE n'est pas destiné à être utilisé directement en ferme, en tant qu'outil de conseil. De plus, l'interprétation des sorties d'une simulation est longue, à cause de la masse de données en sortie. MÉLODIE doit donc être considéré comme une plate-forme d'expérimentation virtuelle.

Plusieurs types d'application peuvent être envisagés. Tout d'abord, le simulateur peut servir à comparer différents systèmes de production, comme dans les simulations présentées dans le chapitre 8. Dans ce cas, la question de la construction des plans d'expérience se pose.

Ensuite, l'analyse de sensibilité pourrait fournir des résultats difficiles à obtenir par ailleurs. Quels sont les facteurs qui, à l'échelle de l'exploitation, influencent le plus les impacts environnementaux ? Les résultats sont-ils valables dans tous les contextes ? Aujourd'hui, des réponses à ces questions ne peuvent être fournies qu'à dire d'expert. MÉLODIE peut servir à étayer et à quantifier ces éléments de réponse.

Un troisième type d'application consiste à utiliser MÉLODIE en interaction étroite avec des expérimentations sur système complet. MÉLODIE peut permettre d'identifier les modalités les plus pertinentes à tester lors de la préparation d'un essai système. Lors de la phase d'exploitation des résultats, MÉLODIE peut aussi être utilisé pour extrapoler les résultats à d'autres contextes et sur des périodes plus longues. Les expérimentations sur système complet et les modèles à l'échelle de l'exploitation peuvent s'enrichir mutuellement en interagissant. Pourtant, l'expérience a montré que ce type d'interactions a été plutôt rare dans le passé, au moins aux Pays-Bas (Sterk *et al.* 2007).

De façon plus large, la question de la méthodologie de conception *ex ante* de systèmes de production plus durables est posée. Une réponse possible est d'utiliser une technique d'optimisation. Cependant, le nombre de variables sur lesquelles il est possible de jouer et le temps de calcul pour une simulation avec MÉLODIE ne permettent pas d'envisager cette solution. L'analyse de sensibilité du modèle, mentionnée précédemment, permettra d'isoler les variables prépondérantes à l'échelle du système, ce qui restreindra le nombre de variables à optimiser. Pour chacune de ces variables, différentes modalités pourront être définies. La définition de systèmes plus durables consistera à sélectionner, de façon multi-critères, les combinaisons de modalités les plus intéressantes. Cette sélection pourrait s'inspirer du modèle BETHA (Loyce *et al.* 2002). L'objectif de BETHA est de générer des itinéraires techniques pour la conduite du blé. Les itinéraires techniques sont sélectionnés par une méthode multi-critères en fonction d'objectifs spécifiés par l'utilisateur.

9.6.2 Comment interpréter les sorties d'un modèle complexe ?

Le traitement de la quantité de données obtenue par des simulations avec MÉLODIE soulève des questions méthodologiques. La question des indicateurs environnementaux permettant de valoriser le niveau de détail des sorties a été évoquée en 9.4.2. Au-delà de cet aspect, des techniques de *data mining* pourraient être utilisées.

MÉLODIE pourrait faire l'objet d'une démarche similaire à celle de Trépos (2008), qui a utilisé une technique d'apprentissage symbolique. À partir de sorties d'un modèle complexe des risques de transferts de pesticide, SACADEAU, cette technique synthétise l'information en identifiant des situations à risque en fonction de variables d'entrée du modèle. Ces phases d'apprentissage sur les sorties des modèles constituent un enjeu majeur pour transférer les connaissances présentes dans des simulations vers les acteurs du développement en offrant la possibilité de contextualiser l'utilisation des combinaisons de leviers d'action pour améliorer leur efficacité.

9.7 Conclusion

MÉLODIE est un simulateur original car il a pour ambition de réaliser des évaluations *ex ante* des pressions exercées sur l'environnement par les systèmes laitiers. Le caractère *ex ante* suppose que les entrées du modèle ne doivent pas contenir d'éléments que l'utilisateur de ce modèle ne peut obtenir que par observation du système dans le monde réel. Pour satisfaire cette contrainte, les décisions prises par les éleveurs sont modélisées à partir de leurs objectifs. Une des forces de MÉLODIE est la cohérence des décisions simulées entre elles et face à la variabilité climatique. Cependant, la capacité de MÉLODIE à tester des systèmes de production innovants est encore limitée par la capacité du système biotechnique à réagir à certaines opérations techniques et par le domaine de validité des sous-modèles parfois restreint, notamment lorsque des facteurs d'émission sont utilisés. Le caractère évolutif du modèle permet cependant d'envisager des progrès sur ces points.

Conclusion

Les enjeux environnementaux sont au cœur des défis que l'agriculture d'aujourd'hui et de demain doivent affronter. Il est essentiel pour la recherche sur les systèmes d'élevage d'évaluer *ex ante* les impacts environnementaux des systèmes de production. Le modèle MÉLODIE, développé au cours de cette thèse, participe à cet objectif en établissant un pont entre les moyens mis en œuvre (les pratiques agricoles) et les pressions exercées sur l'environnement, matérialisées par les émissions de composés à risque.

Une des forces du modèle est sa gestion des aléas liés au climat. Grâce au système de pilotage construit au cours de cette thèse, la conduite du système est adaptée en permanence aux conditions climatiques et à l'état du système. Les interactions entre le système de pilotage et le système biotechnique à deux horizons temporels (au niveau de la planification annuelle et en cours d'année) permettent de réaliser des simulations cohérentes sur plusieurs dizaines d'années, ce qui est un point clé pour l'évaluation environnementale de stratégies de production.

Le modèle a été construit dans l'objectif de réaliser des évaluations environnementales *ex ante*. À cause des limites des sous-modèles biotechniques, de larges progrès peuvent encore être réalisés sur ce point. La structure du modèle mise en place au cours de cette thèse permet d'envisager des évolutions importantes de MÉLODIE, au fur et à mesure des avancées des sous-modèles biotechniques dont les limites sont mises en lumière. La simulation de la dynamique de la matière organique dans le sol doit en particulier être reconsidérée. D'autre part, les évolutions futures du modèle viseront à compléter les impacts environnementaux considérés (flux de phosphore, consommations d'énergie) et à évaluer la durabilité des systèmes de production (économie, travail).

La richesse des sorties de MÉLODIE, liée au caractère dynamique et à la distinction spatiale des émissions, permet de mieux interpréter les valeurs observées pour les indicateurs utilisés en ferme. Dans cette thèse, cette démarche a été mise en œuvre pour le bilan apparent de l'azote. Les résultats montrent que le bilan apparent de l'azote ne peut être considéré comme un indicateur du lessivage de nitrates que sur le long terme. D'une année sur l'autre, l'influence importante de la variabilité climatique et les variations de stock à l'intérieur de l'exploitation masquent la relation entre ces variables.

Les simulations futures réalisées avec MÉLODIE vont permettre de mieux comprendre quelles sont, en fonction des systèmes de production, les combinaisons de pratiques qui permettent de faire régresser les nuisances sur l'environnement tout en gardant une bonne efficacité de production. Dans les milieux très sensibles à certains risques, les simulations devraient permettre d'isoler les stratégies les plus efficaces pour faire évoluer les systèmes de production sans trop accroître les autres émissions.

Les nombreuses questions de recherche dans le domaine de l'impact environnemental des élevages et la complémentarité de MÉLODIE avec les autres approches possibles permettent d'imaginer de nombreuses applications au cours des années à venir. En outre, le simulateur est basé sur une analyse générique qui pourrait servir de base pour une mutualisation des travaux de modélisation des systèmes d'élevage.

Bibliographie

A.J.A. Aarnink et A. Elzing : Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science*, 53 (2):153–169, 1998.

D. Arrouays, J. Balesdent, J.-C. Germon, P.-A. Jayet, J.-F. Soussana et P. Stengel : *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?* INRA, Paris, 2002.

A.G. Assis, M. Corson, D.S.C. Paciullo, F.C.F. Lopes et C.A. Rotz : Validation of a sub-model of forage growth of the integrated farm system model ifsm. *In Proc. 43rd Annual Meeting of the Brazilian Society of Animal Science*, Joao Pessoa, juillet 2006.

J.-M. Attonaty, M.-H. Chatelin et F. Garcia : Interactive simulation modeling in farm decision-making. *Computers and Electronics in Agriculture*, 22(2-3):157–170, 1999.

J.-M. Attonaty, M.-H. Chatelin et J. Mousset : A decision support system based on farmer's knowledge to assist him in decision making about work organization and long term evolution. *In International Seminar of CIGR Models, Computer programs and expert systems for agricultural mechanization*, Florenza, Italy, 1993.

C. Aubry : Une modélisation de la gestion de production dans l'exploitation agricole. *Revue française de gestion*, 129:32–45, 2000.

C. Aubry, J.-M. Paillat et F. Guerrin : A conceptual representation of animal waste management at the farm scale : The case of the reunion island. *Agricultural Systems*, 88(2-3):294–315, 2006.

C. Aubry, F. Papy et A. Capillon : Modelling decision-making processes for annual crop management. *Agricultural Systems*, 56(1):45–65, 1998.

J. Bachinger et P. Zander : Rotor, a tool for generating and evaluating crop rotations for organic farming systems. *European Journal of Agronomy*, 26:130–143, 2007.

O. Balci : Verification, validation and testing. *In* J. Banks, éditeur : *Handbook of simulation*, pages 335–393. Engineering & Management Press, 1998.

V. Beaujouan, P. Durand et L. Ruiz : Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, 137(1):93–105, 2001.

J.-E. Bergez et F. Garcia : Conception par simulation de stratégies de conduite de culture. *In Actes du colloque Automatique et Agronomie*, Montpellier, janvier 2003. INRA - CNRS.

M. Berkelaar, K. Eikland et P. Notebaert : lpsolve : Open source (mixed-integer) linear programming system. http ://lpsolve.sourceforge.net/, 2005.

C. Bockstaller, P. Girardin et H.M.G. van der Werf : Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*, 7 (1-3):261–270, 1997.

I. Bossuet, H. Chambaut, A. Le Gall et C. Raison : Etude de la répartition de l'excédent d'azote dans des fermes expérimentales laitières de l'espace atlantique. *In* A. Pflimlin, H. Chambaut, C. Raison et A. Le Gall, éditeurs : *Systèmes laitiers et environnement dans l'Espace Atlantique : Mieux prendre en compte les diversités régionales grâce aux résultats du projet Green Dairy*, pages 69–98. Institut de l'Elevage, 2006.

B. Bouchon-Meunier : *La logique floue*. Presses Universitaires de France, Paris, 1993.

F. Brentrup, J. Kusters, J. Lammel et H. Kuhlmann : Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to lca studies in the agricultural sector. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6):349–357, 2000.

Bretagne Environnement : *Chiffres clés de l'environnement en Bretagne*. Bretagne Environnement, Rennes, 2003.

N. Brisson, C. Gary, E. Justes, R. Roche, B. Mary, D. Ripoche, D. Zimmer, J. Sierra, P. Bertuzzi et P. Burger : An overview of the crop model stics. *European Journal of Agronomy*, 18(3-4):309–332, 2003.

F. Brouwer : Nitrogen balances at farm level as a tool to monitor effects of agri-environmental policy. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52(2-3):303–308, 1998.

D.W. Bussink et O. Oenema : Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas : a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51(1):19–33, 1998.

A. Chabbi et G. Lemaire : Rôle des matières organiques des prairies dans le cycle de l'azote et impacts sur la qualité de l'eau. *Fourrages*, 192:441–452, 2007.

P. Chabrier, F. Garcia, R. Martin-Clouaire, G. Quesnel et H. Raynal : Toward a simulation modeling platform for studying cropping systems management : the record project. *In* L. Oxley et D. Kulasiri, éditeurs : *MODSIM 2007 International*

Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, pages 839–845, décembre 2007.

H. Chambaut et A. Le Gall : Bilan des minéraux dans les exploitations bovines : niveaux d'excédents par système de production et utilisation dans une démarche de conseil en environnement aux agriculteurs. *In Rencontres Recherche Ruminants*, volume 5, pages 241–244, 1998.

Chambres d'agriculture de Bretagne : *6 menus pour vaches laitières.* Pôle Herbivores, 2006.

X. Chardon, C. Raison, A. Le Gall, T. Morvan et P. Faverdin : Fumigene : a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocations at the farm level. *Journal of Agricultural Science Cambridge*, Accepté, 2008.

V. Chatellier et R. Vérité : L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il les alternatives techniques ? *INRA Productions Animales*, 16 (4):231–249, 2003.

CITEPA / CORALIE : *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France - Séries sectorielles et analyses étendues.* Paris, 2008.

F.C. Coleno et M. Duru : A model to find and test decision rules for turnout date and grazing area allocation for a dairy cow system in spring. *Agricultural Systems*, 61(3):151–164, 1999.

X. Coquil, P. Faverdin et F. Garcia : Modélisation dynamique de la démographie d'un troupeau laitier. *In Rencontres Recherche Ruminants*, volume 12, page 213, 2005.

M.-J. Cros, M. Duru, F. Garcia et R. Martin-Clouaire : Simulating rotational grazing management. *Environment International*, 27(2-3):139–145, 2001.

M.-J. Cros, F. Garcia, R. Martin-Clouaire et J.-P. Rellier : Modeling management operations in agricultural production simulators. *Agricultural Engineering International : the CIGR Journal of Scientific Research and Development.*, Manuscript IT 02 004. Vol. V, 2003.

S.P. Cuttle et S.C. Jarvis : Use of a systems synthesis approach to model nitrogen losses from dairy farms in south-west england. *Grass and Forage Science*, 60(3):262–273, 2005.

A. David : Décision, conception et recherche en sciences de gestion. *Revue française de gestion*, 28(139):173–185, 2002.

S. De Cara : Les émissions françaises des secteurs agricoles et forestiers. vue d'ensemble. *In* S. De Cara et T. Thomas, éditeurs : *Projections d'émissions/absorptions*

de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020, pages 7–16. INRA, 2008.

M.H.A. de Haan : Relations between farm n-surplus and other indicators for nitrate loss : dairy systems. *In* H.F.M. ten Berge, éditeur : *A review of potential indicators for nitrate loss from cropping and farming systems in the Netherlands*, pages 127–135. Plant Research International B.V., Wageningen, 2002.

L. Debrauwer et F. van der Heyde : *UML 2. Initiation, exemples et exercices corrigés.* Eni éditions, Nantes, 2005.

M.-L. Decau, J.-C. Simon et A. Jacquet : Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality*, 32:1405–1413, 2003.

B. Dedieu et G. Servière : Organisation du travail et fonctionnement des systèmes d'élevage. *In Rencontres Recherche Ruminants*, volume 8, pages 245–250, 2001.

P.J.A.G. Deenen et N. Middelkoop : Effects of cattle dung and urine on nitrogen uptake and yield of perennial ryegrass. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 40:469–482, 1992.

R. Delagarde, P. Faverdin, C. Baratte et J.L. Peyraud : Prévoir l'ingestion d'herbe et la production des vaches laitières : GrazeIn, un modèle pour raisonner l'alimentation au pâturage. *In Rencontres Recherche Ruminants*, volume 11, pages 295–298, 2004.

N.K. Detlefsen et A.L. Jensen : Modelling optimal crop sequences using network flows. *Agr. Syst.*, 94:566–572, 2007.

S. Dogliotti, W.A.H. Rossing et M.K. van Ittersum : Rotat, a tool for systematically generating crop rotations. *Eur. J. Agron.*, 19:239–250, 2003.

H. Dong, J. Mangino, T.A. McAllister, J.L. Hatfield, D.E. Johnson, K.R. Lassey, M. Aparecida de Lima et A. Romanovskaya : Emissions from livestock and manure management. *In* S. Eggelston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara et K. Tanabe, éditeurs : *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006.

D. Durand : *La systémique.* Que sais-je ? Presses Universitaires de France, 8e édition, 1979.

M. Duru et B. Hubert : Management of grazing systems : from decision and biophysical models to principles for action. *Agronomie*, 23:689–703, 2003.

G. Edwards-Jones : Modelling farmer decision-making : concepts, progress and challenges. *Animal Science*, 82:783–790, 2006.

A. Farrugia : *L'eau et les herbivores. Les chemins de la qualité.* Institut de l'Elevage, Paris, 2000.

A. Farrugia : *Bilan environnemental dans les exploitations laitières.* Institut de l'Elevage, Paris, 2002.

P. Faverdin, X. Chardon, L. Delaby et J.L. Peyraud : The challenge of sustainability to design the future dairy farms. *In* P. Rowlinson, M. Steele et A. Nefzaoui, éditeurs : *Proceedings of the Livestock and Global Climate Change conference*, pages 103–106. British society of animal science, 2008.

P. Forster, V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz et R. Van Dorland : Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. *In* S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor et H.L. Miller, éditeurs : *Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pages 129–234. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

F. Garcia, P. Faverdin, L. Delaby et J.L. Peyraud : Tournesol : a model to simulate cropping plans in dairy production systems. *In Rencontres Recherche Ruminants*, volume 12, pages 195–198, 2005a.

F. Garcia, F. Guerrin, R. Martin-Clouaire et J.-P. Rellier : The human side of agricultural production management - the missing focus in simulation approaches. *In* A. Zerger et R.M. Argent, éditeurs : *MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation*, pages 203–209. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, décembre 2005b.

J.L. Gaunt, J. Riley, A. Stein et F.W.T. Penning de Vries : Requirements for effective modelling strategies. *Agricultural Systems*, 54(2):153–168, 1997.

E. Giasson, R. B. Bryant et N.L. Bills : Environmental and economic optimization of dairy manure management : A mathematical programming approach. *Agronomy Journal*, 94(4):757–766, 2002.

N. Girard et B. Hubert : Modelling expert knowledge with knowledge-based systems to design decision aids : The example of a knowledge-based model on grazing management. *Agricultural Systems*, 59(2):123–144, 1999.

J.C.J. Groot, W.A.H. Rossing et E.A. Lantinga : Evolution of farm management, nitrogen efficiency and economic performance on dutch dairy farms reducing external inputs. *Livestock Science*, 100(2-3):99–110, 2006.

F. Guerrin : Magma : a simulation model to help manage animal wastes at the farm level. *Computers and Electronics in Agriculture*, 33(1):35–54, 2001.

G. Haas, F. Wetterich et U. Geier : Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6):1–4, 2000.

N. Halberg : Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 76(1):17–30, 1999.

N. Halberg, H.M.G. van der Werf, C. Basset-Mens, R. Dalgaard et I.J.M. de Boer : Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of european livestock production systems. *Livestock Production Science*, 96(1):33–50, 2005.

M. C. Hanegraaf et D. J. den Boer : Perspectives and limitations of the dutch minerals accounting system (MINAS). *European Journal of Agronomy*, 20(1-2):25–31, 2003.

C. Hillyer, J. Bolte, F. van Evert et A. Lamaker : The modcom modular simulation system. *European Journal of Agronomy*, 18(3-4):333–343, 2003.

S. Ingrand, S. Cournut, B. Dedieu et F. Antheaume : La conduite de la reproduction du troupeau de vaches allaitantes : modélisation des prises de décision. *INRA Productions animales*, 16:263–270, 2003.

S. Ingrand, B. Dedieu, J. Agabriel et L. Pérochon : Modélisation du fonctionnement d'un troupeau bovin allaitant selon la combinaison des règles de conduite. Premiers résultats de la construction du simulateur SIMBALL. *Rencontres Recherche Ruminants*, pages 61–64, 2002.

INRA : *Alimentation des bovins, ovins et caprins : besoins des animaux - valeurs des aliments. Tables Inra 2007.* Eds Quae, Paris, France, 2007.

INRA, Groupe de réflexion Modélisation : *La modélisation à l'INRA.* INRA, 2005.

Institut de l'Elevage : *Évaluation du programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole.* Institut de l'Elevage, Paris, 2008a.

Institut de l'Elevage : *Les gaz à effet de serre, des inventaires nationaux à l'échelle de l'exploitation d'élevage.* Institut de l'Elevage, Paris, 2008b.

Institut de l'Elevage : *Les systèmes bovins laitiers en France. Repères techniques et économiques.* Collection "Synthèse". Institut de l'Elevage, Paris, 2008c.

T. Itoh, H. Ishii et T. Nanseki : A model of crop planning under uncertainty in agricultural management. *International Journal of Production Economics*, 81-82:555–558, 2003.

B.H. Jacobsen, B.M. Petersen, J. Berntsen, C. Boye, C.G. Sørensen, H.T. Søgaard et J.P. Hansen : *An integrated economic and environmental farm simulation model (FASSET).* Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics, Copenhagen, Denmark, 1998.

J.W. Jones, B.A. Keating et C.H. Porter : Approaches to modular model development. *Agricultural Systems*, 70(2-3):421–443, 2001.

M. Jouven : *Quels équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les systèmes bovins allaitants herbagers ? Une approche par modélisation des interactions conduite-troupeau-ressources.* Thèse de doctorat, INA P-G, 2006.

B.A. Keating, P.S. Carberry, G.L. Hammer, M.E. Probert, M.J. Robertson, D. Holzworth, N.I. Huth, J.N.G. Hargreaves, H. Meinke et Z. Hochman : An overview of apsim, a model designed for farming systems simulation. *European Journal of Agronomy*, 18(3-4):267–288, 2003.

B.A. Keating et R.L. McCown : Advances in farming systems analysis and intervention. *Agricultural Systems*, 70(2-3):555–579, 2001.

J.P.C. Kleijnen : Verification and validation of simulation models. *European Journal of Operational Research*, 82(1):145–162, 1995.

W.K. Klein Haneveld et A.W. Stegeman : Crop succession requirements in agricultural production planning. *European Journal of Operational Research*, 166:406–429, 2005.

M.J.R. Knapen, P.J.F.M. Verweij et J.J.F. Wien : Applying enterprise application architectures in integrated modelling. *In* L. Oxley et D. Kulasiri, éditeurs : *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, pages 839–845, décembre 2007.

J.W.A. Langeveld, A. Verhagen, J.J. Neeteson, H. van Keulen, J.G. Conijn, R.L.M. Schils et J. Oenema : Evaluating farm performance using agri-environmental indicators : Recent experiences for nitrogen management in the netherlands. *Journal of Environmental Management*, 82(3):363–376, 2007.

A. Le Gall et M.-M. Cabaret : *Mise au point de systèmes laitiers productifs et respectueux de l'environnement.* Institut de l'Elevage, 2002.

A. Le Gall, J. Legarto, M-M. Cabaret et A. Farruggia : Impact des systèmes laitiers productifs sur l'environnement. *In Rencontres Recherche Ruminants*, volume 5, pages 201–208, 1998.

A. Le Gall, F. Vertes, A. Pflimlin, H. Chambaut, L. Delaby, P. Durand, H.M.G. van der Werf, N. Turpin et A. Bras : Part ii : Country reports, chapter 5 : France. *In* J. Bos, A. Pflimlin, F. Aarts et F. Vertes, éditeurs : *Nutrient management at farm scale. How to attain policy objectives in regions with intensive dairy farming ? First workshop of the EGF working group 'Dairy Systems and Environment', Quimper, France, 23-25 june 2003*, pages 111–137. Plant Research International, Wageningen, Netherlands, 2003.

G. Lemaire : Interactions entre systèmes fourragers et systèmes de grandes cultures à l'échelle d'un territoire. Intérêts pour l'environnement. *Fourrages*, 189:19–32, 2007.

N. Lopez, J. Migueis et E. Pichon : *Intégrer UML dans vos projets.* Eyrolles, Paris, 1999.

S. Lopez-Ridaura, H. Van der Werf, J.-M. Paillat et B. Le Bris : Transférer ou traiter ? Evaluation environnementale de deux modes de gestion du lisier excédentaire par Analyse de Cycle de Vie. *In Journées Recherche Porcine*, volume 39, pages 7–12, 2007.

E.I. Lord, S.G. Anthony et G. Goodlass : Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. *Soil Use and Management*, 18(4):363–369, 2002.

C. Loyce, J.P. Rellier et J.M. Meynard : Management planning for winter wheat with multiple objectives (2) : ethanol-wheat production. *Agricultural Systems*, 72 (1):33–57, 2002.

S. Madelrieux : *Ronde des saisons, vie des troupeaux et labeur des hommes. Modélisation de l'organisation du travail en exploitation d'élevage herbivore au cours d'une année.* Thèse de doctorat, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 2004.

G. Martel : *Pratiques d'élevage, productivité des troupeaux de truies et rythmes de travail des éleveurs en production porcine : une approche par modélisation.* Thèse de doctorat, AgroParisTech, 2008.

C. Martin et J.-P. Jouany : Comment réduire la production de méthane chez les ruminants ? *In Journées AFPF : Prairies, élevage, consommation d'énergie et gaz à effet de serre*, Paris, 2006. Association française pour la production fourragère.

R. Martin-Clouaire et J.P. Rellier : Modélisation et simulation de la conduite d'un système de production agricole. *Conférence francophone de modélisation et simulation*, avril 2003.

R. Martin-Clouaire et J.P. Rellier : *Fondements ontologiques des systèmes pilotés.* document interne de l'INRA, unité BIA, 2005.

G. Maxin : Modélisation des bilans Entrée/Sortie des éléments carbone, azote, eau et minéraux chez la vache laitière. Mémoire de master, ESITPA, Rouen, 2006.

R.L. Mccown : Changing systems for supporting farmers' decisions : problems, paradigms, and prospects. *Agricultural Systems*, 74(1):179–220, octobre 2002.

K.A. McDonald et J.W. Penno : Management decision rules to optimise milksolids production on dairy farms. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production*, 58:132–135, 1998.

T.H. Misselbrook, B.F. Pain, A.C. Stone et D. Scholefield : Nutrient run-off following application of livestock wastes to grassland. *Environmental Pollution*, 88 (1):51–56, 1995.

A.D. Moore, D.P. Holzworth, N.I. Herrmann, N.I. Huth et M.J. Robertson : The common modelling protocol : A hierarchical framework for simulation of agricultural and environmental systems. *Agricultural Systems*, 95(1-3):37–48, 2007.

T. Morvan, B. Nicolardot et L. Péan : Biochemical composition and kinetics of c and n mineralization of animal wastes : a typological approach. *Biology and Fertility of Soils*, 42(6):513–522, 2006.

T. Morvan, L. Ruiz et V. Viaud : Cumulative effects of applications of organic fertilizers on soil organic matter dynamics. *In Proceedings of the 16th International CIEC Symposium*, Ghent, Belgium, 2007.

V. Moset-Hernandez : Modélisation dynamique du flux d'ammoniac dans une salle d'engraissement de porcs et prédiction de la teneur dans l'ambiance. Mémoire de master, Agrocampus Rennes, 2006.

A. Mulier, G. Hofman, E. Baecke, L. Carlier, D. De Brabander, G. De Groote, R. De Wilde, L. Fiems, G. Janssens, O. Van Cleemput, A. Van Herck, G. Van Huylenbroeck et I. Verbruggen : A methodology for the calculation of farm level nitrogen and phosphorus balances in flemish agriculture. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2):45–51, 2003.

I. Oborn, A.C. Edwards, E. Witter, O. Oenema, K. Ivarsson, P.J.A. Withers, S.I. Nilsson et A. Richert Stinzing : Element balances as a tool for sustainable nutrient management : a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2):211–225, 2003.

OCDE : *Environmental Indicators for Agriculture. Volume 3, Methods and Results.* OECD Publications Service, Paris, 2001.

O. Oenema et M. Heinen : Uncertainties in nutrient budget due to biases and errors. *In* E.M.A. Smaling, O. Oenema et L.O. Fresco, éditeurs : *Nutrient Disequilibria in Agroecosystems : Concepts and Case Studies*, pages 75–97. CAB International, Wallingford, 1999.

O. Oenema, H. Kros et W. de Vries : Approaches and uncertainties in nutrient budgets : implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2):3–16, 2003.

J.F. Ortega, Juan J.A. de, J.M. Tarjuelo et E. Lopez : Mopeco : an economic optimisation model for irrigation water management. *Irrigation Science*, 23:61–75, 2004.

P. Paccard, Capitain M. et A. Farrugia : Autonomie alimentaire des élevages bovins laitiers. *In Rencontres Recherche Ruminants*, volume 10, pages 89–92, 2003.

F. Papy : Farm models and decision support : a summary review. *In* J.P. Colin et E.W. Crawford, éditeurs : *Research on agricultural systems : accomplishments, perspectives and issues*, pages 89–107. Nova Science Publishers, New York, 2000.

F. Papy, J.-M. Attonaty, C. Laporte et L.-G. Soler : Work organization simulation as a basis for farm management advice (equipment and manpower, levels against climatic variability). *Agricultural Systems*, 27(4):295–314, 1988.

S. Payraudeau et H. M.G. van der Werf : Environmental impact assessment for a farming region : a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107 (1):1–19, 2005.

S. Payraudeau, H.M.G. van der Werf et F. Vertes : Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agricultural Systems*, 94(2):416–430, 2007.

A. Pflimlin, A. Irle et Y. Mirabal : Contribution du troupeau laitier aux excédents d'azote et de phosphore et aux risques pour l'eau au niveau régional. *In* A. Pflimlin, H. Chambaut, C. Raison et A. Le Gall, éditeurs : *Systèmes laitiers et environnement dans l'Espace Atlantique : Mieux prendre en compte les diversités régionales grâce aux résultats du projet Green Dairy*, pages 99–124. Institut de l'Elevage, 2006.

S. Portejoie, J. Martinez et G. Landmann : L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*, 15(3):151–160, 2002.

P. Pratt, S. Davis et R. Sharpless : A four-year field trial with animal manures. ii. mineralization of nitrogen. *Hilgardia*, 44:113–125, 1976.

C. Raison, A. Pflimlin et A. Le Gall : Optimisation des pratiques environnementales dans un réseau de fermes laitières de l'espace atlantique. *In* A. Pflimlin, H. Chambaut, C. Raison et A. Le Gall, éditeurs : *Systèmes laitiers et environnement dans l'Espace Atlantique : Mieux prendre en compte les diversités régionales grâce aux résultats du projet Green Dairy*, pages 45–68. Institut de l'Elevage, 2006.

A.J. Romera, S.T. Morris, J. Hodgson, W.D. Stirling et S.J.R. Woodward : A model for simulating rule-based management of cow-calf systems. *Computers and Electronics in Agriculture*, 42(2):67–86, 2004.

C.A. Rotz et C.U. Coiner : *The integrated farm system model : reference manual.* 2004.

C.A. Rotz et T.M. Harrigan : Predicting suitable days for field machinery operations in a whole farm simulation. *Applied Engineering in Agriculture*, 21(4):563–571, 2005.

L. Ruiz, S. Abiven, P. Durand, C. Martin, F. Vertès et V. Beaujouan : Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budgets. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3):497–506, 2002.

J.-C. Rémy et J. Hébert : Le devenir des engrais azotés dans le sol. *C.R. Acad. Agric. France*, 63:700–710, 1977.

S.G.M. Schilizzi et F. Boulier : Why do farmers do it ? validating whole-farm models. *Agricultural Systems*, 54(4):477–499, 1997.

R.L.M. Schils, M.H.A. de Haan, J.G.A. Hemmer, A. van den Pol-van Dasselaar, J.A. de Boer, A.G. Evers, G. Holshof, J.C. van Middelkoop et R.L.G. Zom : Dairywise, a whole-farm dairy model. *Journal of Dairy Science*, 90(11):5334–5346, 2007.

J.J. Schroder, H.F.M. Aarts, H.F.M. ten Berge, H. van Keulen et J.J. Neeteson : An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2):33–44, 2003.

J.J. Schroder et J.J. Neeteson : Nutrient management regulations in the netherlands. *Geoderma*, 144(3-4):418–425, 2008.

J.J. Schroder, D. Scholefield, F. Cabral et G. Hofman : The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality : the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science & Policy*, 7(1):15–23, 2004.

C. Schvartz, J.-C. Muller et J. Decroux : *Guide de la fertilisation raisonnée*. Éditions France Agricole, Paris, 2005.

M. Sebillotte et L.G. Soler : Les processus de décision des agriculteurs. 1. Acquis et questions vives. *In* J. Brossier, B. Vissac et Le Moigne J.-L., éditeurs : *Modélisation systémique et système agraire*, pages 93–101. INRA, Paris, 1990.

J.-C. Simon : Conduite des associations : maîtrise du taux de trèfle blanc et des risques de pollution nitrique. *Fourrages*, 135:481–497, 1993.

J.-C. Simon, C. Grignani, A. Jacquet, L. Le Corre et J. Pages : Typology of nitrogen balances on a farm scale : research of operating indicators. *Agronomie*, 20 (2):175–195, 2000.

J.-C. Simon et L. Le Corre : Apparent nitrogen balance on a farm scale : methodology, some results. *Fourrages*, 129:79–93, 1992.

J.-C. Simon, L. Le Corre et F. Vertes : Nitrogen balances on a farm scale : results from dairy farms in north west france. volume Proceedings of the 15th General Meeting of European Grassland Federation, pages 429–433, Wageningen, 1994.

V.O. Snow et S.J. Lovatt : A general planner for agro-ecosystem models. *Computers and Electronics in Agriculture*, 60(2):201–211, 2008.

K.J. Soder et C.A. Rotz : Economic and environmental impact of four levels of concentrate supplementation in grazing dairy herds. *J.Dairy Sci.*, 84(11):2560–2572, novembre 2001.

S.G. Sommer et N.J. Hutchings : Ammonia emission from field applied manure and its reduction–invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15(1):1–15, septembre 2001.

M.P.W. Sonneveld et J. Bouma : Methodological considerations for nitrogen policies in the netherlands including a new role for research. *Environmental Science & Policy*, 6(6):501–511, 2003.

A. Stein, J. Riley et N. Halberg : Issues of scale for environmental indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87(2):215–232, 2001.

H. Steinfeld, P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales et C. Haan : *Livestock's long shadow : environmental issues and options.* FAO, Rome, 2006.

B. Sterk, M.K. van Ittersum, C. Leeuwis et F.G. Wijnands : Prototyping and farm system modelling - partners on the road towards more sustainable farm systems ? *European Journal of Agronomy*, 26(4):401–409, 2007.

C. Swensson : Analyses of mineral element balances between 1997 and 1999 from dairy farms in the south of Sweden. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2):63–69, décembre 2003.

S. Tamminga : A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *J.Anim Sci.*, 74(12):3112–3124, 1996.

M.A. Thomassen et I.J.M. de Boer : Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111(1-4):185–199, 2005.

M. Tichit, S. Ingrand, C.-H. Moulin, S. Cournut, J. Lasseur et B. Dedieu : Capacités d'adaptation du troupeau : la diversité des trajectoires productives est-elle un atout ? *In* B. Dedieu, E. Chia, B. Leclerc, C.-H. Moulin et M. Tichit, éditeurs : *L'élevage en mouvement. Flexibilité et adaptation des exploitations d'herbivores*, page 294. Éditions Quae, 2008.

R. Trépos : *Apprentissage symbolique à partir de données issues de simulation pour l'aide à la décision. Gestion d'un bassin versant pour une meilleure qualité de l'eau.* Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, 2008.

C.L. van Beek, L. Brouwer et O. Oenema : The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67(3):233–244, 2003.

H.M.G. van der Werf et J. Petit : Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level : a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1-3):131–145, 2002.

M.K. van Ittersum, F. Ewert, T. Heckelei, J. Wery, J. Alkan Olsson, E. Andersen, I. Bezlepkina, F. Brouwer, M. Donatelli, G. Flichman, L. Olsson, A.E. Rizzoli, T. van der Wal, J.E. Wien et J. Wolf : Integrated assessment of agricultural systems - a component-based framework for the european union (seamless). *Agricultural Systems*, 96(1-3):150–165, 2008.

H. van Keulen, H.F.M. Aarts, B. Habekotte, H.G. van der Meer et J.H.J. Spiertz : Soil-plant-animal relations in nutrient cycling : the case of dairy farming system 'de marke'. *European Journal of Agronomy*, 13(2-3):245–261, 2000.

L. Vanongeval et E. Bomans : *Surplus calculations as a potential indicator for nutrient losses from agriculture to the aquatic environment.* EC document NUT 97/4/2-E, OSPAR-NUT Working group, 1997.

J. Vayssières : *Modélisation participative et intégration des pratiques décisionnelles d'éleveurs dans un modèle global d'exploitation.* Thèse de doctorat, Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques (SUPAGRO), Montpellier, 2008.

J. Vayssières, P. Lecomte, F. Guerrin et U.B. Nidumolu : Modelling farmers' action : decision rules capture methodology and formalisation structure : a case of biomass flow operations in dairy farms of a tropical island. *Animal*, 1(5):716–733, 2007.

M. Vermorel : Émissions annuelles de méthane d'origine digestive par les bovins en France. Variations selon le type d'animal et le niveau de production. *INRA Productions Animales*, 8(4):265–272, 1995.

S. von Wiren-Lehr : Sustainability in agriculture – an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(2):115–129, 2001.

M. Wachendorf et P. Golinski : Towards sustainable intensive dairy farming in europe. *In Sustainable grassland productivity : Proceedings of the 21st General Meeting of the European Grassland Federation, Badajoz, Spain, 3-6 April*, 2006.

M. Wall : Galib : A c++ library of genetic algorithm components, 1999. URL `http://lancet.mit.edu/ga/`.

C. Walter, T. Bouedo et P. Aurousseau : *Cartographie communale des teneurs en matière organique des sols bretons et analyse de leur évolution temporelle de 1980 à 1995. Rapport final de la convention d'étude entre le conseil régional de Bretagne, l'agence de bassin Loire-Bretagne et l'ENSAR.* 1996.

M.E. Wastney, Palliser C.C., J.A. Lile, K.A. McDonald, J.W. Penno et K.P. Bright : A whole-farm model applied to a dairy system. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production*, 62:120–123, juin 2002.

C.A. Watson, T. Atkins, S. Bento, A.C. Edwards et S.A. Edwards : Appropriateness of nutrient budgets for environmental risk assessment : a case study of outdoor pig production. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2):117–126, 2003.

C.A. Watson et D. Atkinson : Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems : a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 53(3):259–267, 1999.

T. Weise : *Global Optimization Algorithms. Theory and Application.* www.it-weise.de, 2008.

J.J.F. Wien, M.J.R. Knapen, S.J.C. Janssen, P.J.F.M. Verweij, I.N. Athanasiadis, H. Li, A.E. Rizzoli et F. Villa : Using ontology to harmonize knowledge concepts in data and models. *In* L. Oxley et D. Kulasiri, éditeurs : *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, pages 839–845, décembre 2007.

Annexe A

Chaîne de traitement des données

La gestion des données issues du modèle est un enjeu important à deux titres : permettre de créer des procédures de traitement automatisé et assurer la traçabilité des simulations. Au démarrage de cette thèse, DIÈSE ne gérait que l'export de données dans des fichiers texte. Avec cette solution, l'exploitation des données de MÉLODIE serait passé par l'import direct de ces données dans un logiciel de statistiques, avec des scripts pour automatiser la procédure.

Cependant, en raison de la complexité des agrégations à réaliser à partir des données exportées au pas de temps journalier, nous avons estimé qu'un système de gestion de bases de données (SGBD) était le plus adapté pour traiter les sorties de MÉLODIE.

Implémentation de l'export vers une base de données depuis DIÈSE

A cause des temps de simulation importants, pouvoir réaliser plusieurs simulations avec MÉLODIE en même temps pour profiter d'une architecture paralèlle (processeur multi-cœurs) est un avantage non négligeable. Ce mode de fonctionnement imposait un SGBD de type client-serveur. En outre, le volume de données à traiter nécessitait un SGBD très robuste et rapide. Notre choix s'est porté sur Postgresql, un SGBD libre très répandu et reconnu.

DIÈSE a donc été modifié de manière à communiquer directement avec le SGBD. Pour ce faire, la classe responsable de l'export des données, initialement exclusivement dédiée aux fichiers texte, a été scindée en une classe générique (indépendante du devenir des données) et une spécialisation réalisant l'export vers des fichiers texte. Ensuite, une autre spécialisation pour l'export vers le SGBD a été créée. Pour DIÈSE, il n'est pas souhaitable d'être inféodé à un SGBD en particulier. L'export vers les bases de données est structuré de façon à ce que différents « *backends* » puissent être facilement implémentés. Actuellement, seul le backend Postgresql est implémenté. Il est basé sur la librairie en langage C libpq, qui est un client Postgresql.

Le langage SQL (Standard Query Language), qui est un standard pour la communication avec la plupart des SGBD, peut être utilisé pour communiquer les données de DIÈSE vers le SGBD. Les requêtes SQL correspondantes sont de la forme :

```
INSERT INTO table VALUES (valeurs)
```

Ce mécanisme est trop lent par rapport au volume de données à transférer au cours d'une simulation avec MÉLODIE. Postgresql offre un mécanisme plus rapide, basé sur l'instruction COPY. Cette instruction a été utilisée pour la communication entre DIÈSE et Postgresql, bien qu'il ne s'agisse pas de SQL standard.

Spécification des sorties d'une simulation

Au cours d'une simulation, les descripteurs dont les valeurs doivent être exportées en sortie sont spécifiés dans un des fichiers d'entrée, le fichier « osp » (pour *output specification*). Ce fichier doit suivre une syntaxe spécialement conçue. Par exemple :

```
SAVE DESCRIPTOR "vacheLaitiere" ALL "VL.txt" NEW CLOCK
          "productionLait" 2
          "poids" 1
;
```

signifie que l'on veut exporter dans le fichier *VL.txt* les valeurs de deux descripteurs de chaque instance de l'entité *vacheLaitiere* : *productionLait* (avec deux décimales) et *poids* (avec une decimale). Le mot clé ALL, par opposition à END, signifie que les valeurs doivent être enregistrées tout au long de la simulation. NEW stipule que l'on crée un nouveau fichier (par opposition à l'ajout dans un fichier existant) et CLOCK désigne le format d'écriture des dates.

Le fichier osp est interprété à l'aide de l'analyseur lexical *flex* et de l'analyseur syntaxique *bison*. Le programme de l'analyseur des fichiers osp a été modifié de manière à ajouter le support d'une syntaxe appropriée aux bases de données. L'exemple présenté plus haut devient :

```
DBEXPORT DESCRIPTOR SIM_IDN "vacheLaitiere" ALL
      postgresql (melodie  bddThese    donneesVL)   ISO_8601
          "productionLait" 2
          "poids" 1
;
```

On spécifie donc directement dans ce fichier le nom du SGBD à utiliser (postgresql), le nom d'utilisateur pour se connecter au serveur (melodie), le nom de la base de données (bddThese) et le nom de la table dans laquelle les données doivent être insérées (donneesVL). Le format de date ISO_8601 permet de spécifier une date calendaire à Postgresql sans équivoque.

Le mot clé SIM_IDN, valable aussi bien pour l'export vers des fichiers texte que pour l'export vers une base de données, signifie que la simulation est identifiée par un nombre entier et que ce nombre doit être adjoint aux sorties, à des fin de traçabilité (pour distinguer les sorties de différentes simulations dans un plan d'expérience).

Extraction des données par des requêtes SQL

Une fois les simulations terminées, les sorties doivent être exploitées. L'utilisation d'un SGBD prend tout son sens ici. En effet, les SGBDs sont capables d'effectuer des agrégations très complexes. Ils sont optimisés pour effectuer les traitements le plus rapidement possible. Postgresql est très efficace dans ce domaine.

La spécification de l'agrégation à réaliser, ou *extraction*, prend la forme d'une requête SQL. A titre d'exemple, la requête suivante permet de calculer le lessivage moyen sur l'ensemble de l'exploitation pour chaque mois de différentes simulations :

```
SELECT sim_idn, year, month,
       sum(NlessTot)/ (SELECT sum(surface)
                       FROM parcelles) AS NlessParHa
FROM
    -- lessivage par parcelle, mois, annee
    (SELECT sim_idn, InstanceName,
            date_part('year', t)::int as year,
            date_part('month', t) AS month,
            sum(ssystnlessive) * (SELECT surface
                                  FROM parcelles
                                  WHERE nomP=InstanceName)
                AS NlessTot
     FROM azotesol
     GROUP BY sim_idn, InstanceName,
              date_part('year', t), date_part('month', t)
    ) AS tabLessivageParParcelle
GROUP BY sim_idn, year, month
ORDER BY sim_idn, year, month;
```

Le langage SQL ne sera pas exposé ici. Mais l'ensemble des requêtes d'extraction nécessaires à l'interprétation des sorties de MÉLODIE peuvent être écrites à l'aide de ce langage. Pour faciliter les traitements, un ensemble de requêtes est directement stocké dans les bases de données, sous forme de *vues*.

La structure de la base de données créée dans le cadre de cette thèse, contenant la définition des tables et un ensemble de vues, est réutilisable pour de futures applications de MÉLODIE, pour lesquelles l'exploitation des données sera facilitée.

Traitement graphique et statistique

Grâce à l'architecture client - serveur et au langage standard SQL, de nombreux programmes sont capables d'extraire les données. C'est le cas du logiciel de statistiques libre *R*.

Dans le cadre de cette thèse, certains traitements statistiques ont été réalisés avec *R*, ainsi que les graphiques à l'aide du paquet *ggplot2*. Les graphiques, dont ceux présentés dans le chapitre 8, ont été créés à l'aide de scripts qui sont réutilisables pour de futures applications de MÉLODIE. *R* exporte les graphiques dans divers formats, dont le format *pdf* utilisé pour cette thèse. Les scripts graphiques peuvent donc être exécutés les uns à la suite des autres, en *batch*.

Conclusion

Grâce à la chaîne de traitement des données mise en place dans le cadre de cette thèse, le passage des fichiers d'entrée du modèle à un ensemble de graphiques présentant les résultats nécessite seulement deux commandes : la première lance la simulation par

MÉLODIE et la seconde lance le traitement des résultats par R. La gestion des données elles-mêmes, effectuée par le SGBD, est transparente pour l'utilisateur.

Annexe B

Calcul de l'ingestion par les génisses

A cause du modèle par classes choisi pour la démographie du troupeau bovin, il est impossible faire varier la croissance des animaux en réponse à leur alimentation (voir partie 5.1.2, page 95). En conséquence, le GMQ de chaque classe est fixé et les apports énergétiques le sont aussi. En conséquence, l'ingestion des génisses est calculée par programmation linéaire sous contraintes.

B.1 Spécification du problème à résoudre

On considère qu'une ration génisse doit être composée de deux fourrages (en principe une fourrage plutôt riche, comme un ensilage et un fourrage plutôt pauvre, comme un foin tardif ou une paille) et d'un concentré. On calcule l'ingestion de chaque aliment de manière à fournir les besoins en énergie et en protéines (excès tolérés), sans dépasser la capacité d'ingestion (CI). L'équilibre PDIE-PDIN doit également être respecté, dans une certaine mesure. L'optimisation consiste à limiter les excès d'énergie et de proteines ainsi que le déficit en unités d'encombrement.

Il y a trois variables à déterminer (les quantités ingérées de chaque aliment, en kg MS), placées dans un vecteur X.
Les valeurs alimentaires d'un kg (MS) de l'aliment i sont notées ainsi :
- UFL_i : valeur énergétique (en unités fourragères)
- $PDIE_i$: protéines digestibles dans l'intestin si énergie limitante (en g)
- $PDIN_i$: protéines digestibles dans l'intestin si azote limitant (en g)
- UE_i : valeur d'encombrement (en unités d'encombrement)

Les variables caractérisant l'animal sont les suivantes :
- PV : Poids vif (en kg)
- GMQ : Gain Moyen Quotidien (en kg)
- CI : capacité d'ingestion (en unités d'encombrement)

B.2 Contraintes

Un ensemble de contraintes, écrites sous forme de combinaisons linéaires des variables à déterminer, sont intégrées dans le modèle. Elles correspondent aux différentes exigences spécifiées dans la partie précédente.
Satisfaction des apports énergétiques :

$$\sum X_i \cdot UFL_i \geq Besoin_{UFL}$$

avec :

$$Besoin_{UFL} = \left(0.045 + 0.0336 \cdot GMQ^{1.457}\right) \times PV^{0.75}$$

Satisfaction des besoins en PDIE :

$$\sum X_i \cdot PDIE_i \geq Besoin_{PDI}$$

avec :

$$Besoin_{PDI} = 28.7 + 0.547 \cdot PV + 171 \cdot GMQ + 23.11 \cdot Besoin_{UFL}$$

Ingestion limitée par l'encombrement :

$$\sum X_i \cdot UE_i \leq CI$$

avec :

$$CI = 0.039 \cdot PV^{0.9}$$

Théoriquement, la valeur d'encombrement du concentré dépend des quantités et valeurs d'encombrements des fourrages. Prendre ceci en compte rendrait le problème non-linéaire. Il faut donc fixer la valeur d'encombrement du concentré. On commence donc par fixer le taux de substitution global : $S_g = 0.5$. La valeur d'encombrement moyenne des fourrages est également calculée directement, sans tenir compte des quantités ingérées.

$$UE_{conc} = S_g \times \frac{UE_{F1} + UE_{F2}}{2}$$

Respect de l'équilibre PDIN-PDIE :

$$\frac{\sum (X_i \cdot PDIN_i) - \sum (X_i \cdot PDIE_i)}{\sum X_i \cdot UFL_i} \geq -10$$

$$\iff \sum X_i \cdot (PDIN_i - PDIE_i + 10 \cdot UFL_i) \geq 0$$

B.3 Fonction Objectif

On veut limiter les excès d'énergie et de protéines tout en satisfaisant au maximum la CI. Il faut donc maximiser une fonction f de la forme :

$$\begin{aligned} f(X) = & P_{UE} \cdot \left[\sum (X_i \cdot UE_i) - CI\right] \\ & - P_{UFL} \cdot \left[\sum (X_i \cdot UFL_i) - Besoin_{UFL}\right] \\ & - P_{PDI} \cdot \left[\sum (X_i \cdot PDI_i) - Besoin_{PDI}\right] \end{aligned}$$

P_{UE}, P_{UFL}, P_{PDI} sont des coefficients destinés à standardiser les ordres de grandeur et à pondérer l'importance accordée à chaque variable. On propose d'utiliser les valeurs suivantes :

- $P_{UFL} = 1$;

- $P_{PDI} = 0.005$, car on devrait obtenir à l'équilibre environ 100 $g\ PDI\ /\ UF$ (donc $\times 0.01$ par rapport aux UF), et on souhaite accorder un poids deux fois plus important aux UF qu'aux PDI ;
- $P_{UE} = 0.1$ car saturer la capacité d'ingestion est moins prioritaire que réduire les excès d'UF et de PDI mais est souvent économiquement intéressant car la consommation de fourrages est favorisée.

On peut retirer toutes les constantes de l'équation, ce qui ne modifiera la solution optimale du problème. Il faut donc finalement maximiser la fonction suivante :

$$g(X) = \sum X_i \times (P_{UE} \cdot UE_i - P_{UFL} \cdot UFL_i - P_{PDI} \cdot PDI_i)$$

Annexe C

Publications

Article

Chardon X., Raison C., Le Gall A., Morvan T. et Faverdin, P. (2008). **FUMIGENE : a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocation at the farm level**. *Journal of Agricultural Science, Cambridge,* **146** :521-539.

Communication orale

Chardon X., Rigolot C., Baratte C., Le Gall A., Espagnol S., Martin-Clouaire R., Rellier J.P., Raison C., Poupa J.C. et Faverdin P. (2007) **MELODIE : a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in integrated dairy and pig farms**. *In* Oxley, L. and Kulasiri, D. (eds) *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation.* Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, Décembre 2007, pp. 1638-1645.

Affiches

Chardon X., Raison C., Le Gall A. et Faverdin P. (2007) **Fumigène : un modèle pour générer des plans prévisionnels de fumure en exploitation d'élevage**. Affiche présentée aux *Rencontres autour de la Recherche sur les Ruminants (3R).*

Faverdin P., Maxin G., Chardon X., Brunschwig P. et Vermorel M. (2007) **Modèle de prévision du bilan carbone d'une vache laitière**. Affiche présentée aux *Rencontres autour de la Recherche sur les Ruminants (3R).*

Autre

Faverdin P. , Chardon X., Delaby L., Peyraud J.L. (2008) **The challenge of sustainability to design the future dairy farms**. *In* Rowlinson P., Steele M. et Nefzaoui A. (eds) *Proceedings of the Livestock and Global Climate Change Conference.* British Society of Animal Science, mai 2008. Communication orale présentée par P. Faverdin.

Journal of Agricultural Science (2008), **146**, 521–539. © 2008 *Cambridge University Press*
doi:10.1017/S0021859608008034 *Printed in the United Kingdom*

MODELLING ANIMAL SYSTEMS PAPER

Fumigene: a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocation at the farm level

X. CHARDON[1,2,3], C. RAISON[3], A. LE GALL[3], T. MORVAN[4,5] AND P. FAVERDIN[1,2]*

[1] *INRA, UMR1080 Dairy Production, F-35000 Rennes, France*
[2] *Agrocampus Rennes, UMR1080 Dairy Production, F-35000 Rennes, France*
[3] *Institut de l'Elevage, Monvoisin, F-35650 Le Rheu, France*
[4] *INRA, UMR1069 Sol-Agronomie-Spatialisation, F-35000 Rennes, France*
[5] *Agrocampus Rennes, UMR1069 Sol-Agronomie-Spatialisation, F-35000 Rennes, France*

(*Revised MS received 21 March 2008*)

SUMMARY

In France, many dairy farms plan the allocation of animal wastes to the fields of the farm at the beginning of every year. This decision is complex, because many factors must be taken into account at the field and farm scales, including increasingly constraining environmental regulations. To evaluate the environmental impact of waste allocation strategies, these strategies have to be translated into consistent decisions. The objective of the current study was to reproduce the decisions made by farmers, in a wide range of contexts. For this purpose, a linear programming model that could help in generating yearly waste allocations was developed. The model, called Fumigene, takes into account the farmer's preferences and environmental, agronomic and feasibility constraints. It was applied on two case farms and the simulated waste allocations were compared to those chosen by the farmers over periods of 3 and 4 years, respectively. The evaluation showed that the waste allocations generated by the model were consistent with the strategies of the farmers. Fumigene was then used in investigating the impact of taking into account the phosphorus (P) fertilization constraints instead of only the nitrogen constraints. In the case studied, balancing P fertilization over 5 years led to small changes in waste allocation. Balancing P fertilization every year caused bigger changes and led to export of a part of the wastes. In a general way, Fumigene can be coupled with environmental evaluation tools to compare the impacts of different waste allocation strategies.

INTRODUCTION

On dairy and pig farms, animal wastes are a major source of nutrients for crops. However, their application to cropland can result in environmental risks: air, water and soil pollution. Farmers should reduce these risks. Therefore, manure management must take into account the environmental impact of wastes, which encompasses different types of risks. Manure management is closely connected to other aspects of farm management. Reduction of the environmental impact of the wastes can be achieved through different strategic and tactical choices. For instance, the animal feed may be altered in order to reduce nutrient excretion, or waste products may be treated in order to reduce the quantity. Different application methods result in different losses: direct injection of slurry into the soil will reduce ammonia volatilization, for example. Thus, manure management is a generic term including a wide range of decisions. The current study addresses one aspect of the management of agricultural wastes: allocation of the wastes to the fields of the farm to determine which fields, at what rate and when the animal wastes should be applied.

* To whom all correspondence should be addressed. Email: philippe.faverdin@rennes.inra.fr

The waste allocation plan is a forecast of the waste applications to be made on every field of the farm during a cultivation year. Since it is made at the beginning of the year, it assumes average climatic conditions. It is a guideline for waste management in the course of the year. Although it may be altered because of variable climatic conditions and labour or machinery constraints, the plan ensures that it is possible to dispose off the wastes using good agronomic and environmental practices. The plan integrates some anticipation into the management of animal wastes, which limits the risks of forced applications due to full storage tanks, or of tank overflows. In some areas, due to environmental regulations, it is mandatory to have a waste allocation plan. This is the case, for example, in the Nitrates Vulnerable Zones (NVZ) in France defined by the European Union's Nitrates Directive (91/676/EC). The allocation plan must be designed for each cultivation year using estimates of the quantities of wastes that will be produced and of the crop needs. In the USA, concentrated animal feeding operations must have a comprehensive nutrient management plan (Centner & Feitshans 2006), which comprises several components, including a waste allocation plan.

The development of a waste application plan is a decision taken on the whole-farm scale. The allocation must be made for different fields, different types of wastes and different spreading periods during the year. The fields have different crops and different fertilization histories, and thus different nutritional needs, whereas the wastes have different nutrient contents. The second source of complexity is the diversity of factors that must be taken into account by the decision-maker. The management integrates agronomic rules. For example, some wastes can be applied to some crops, while not to others. Long-term effects like soil-borne diseases or soil organic matter content should also be considered. Moreover, the application plan must take into account the increasingly complex environmental regulations, making it harder for farmers to find suitable solutions. In France, depending upon the region, several regulations may impact waste allocations. The main examples include methods of calculating fertilization rates, distances from waterways and houses within which manure application is prohibited, crop-specific periods during which spreading is banned, banning of spreading during the year following grassland ploughing and mandatory planting of catch crops in winter. The waste allocation plan is based not only on agronomic and environmental rules, but also on many other factors. The constraints on the system, like manure storage capacities, or machinery and labour availability play a key role. Social aspects, like odour problems, may also impact the decision. Economic aspects are also involved, since waste allocations determine the hauling costs of the wastes, and the cost of mineral fertilizers.

However, most modelling studies on waste allocation have assumed farmers to be rational profit maximizers, and restrict the complexity of the decision. Indeed, mathematical programming techniques applied to agricultural decision problems generally aim at improving the decisions taken from an economic and/or environmental point of view. For example, Giasson *et al.* (2002) proposed a model of manure allocation to different fields. The model uses a linear programming procedure, which aims at minimizing economic objectives (costs of manure hauling and application, cost of commercial fertilizers) as well as environmental objectives (index of phosphorus pollution risks). The whole-farm model FASSET (Jacobsen *et al.* 1998) has a linear programming module which generates management plans for the whole farm, including animal production and crops. Manure allocation is subject to fertilization constraints for each field, as well as labour and machinery constraints. The optimization is based on whole-farm profit. As far as decision support systems (DSSs) are concerned, the Manure Application Planner (MAP) software, described in Schmitt *et al.* (1997), helps farmers design manure application plans. Hence, the software can generate allocations that minimize the costs of manure hauling and application and those of commercial fertilizers, while meeting fertilization constraints for each field. As shown by Edwards-Jones (2006), the assumption of perfect rationality has a limited usefulness in the case of decisions subject to factors other than financial ones. The decisions generated can be unrealistic and might not be adopted by farmers.

The current paper presents Fumigene, a model which aims at reproducing the decisions made by farmers for waste allocation plans at the beginning of every cultivation year. The model is intended to be used in a wide range of contexts and is not limited to strategies optimized in terms of economic returns or environmental impact: a wide range of strategies can be simulated. Therefore, the decision is simulated considering a minimum set of constraints and a general strategy, regardless of the motives leading to this strategy. Simulating such a decision process makes it possible to compare waste allocation plans following different strategies. Future applications include coupling Fumigene with environmental evaluation tools, so as to compare the impacts of the strategies tested. A DSS could also be derived. The model is described in the first part of the paper. An evaluation of the capacity of the model to simulate allocations similar to farmer's decisions is presented in the second part. A case study comparing the effect of different phosphorus management strategies on waste allocation is described in the third part.

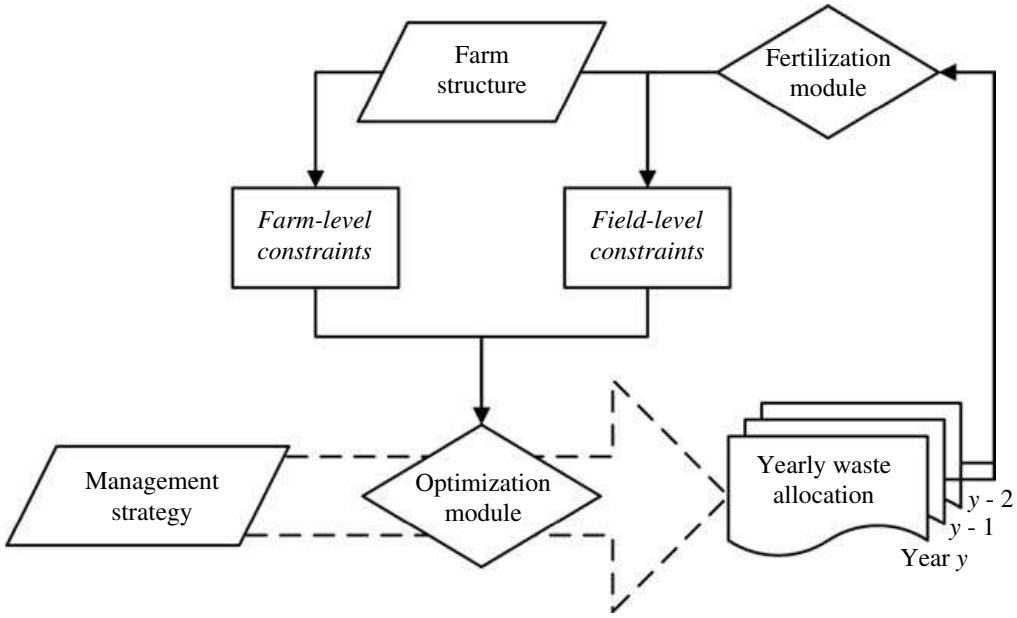


Fig.1. Overview of the model Fumigene.

MODEL DESCRIPTION

Overview

Fumigene translates a management strategy into agricultural waste allocations, i.e. quantities of different wastes to be applied to different fields during two periods of the year, for every simulated year (Fig. 1). It generates waste allocation plans separately for each year. Every year, the allocations generated for the preceding years are used in determining fertilization constraints. The allocations are made by a linear programming procedure, considering field-scale and farm-scale constraints. The objective of the procedure is to select the waste allocation that best suits the farmer's strategy, while meeting constraints at the farm and field scales. The main constraint taken into account at the farm scale is that for each waste, the whole quantity should be applied or exported to another farm. At the field scale, the main constraints taken into account are the practical constraints of application and crop fertilization. For each field, the linear programming procedure considers the maximum quantities of nitrogen (N) and phosphorus (P) that can be applied.

Fumigene includes a fertilization module which calculates these amounts of N and P so as to match crop requirements based on the yield potential specified by the user. This module needs a fertilization history of each field. When performing simulations for several years, the waste applications generated every year can automatically be included into the fertilization history for the subsequent years, if the actual allocations are not available. The fertilization module can be bypassed if the farmer's fertilization strategy is different from the calculation rules included in the model. In this case, the maximum amounts of N and P for each field are model inputs.

The year is divided into periods in order to take into account the storage capacity constraints. There is usually one critical point at the end of winter. Farmers have to make sure they apply a sufficient quantity in autumn, so as to avoid tank overflows at the end of winter. In Fumigene, in order to represent this constraint adequately, the year is divided into two periods, the first being from August to the start of the winter banned spreading period; the second from the end of the banned period to July. The actual dates of the banned period may vary according to local regulations. The time of application within the broad periods depends on the crop and the waste and can be determined separately. It is not necessary to consider more periods, because it would not impact the allocation.

The waste management strategy is modelled as a set of priorities associated with each field on the one hand and with each (crop, waste, period) triad on the other hand. These priorities are model inputs and mainly reflect agronomic or economic aspects. For example, the fields located far away should be associated with lower priorities, to account for hauling costs. It should be noted that there is no general relationship between distance and priority: 5 km might be acceptable on a farm with widespread cropland, whereas it might be too far on a farm with all fields close to the operation. Variables like mean slope or type of soil should also be taken into account. Furthermore, a farmer might want to maintain the organic matter content of all fields and therefore assign the same priority to each field. Similarly, the waste, crop and period priority values are set

according to agronomic rules and are also heavily influenced by the preferences of the decision maker. Because the priorities are set according to the factors considered by the farmer, most management strategies can be represented adequately, even those that are not economically optimal. The approach was chosen in order to be able to simulate the observed variability in agricultural waste management.

The fertilization module

In accordance with the objectives of the model, the fertilization module calculates an estimate of the recommended N and P fertilization rates for each field, assuming average climatic conditions and yields.

Nitrogen

In waste allocation plans, N is the most important, if not the only limiting nutrient considered. It plays a key role in waste allocation. Therefore, the results obtained by the fertilization module are intended to be as close as possible to the calculations made by farmers in France. According to local environmental regulations, the calculation must follow the recommendations of Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée (COMIFER). Nitrogen fertilization is calculated using a balance sheet method described in Remy & Hebert (1977) and Machet *et al.* (1990). Basically, the objective is to predict crop needs and soil supply, considering an average climatic year. Recommended N fertilization is calculated so that supplies match crop requirements. The soil supply includes mineral N content at the beginning of the season and mineralization of organic matter during the year. Several mineralization fluxes are considered, stemming from different organic matter pools. The different terms are:

- mineralization of the soil humus;
- mineralization of the residues of the previous crop;
- mineralization of the residues of the last grassland ploughing;
- mineralization of wastes applied during the previous years (i.e. the effect of fertilization history).

As the method is widely used in France, references are available to estimate the different terms in different contexts, for example in COMIFER (1996). The method is designed to be readily usable with little data. Mineralization of the wastes of previous years is estimated using a table of reference values depending on average frequency of waste application and type of waste applied. However, different types of waste may have been applied, with an irregular frequency, and the automatic choice of the closest reference value is not trivial. In Fumigene, the fertilization history of each field is available and the calculation of mineralization following a waste application is based on an equation of 'decay series' proposed by Pratt *et al.* (1976). This is an exponential equation where the mineralization rate varies for each year after the application. As the parameters proposed for farm yard manure (FYM) were not consistent with recent experiments, the present work uses those of Morvan *et al.* (2007). All the parameters used for this work are given in Table 1. For a given year y, the effect of the waste applications of previous years is the sum of the N mineralizations as calculated by the decay series. This system requires more data than the original method, but is more flexible in the case of irregular waste applications.

Table 1. *Dynamics of the mineralization of the agricultural wastes: the proportions of total N available for crop uptake during the years after application. These parameters were required only for the Derval simulations, and are taken from Pratt* et al. (*1976*) *and Morvan* et al. (*2007*)

Year after application	Farm yard manure (FYM)	Slurry
0	0·250	0·600
1	0·075	0·032
2	0·054	0·018
3	0·031	0·017
4	0·029	0·017
5	0·028	0·016
6	0·027	0·015
7	0·025	0·014
8	0·024	0·014
9	0·023	0·013

Grasslands may receive N from grazing animals (cows or heifers). The quantity of N excreted on grazed fields is an input to the model and can be estimated according to daily excretion of N and time spent in grazing. For the proportion of N available for crop uptake during the year of excretion, a wide range of values was found in different studies (for example, Deenen & Middelkoop 1992; Decau *et al.* 2003). In Fumigene, this proportion was fixed at 0·15, but can be changed by the model user. Thereafter, excretion is treated as applied slurry.

Phosphorus

Concerns over P losses due to waste management are more recent and till recently many farmers did not try to limit excess P due to waste applications. The mode of calculation presented here is a proposition exploring how this could be done, for use in the application of Fumigene comparing different scenarios. Phosphorus is less mobile in soils than N, and it is possible to balance fertilization over several years. It was decided to constrain the running average of the yearly field-scale P balance. Each year and for each

field, P balance is calculated as the sum of the P in the fertilizers (mineral and organic) minus P exported by the crop. Phosphorus excreted by grazing animals is added to the P applied during the year. Then, P applied the following year is calculated so that the running average over N years does not exceed a threshold:

$$\mathrm{Papp}_Y \leqslant N \times \mathrm{Pbal}_{\max} + \mathrm{Pex}_Y - \sum_{i=1}^{N-1} \mathrm{Pbal}_{Y-i}$$

$$\begin{cases} \mathrm{Papp}_Y & \text{Calculated P fertilization rate for year } Y \\ N & \text{Number of years for the calculation of the running average} \\ \mathrm{Pbal}_{\max} & \text{Maximum value of the running average of P balance} \\ \mathrm{Pex}_Y & \text{Projected P exportation by the crop during year } Y \\ \mathrm{Pbal}_i & \text{P balance observed during year } i \end{cases} \quad (1)$$

The number of years over which the running average is calculated is a parameter of the simulation, which should reflect the average length of the crop rotations. The limit of the running average ($\mathrm{Pbal}_{\max}$) is a model input, specified for each field. This mode of calculation is very flexible on a yearly basis. For example, high P fertilization is allowed if a low fertilization has occurred during the bygone years. However, in the long term, $\mathrm{Pbal}_{\max}$ determines a trend in the evolution of the soil P content. $\mathrm{Pbal}_{\max}$ should be positive for fields where the P-content is low: positive balances are acceptable. In contrast, $\mathrm{Pbal}_{\max}$ should be negative in fields where the P-content is high and thus should be reduced.

When this module is used, the N and P requirements, as calculated above, are passed on to the optimization module.

The optimization module

The optimization module generates the waste allocation schedule for one year, using a mixed integer linear programming method.

Variables

The variables to be optimized represent the quantity of each waste applied to each field or exported during each of the two periods of the year. The quantity of waste w to be applied to field f during period p (in t or m^3/ha) is denoted by

$$X_{w,f,p}.$$

The quantity of waste w to export during period p is denoted by

$$E_{w,p}.$$

Some auxiliary variables are needed to express some constraints. The Boolean variable indicating whether or not waste w is applied on field f during period p is denoted by

$$B_{w,f,p}.$$

The number of wastes and of fields is denoted respectively as

$$N_W \text{ and } N_F.$$

Farm-level constraints

For each waste, the total quantity to be spread or exported should match the quantity expected to be produced during the year. The quantity is an input of the model. It can be estimated by the user, with the methods commonly used in waste allocation plans, i.e. either considering the average of the quantities produced during the previous years or according to the projected feeding plan and quantities of straw for bedding and to the properties of the waste storage units, assuming an average climatic year if rain is added.

$$\forall w \in [1, N_W]:$$

$$\sum_{f=1}^{N_F} \sum_{p=1}^{2} \left(X_{w,f,p} \times \mathrm{Area}_f\right) + \sum_{p=1}^{2} E_{w,p} = Q_w \quad (2)$$

$$\begin{cases} \mathrm{Area}_f & \text{is the area of field } f \text{ where spreading is allowed} \\ Q_w & \text{is the projected total quantity of waste } w \end{cases}$$

Capacity to store the wastes is often limited; therefore, it may be necessary to dispose off at least a certain quantity of each waste during each of the two periods. For instance, if the slurry storage capacity is equivalent to 9 months of production, the decision maker may want to spread at least 0·25 of the slurry during the autumn and at least 0·25 during the spring period. Spreading all the slurry in autumn, or in spring, is not a feasible solution.

$$\forall w \in [1, N_W] \quad \text{and} \quad \forall p \in [1, 2]:$$

$$\sum_{f=1}^{N_f} \left(X_{w,f,p} \times \mathrm{Area}_f\right) + E_{w,p} \geqslant \mathrm{MinProp}_{w,p} \times Q_w \quad (3)$$

$$\begin{cases} \mathrm{MinProp}_{w,p} & \text{is the minimum proportion of waste } w \text{ that should be disposed off during period } p \end{cases}$$

For each waste, the quantity exported can be limited by both a maximum and a minimum. The maximum is the quantity of waste that the cropland can receive. In some cases, the producer may be bound by contract to provide a certain quantity of waste to the receiver. This is why the minimum constraint is included in the model.

$$\forall w \in [1, N_W] \quad \text{and} \quad \forall p \in [1,2]:$$

$$\begin{cases} E_{w,p} \geqslant \text{MinExp}_{w,p} \\ E_{w,p} \leqslant \text{MaxExp}_{w,p} \end{cases} \tag{4}$$

$\text{MinExp}_{w,p}$ is the minimum quantity of waste w to export during period p

$\text{MaxExp}_{w,p}$ is the maximum quantity of waste w to export during period p

Field-level constraints

The quantities spread on each field are dependent on the crop needs. The maximum quantities of N and P that can be spread on each field are determined by the fertilization module or specified by the user. Because the quantity and availability of N and P in agricultural wastes are not precisely known, the decision maker may not wish to satisfy the crop needs with organic fertilizers alone. Farmers often choose to keep mineral fertilizers for a part of the crop needs. Therefore, a maximum proportion of the N and P needs can be fixed for the total organic fertilizers (Eqn 5) and for each type of waste (Eqn 6).

$$\forall f \in [1, N_F]:$$

$$\sum_{w=1}^{N_W} \sum_{p=1}^{2} \left(X_{w,f,p} \times \text{N}c_w \times \text{Nav}_w\right) \leqslant \text{MaxN}_f \times \text{MaxPropOrg}_c$$

$$\sum_{w=1}^{N_W} \sum_{p=1}^{2} \left(X_{w,f,p} \times \text{P}c_w\right) \leqslant \text{MaxP}_f \times \text{MaxPropOrg}_c \tag{5}$$

$\text{N}c_w$ is the nitrogen content of waste w

$\text{P}c_w$ is the phosphorus content of waste w

Nav_w is the availability of nitrogen in waste w

MaxN_f is the maximum nitrogen fertilization rate (in kg N/Ha) on field f

MaxP_f is the maximum phosphorus fertilization rate (in kg P/Ha) on field f

MaxPropOrg_c is the maximum proportion of organic wastes in the fertilization of crop c, grown on field f

$$\forall f \in [1, N_F] \quad \text{and} \quad \forall w \in [1, N_W]:$$

$$\sum_{p=1}^{2} \left(X_{w,f,p} \times \text{N}c_w \times \text{Nav}_\text{w}\right) \leqslant \text{MaxN}_f \times \text{MaxProp}_{c,w}$$

$$\sum_{p=1}^{2} \left(X_{w,f,p} \times \text{P}c_w\right) \leqslant \text{MaxP}_f \times \text{MaxProp}_{c,w} \tag{6}$$

$\text{MaxPropOrg}_{c,w}$ is the maximum proportion of waste w in the fertilization of crop c, grown on field f

The quantities of each waste spread on a field (in tonnes or m^3/ha) are limited by practical constraints. Spreaders cannot apply very small quantities and, even if they could, farmers would not do so. Typically, these quantities would be around 15 t/ha for solid wastes, and 20 m^3/ha for liquid wastes. In Fumigene, a minimum application rate is specified for each waste. Conversely, very high rates are not possible either, for example because of risks of surface runoff for slurry. A maximum application rate is specified for each waste. The typical values of this parameter are 40 t/ha for solid wastes, and 60 m^3/ha for liquid wastes. For some crops, it is possible to make several applications during one period. Thus, the maximum quantity that can be spread during a period is the maximum quantity per application multiplied by the maximum number of applications.

$$\forall f \in [1, N_F] \quad \text{and} \quad \forall w \in [1, N_W] \quad \text{and} \quad \forall p \in [1,2]:$$

$$X_{w,f,p} \leqslant \text{MaxAR}_w \times \text{MaxNA}_{w,c,p} \times B_{w,f,p}$$

$$X_{w,f,p} \geqslant \text{MinAR}_w \times B_{w,f,p} \tag{7}$$

$\text{MaxNA}_{w,c,p}$ is the maximum number of applications of waste w on crop c (grown on field f) during period p

MaxAR_w is the maximum application rate of waste w

MinAR_w is the minimum application rate of waste w

The model does not account for the limitations due to nutrients other than N and P (zinc or copper for example). If a waste has a high content of say copper, Eqn (7) can be used to limit the quantity spread. It is not possible to recalculate this quantity for each field, based on the crop needs and the soil status, as for N and P.

Objective function

The objective function is calculated according to the set of priorities defining the farmer's strategy. A priority value (between 0 and 1) is assigned to each field. This value indicates the degree of acceptability of a waste application on this field. Similarly, a priority value (between 0 and 1) is assigned to each (crop, waste, period) triad. Each year, since the land use is known, it is possible to obtain a priority value for each (field, waste, period) triad by multiplying the field and (crop, waste, period) priorities.

$\forall f \in [1, N_F]$ and $\forall w \in [1, N_W]$ and $\forall p \in [1, 2]$:
$P_{w,f,p} = P_f \times P_{w,c,p}$

$$\begin{cases} P_{w,f,p} & \text{is the priority associated with the application of waste } w \text{ on field } f \text{ during period } p \\ P_f & \text{is the priority associated with the application of wastes on field } f \\ c & \text{is the index of the crop on field } f \\ P_{w,c,p} & \text{is the priority associated with the application of waste } w \text{ on a field with crop } c \text{ during period } p \end{cases} \quad (8)$$

The solution to the linear programming problem should maximize the degree of accordance with this set of priorities, i.e. maximize the priority at which each unit (t or m^3) of waste is applied. The objective function is given by the following:

$$F = \sum_{w=1}^{N_W} \sum_{f=1}^{N_F} \sum_{p=1}^{2} \left[\left(X_{w,f,p} \times \text{Area}_f \right) \times P_{w,f,p} \right] \quad (9)$$

Flexibility

The field-level constraints (Eqns 5–7) should be applied with flexibility, i.e. when no other solution is feasible, it should be possible to apply slightly more waste than is otherwise acceptable. To express this flexibility in mathematical terms, some auxiliary variables were introduced in the model. For each $X_{w,f,p}$, a variable called: $x^{exc}_{w,f,p}$ is created and represents the 'excess' application rate. The flexibility is limited, so as not to obtain extremely high application rates for some fields. The parameter Φ_{tol} indicates the tolerance placed on the constraints. For example, $\Phi_{\text{tol}} = 1{\cdot}1$ means that on each field, the maximum amount of N and P applied (or the maximum application rate of each waste) can be exceeded by 10%.

To do this, Eqns (5)–(7) are duplicated. The new equations are applied to the sum $X + X^{\text{exc}}$ (instead of X alone), and the right-hand side terms are modified according to Φ_{tol}. The priorities associated with the X^{exc} variables are negative, ensuring that they will be used only if no other solution is feasible.

$\forall f \in [1, N_F]$ and $\forall w \in [1, N_W]$ and $\forall p \in [1, 2]$:
$P^{exc}_{w,f,p} = P_{w,f,p} - 1$.

Implementation

The model was implemented as a stand-alone C++ program. Inputs and outputs are made through standard text files. The resolution of the mixed integer programming problem is made by the library version of the solver 'lp_solve' (Berkelaar *et al.* 2005). This solver includes a simplex algorithm for the resolution of linear programming problems and a branch-and-bound algorithm for the resolution of integer programming models.

MODEL EVALUATION

The model was applied to two French farms to check whether the incorporation of global management rules into the linear programming problem led to manure allocations consistent with the observed ones. The first case study is the Quintenic school farm, a dairy, beef and pig farm located in *Côtes d'Armor*. The objective of this application was to test the optimization module in a complex case, with several types of wastes and a high N load. The second case is the Derval farm, an experimental farm managed by the *Chambre d'Agriculture Pays de Loire*. The objective was to test the model in a simpler situation, but with calculated fertilization rates.

In the rest of the current paper, the years specified for the waste allocation plans are those of harvest. For example, the waste allocation plan for 2006 refers to the plan for the cultivation year 2005/06.

Description of the cases

The Quintenic farm is a dairy, beef and pig farm located in Britanny. It is in an NVZ, thus, since 2002, it is mandatory for the farm managers to design a waste allocation plan every year. The plans made between 2003 and 2006 were collected and used for the evaluation of Fumigene.

The farm produces an average of 270 000 litres milk, 54 young bulls and 2200 pigs (with 100 sows) per year. The total agricultural area of the farm is 70 ha. It comprises 18 ha of grassland, 29 of maize, 17·5 of wheat, 4 of rape and 1·5 of fallow land. Several types of animal wastes are produced on the farm. This includes FYM from dairy cows and sows as well as slurry from pigs, beef and dairy cattle. Because the organic N load on the farm is higher than required, a slurry treatment system was built in 2003. In 2003, half of the pig slurry was treated and since 2005 all the pig slurry is treated. After decantation of the resultant of the treatment, two products can be isolated: *sludge* and *supernatant*. These products can be spread on the crops separately, but it is also possible to mix them before application. In this case, the product applied is called *treated pig slurry*. The model inputs related to the wastes are given in Tables 2 and 3. During the period studied, the management of animal wastes was changed. There was no pig slurry after 2005, it being replaced by a combination of sludge (starting from 2004) and supernatant (starting from 2005).

Table 2. *Quantities, N and P contents of the wastes for each simulated year on the Quintenic and Derval farms. The values are taken from the waste allocation plans designed by the farm managers*

Farm	Waste	Amount and composition	1995–2002	2002–03	2003–04	2004–05	2005–06
Quintenic	FYM	Quantity (t)		257	250	197	224
		N content (kg/t)		5·5	6·1	8·18	6·7
	Cattle slurry	Quantity (m^3)		1533	1595	1571	1580
		N content (kg/m^3)		2·3	2·25	2·18	2·36
	Pig slurry	Quantity (m^3)		1450	238		
		N content (kg/m^3)		3·3	3·5		
	Treated pig slurry	Quantity (m^3)		743	1214	661	604
		N content (kg/m^3)		1	0·9	1·2	1·36
	Sludge	Quantity (m^3)			288	354	349
		N content (kg/m^3)			2·7	2	2
	Supernatant	Quantity (m^3)				771	754
		N content (kg/m^3)				0·3	0·3
Derval	FYM	Quantity (t)	200	128	203	200	
		N content (kg/t)	5·5	5·5	5·5	5·5	
		P content (kg P_2O_5/t)	2·3	2·3	2·3	2·3	
	Slurry	Quantity (m^3)	1950	2002	1986	1909	
		N content (kg/m^3)	2·6	2·6	2·6	2·6	
		P content (kg P_2O_5/t)	1·2	1·2	1·2	1·2	

Table 3. *Parameters for the different wastes in the two farms: minimum and maximum application rates, as imposed by machinery constraints, and proportion of total N available for crop uptake during the year of the application*

Farm	Waste	Minimum application rate (t or m^3/ha)	Maximum application rate (t or m^3/ha)	N availability coefficient
Quintenic	FYM	15	40	0·25
	Cattle slurry	20	40	0·50
	Pig slurry	20	40	0·60
	Treated pig slurry	30	60	0·25
	Sludge	15	40	0·25
	Supernatant	25	50	0·10
Derval	FYM	20	40	0·25
	Slurry	25	55	0·60

A general waste management strategy was determined during an interview with the person in charge of the crops on the farm. Observation of the waste allocation plans showed that the strategy could be slightly different every year. Furthermore, as mentioned before, the types of waste to be spread change every year. As a result, the strategy used in the simulations was partly determined according to the observed allocation plans.

All fields are close to the farm, and the manager's strategy is to distribute the animal wastes on the whole area (in the long term) in order to maintain the soil organic matter content. Therefore, all fields were considered to have a priority of 1·0. The priorities associated with each (crop, waste, period) triad are given in Table 4. Maize fields are fertilized only with organic N. The entire amount of FYM is applied to maize fields in spring (priority = 1·0). Bovine slurry (priority = 0·9), treated pig slurry (0·8) or (untreated) pig slurry (0·6) are also applied in spring to complete the N needs of maize. Wheat fields receive all the sludge in autumn (priority = 1·0) and some pig slurry (0·9) can be applied in spring. The N needs are then covered by mineral fertilizers, which is beyond the scope of this model. Grasslands may receive any liquid waste: cattle slurry, pig slurry, treated pig slurry or supernatant, either in autumn or spring, with priorities varying between 0·5 and 1·0 (except for treated pig slurry in autumn).

The storage constraints were taken into account for cattle and pig slurry. For cattle slurry, the constraint imposed was that at least 0·15 be applied during the late summer–autumn period and at least 0·15 during the winter–spring period. As far as pig slurry is concerned, the situation is more complicated because several types of waste are actually in single storage: treated pig slurry, sludge and supernatant. As sludge should mainly be applied on wheat fields in autumn, the minimum proportion applied in autumn was set to 0·80. Conversely, at least half of the treated pig slurry and of the supernatant must be spread in spring. The maximum numbers of applications are given in Table 5.

The Derval experimental farm is a dairy farm located in the *Pays de Loire* region. The waste allocation plans were available for years 2003, 2004 and

Table 4. *Coefficients of priority (between 0 and 1) for each potential waste application in the Quintenic simulations, as established according to the manager's waste management strategy*

Period	Crop	FYM	Cattle Slurry	Pig slurry	Treated pig slurry	Sludge	Supernatant
1 (Aug–Dec)	Grasslands	0·2	0·7	0·8	0	0	1
	Maize	0	0	0	0	0	0
	Wheat	0	0	0	0	1	0
	Rape	0	1	0	0	0	0·4
	Set aside	0	0	0	0	0	0
2 (Jan–Jul)	Grasslands	0	0·8	0·5	0·8	0·1	1
	Maize	1	0·9	0·6	0·8	0	0·4
	Wheat	0	0	0·9	0	0	0
	Rape	0	0·1	0	0	0	0
	Set aside	0	0	0	0	0	0

Table 5. *Maximum number of applications of each waste on each crop during each period in the Quintenic simulations, as established by the farm manager*

Period	Crop	FYM	Cattle Slurry	Pig slurry	Treated pig slurry	Sludge	Supernatant
1 (Aug–Dec)	Grasslands	1	2	2	1	1	1
	Maize	1	1	1	0	0	0
	Wheat	1	0	0	0	1	0
	Rape	1	2	2	1	0	1
	Set aside	1	0	0	0	0	0
2 (Jan–Jul)	Grasslands	0	2	2	1	1	1
	Maize	1	2	2	1	0	1
	Wheat	0	2	2	1	0	0
	Rape	0	1	1	1	0	0
	Set aside	0	0	0	0	0	0

2005. The recorded crop rotations on each field since 1995 were also used.

The farm has 80 dairy cows plus 80 heifers and calves. The total farm area is 100 ha, comprising 55 ha of grasslands, 30 ha of maize, 10 ha of wheat and 5 ha of fallow land. Two types of wastes are produced: FYM and slurry; the model inputs describing them can be found in Tables 2 and 3.

FYM is spread preferably on maize fields. The application rate is about 30 t/ha. The maize fields which do not receive FYM are fertilized with 50 m^3/ha of slurry. Slurry is also applied on grasslands. On maize, all applications are made during spring, while slurry can be applied to grassland either in autumn (more favourable for poorly drained fields) or in spring/end of winter. This strategy was translated into a set of priorities usable by Fumigene (Table 6). Four fields in permanent grassland are intensely used for grazing. No waste applications are made on these 8·6 ha of fields. The priority of these fields was thus set to 0. There is no particular restriction on the application of wastes to the other fields, whose priorities were set to 1·0. The maximum number of applications was always 1, except for FYM on wheat during period 2 (end of winter–spring), which is impossible.

Simulations design

Simulations were performed for each site, using common information for every year wherever possible. In the observed allocation plans, the predicted quantities of waste are different every year, because they depend on the stock variations. Nutrient contents of the wastes are adjusted every year, depending on tests performed during the previous year. Also, in the Quintenic case, the quantities of pig slurry treated increased between 2003 and 2006. Therefore, the quantities and nutrient contents of the agricultural wastes were specified for each year. Every year, some fields can be split into several parts or reunited. Fumigene is not able to represent this kind of management: the fields must be the same every year. The fields used in the simulations were the smallest

Table 6. *Coefficients of priority (between 0 and 1) for each potential waste application in the Derval simulations, as established according to the manager's waste management strategy*

Period	Crop	FYM	Slurry
1 (Aug–Dec)	Grassland	0·1	1
	Maize	0·3	0·2
	Wheat	0·1	0·15
	Set aside	0·1	0·1
2 (Jan–Jul)	Grassland	0·4	1
	Maize	1	1
	Wheat	0	0·2
	Set aside	0·1	0·1

observed subdivisions during the period. The crops on these fields were those observed.

In the Quintenic case, the waste allocation plans included an N fertilization rate (calculated with the N balance sheet method). This rate was used as the maximum quantity of N to spread on each field. In the Derval case, the N fertilization rate for each field was not known. Hence, these rates were calculated by the fertilization module of Fumigene. This module uses the fertilization history of each field, which was not available. As a result, simulations were performed starting from 1995 onwards, with the observed crop rotations on each field. The results of years 1995–2002 were discarded in the evaluation of Fumigene, since no observed data was available. However, simulating manure allocation for these years made it possible to have a consistent organic fertilization history for each field for years 2003–05.

The fertilization module was parameterized so as to represent the conditions of Derval, using local references and farm records. The quantities of N and P excreted each year on the whole grazing area were taken to be 4284 kg of N and 1147 kg of P_2O_5 for dairy cows, and 2494 kg of N and 594 kg of P_2O_5 for heifers. These nutrients were considered to be evenly distributed over the whole grazing area, even though some fields are used only for grazing and others are used for cutting and grazing.

In both the cases, P-related constraints were not used, because the managers did not take them into account directly when allocating organic fertilizers.

Results

Fumigene aims to reproduce manure allocation decisions taken by farmers. In most systems, there are alternative options on a yearly basis. Each year, the model may choose a slightly different solution than the decision maker, yet leading to similar results over a period of several years. For example, consider two maize fields A and B. It is possible, for instance, to spread manure on field A in even years and on field B in odd years, or *vice versa*. These two solutions are different mathematically, but are equivalent agronomically. Therefore, evaluation of the model is not based on direct comparison of observed and simulated manure allocations for each field and each year. It is based on the degree of accordance of the simulated allocation with the manager's strategy. Comparison of observed and simulated manure allocations is made using several key criteria such as the area of each crop fertilized with each type of waste applied. Furthermore, the results were discussed with the decision-makers, in order to assess the applicability of manure allocations generated by the model and determine the causes of divergence between observed and simulated allocations.

In both the cases, over the periods studied, the decisions generated by the model are in accordance with the strategy used by the manager. Overall, the allocation of wastes to crops is the same in the observed and simulated plans. For each waste, the differences between observed and simulated allocations are small compared to the total quantity. At Quintenic, for each crop, the proportion of the N requirements covered by organic fertilizers is similar in the observed and simulated waste allocations (Fig. 2). Maize is fertilized only with organic fertilizers: it has a high priority for FYM and cattle slurry and thus these wastes are spread on maize until it is saturated. The fertilization level of rape is also correctly simulated, thanks to the seasonal constraints. This analysis could not be performed in the Derval case, since the recommended fertilization rates were not included in the observed waste allocation plans.

Although the total quantities allocated over the periods studied are correct, some errors appear when analysing the results year by year. For example, at Quintenic (Fig. 3), the application of treated pig slurry to maize was widely over-estimated in 2003 and under-estimated in 2004 and 2005. At Derval (Fig. 4), too much slurry is allocated to grasslands by the model in 2003 and 2004. Conversely, in 2005, too much slurry is applied to maize fields. The quantities misallocated are between 150 and 300 m^3, while the total yearly quantity of slurry produced is, on average, 1966 m^3.

In the model, when an application on one field is decided, the application rate is as high as possible, considering the constraints of the problem. The general behaviour of the model is inherent in linear programming. As a result, the allocation of small quantities, as those observed at Quintenic (Fig. 3), for example, of sludge to maize or of treated pig slurry to wheat, are not correctly simulated. The wastes are applied, as much as possible, on the crop with the highest priority. Even when the total quantity of a waste allocated to a crop is correctly simulated, the area of application and the application rate can be

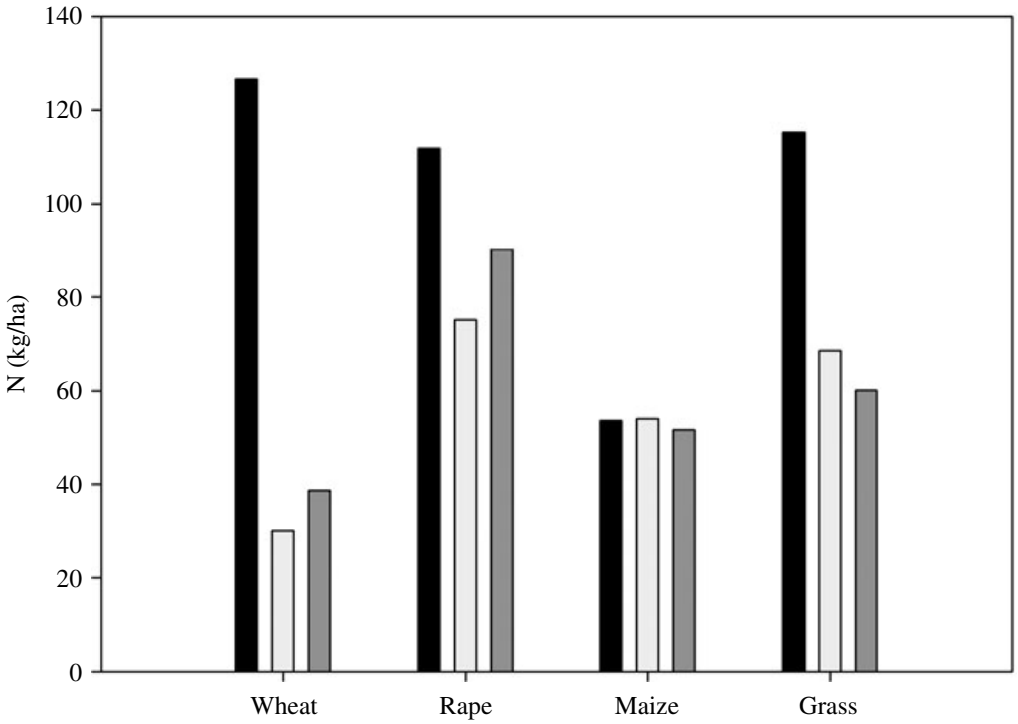


Fig. 2. Comparison of nitrogen fertilization through animal wastes in the observed (□) and simulated (■) waste allocations to nitrogen needs (■), as an average on the whole area of each crop during the four years simulated in the Quintenic case.

slightly different between the observed and simulated allocations. For example, for sludge applications to wheat at Quintenic (Fig. 5), the average application rate (on fields where an application is made) is higher in the simulated allocation, while the area fertilized is lower. Indeed, one objective of the decision maker is to maintain the organic matter content of all fields. Sludge is distributed evenly between all the wheat fields, while in the simulated allocation some fields do not receive sludge. Interestingly, for FYM applications to maize, the average application rate is lower in the simulated allocation, while the area fertilized is higher. In the observed allocation, the fields with a rotation of crops and grasslands are never fertilized with FYM, but may receive slurry. In the model, all fields are considered to have a specific priority (P_f, see Eqn 8) of 1·0, because this value does not depend on the waste. At Derval (Fig. 6), on average during the 3 years, the simulated application rates of slurry to grasslands and FYM to maize are close to the observed ones. Slurry is applied to maize at an application rate of 44 m^3/ha in the simulated plan, compared to 50 m^3/ha in the observed one. Year by year, the errors are always lower than 15 m^3/ha, and seldom exceed 10 m^3/ha. The distribution between the two periods of the year was not investigated, as it was not known for all the observed allocation plans.

The main causes of error are given in the discussion of the current paper. Globally, the results of the evaluation show that the model can successfully reproduce the decisions taken by farm managers in two very different situations. Fumigene can thus be used in studying the potential impact of a change in strategy or in the constraints.

APPLICATION: IMPACT OF DIFFERENT PHOSPHORUS FERTILIZATION RULES

The model Fumigene was used to study the impact of different P fertilization strategies on the allocation of agricultural wastes. In past decades, soil P content in the western part of France has been rising steadily (Bretagne Environnement 2003). Concerns over the environmental impact of P are growing and a specific regulation might be created. In the current study, P constraints are introduced at the field scale, with two modes of calculation. The potential impact on waste allocation at the farm scale is studied.

Simulations design

The application is based on the Derval case, described in the previous section, and the waste management strategy is the same across the different simulations. Three different rules were tested for the P constraints. In the first simulation (A), the P constraints were not taken into account when allocating agricultural wastes. This simulation is equivalent to the one shown in the evaluation of the model. In the second simulation (B), P fertilization had to be balanced over a 5-year period. Each year, P needs were calculated by

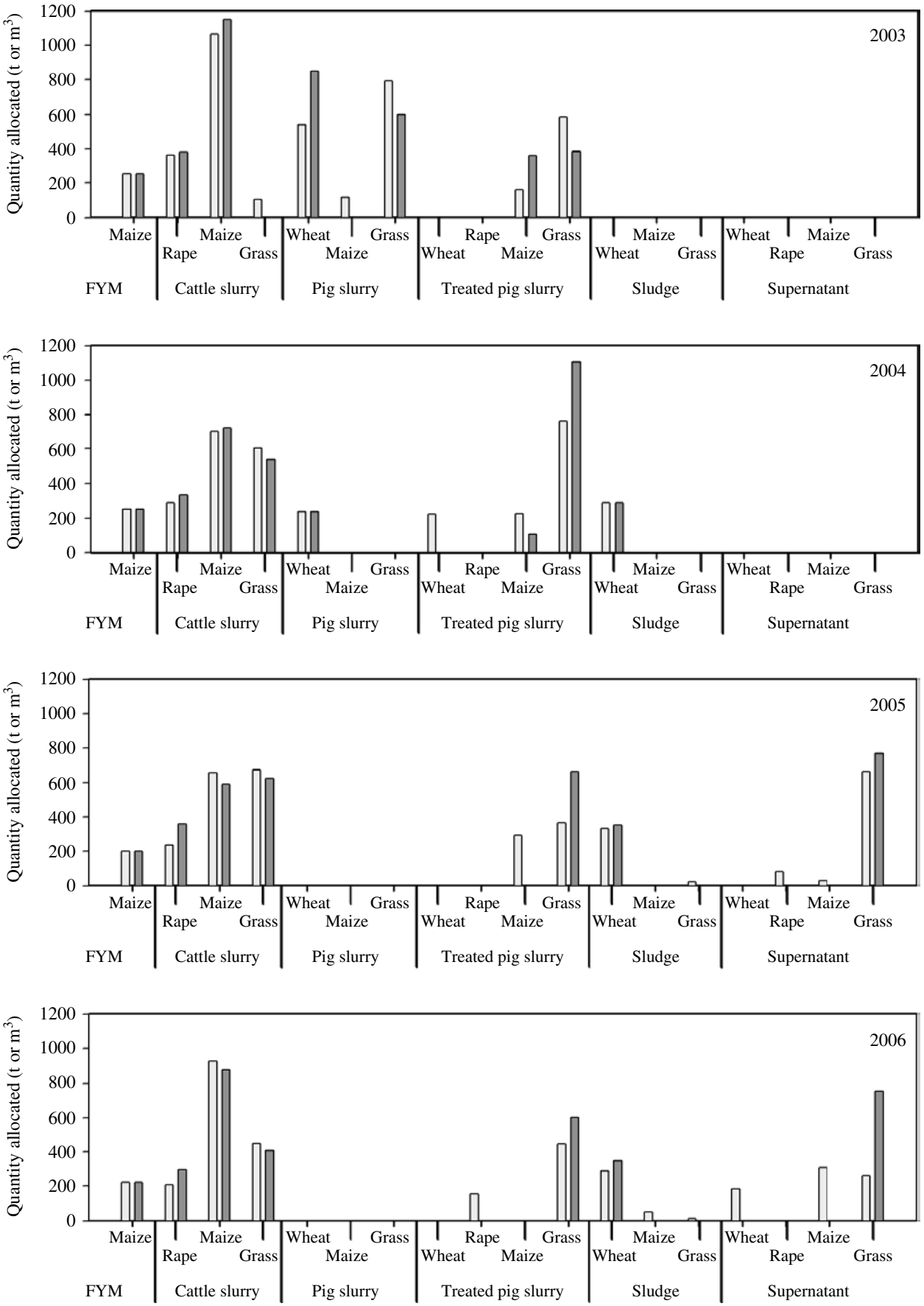


Fig. 3. Comparison of observed (□) and simulated (■) quantities of waste allocated to each crop for each year, in the Quintenic case. Quantities are given in tonnes for farm yard manure (FYM), and in m³ for the other wastes.

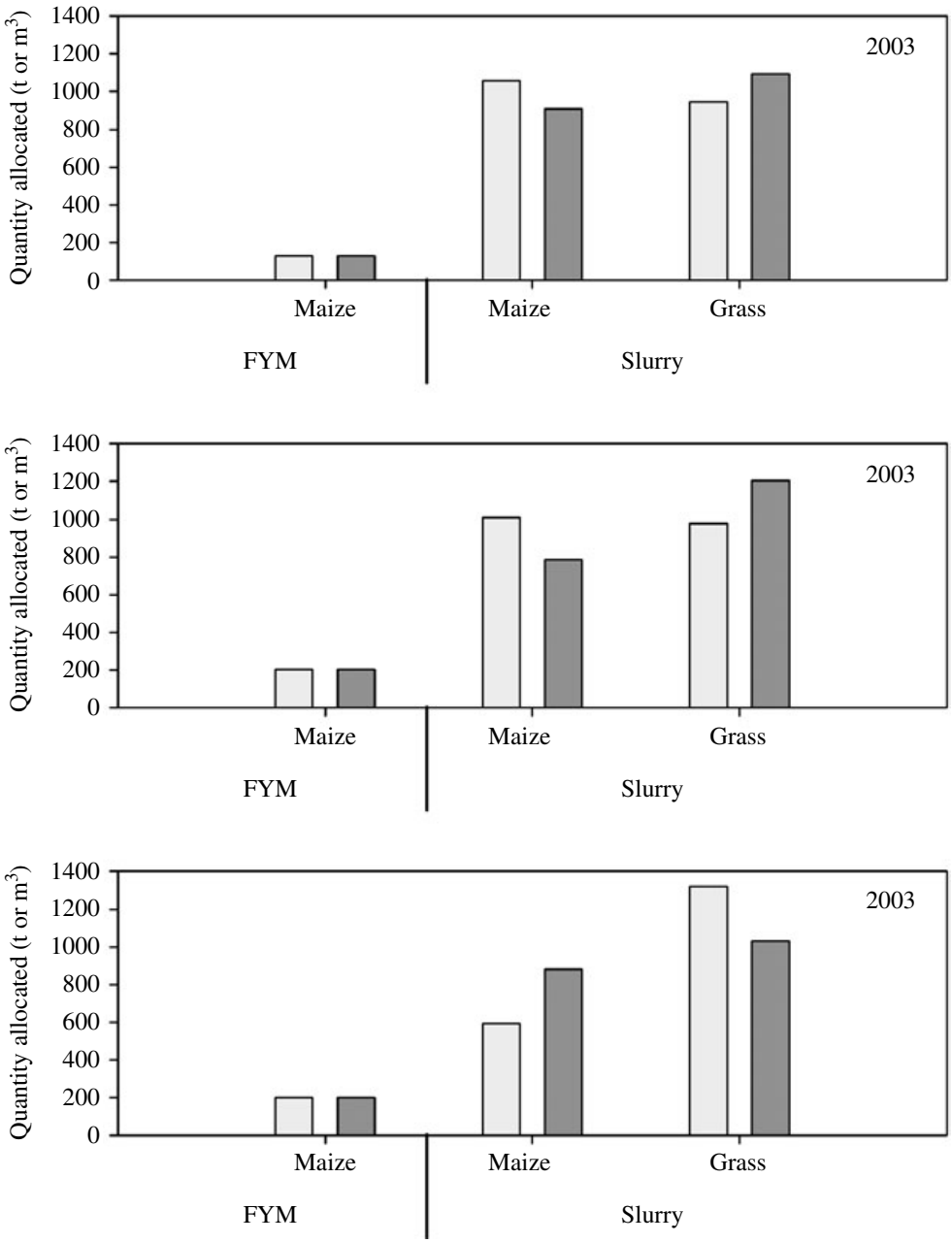


Fig. 4. Comparison of observed (□) and simulated (■) quantities of waste allocated to each crop for each simulated year, in the Derval case. Quantities are given in tonnes for FYM and in m³ for slurry.

the fertilization module of Fumigene, so that the running average of the P balance does not exceed 0 for each field. In a third simulation (C), P fertilization could not exceed the expected P exports of the crop for each planned year. It was permitted to export some wastes to another farm, if no other solution was possible.

Results

The simulations show that integration of P constraints in the decision alters the waste allocations generated (Fig. 7). Considering the P constraints as a running average over 5 years caused small changes in the waste allocation plan. As a total over 3 years, in simulation B, less slurry was applied to maize and grasslands. Instead, it was applied to wheat, which did not receive any waste in simulation A. Balancing P fertilization every year (simulation C) caused bigger changes. More slurry was transferred from grasslands to wheat. FYM could no longer be applied to maize, leaving enough room for slurry applications. Instead, FYM was partly applied to wheat, and the remainder had to be exported. The allocation would be impossible without this option.

The reduction of the total quantities of slurry allocated to maize and grasslands was mainly caused by a reduction in the application rates (Fig. 8). In the case

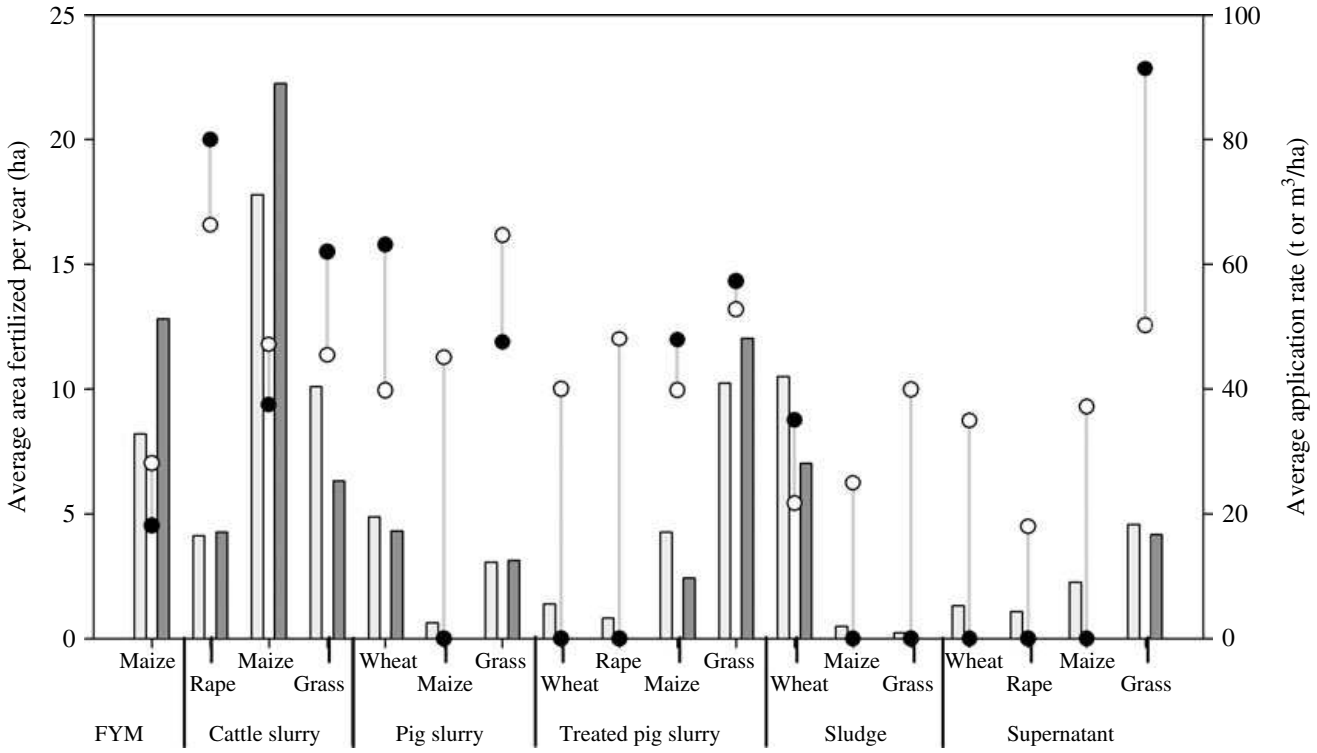


Fig. 5. Comparison of the areas fertilized (ha/year) in the observed (□) and simulated (■) waste allocations and of the application rates in the observed (○) and simulated (●) allocations, as averages per waste and crop over the 4 years simulated, in the Quintenic case. Application rates are given in t/ha for FYM and in m³/ha for the other wastes.

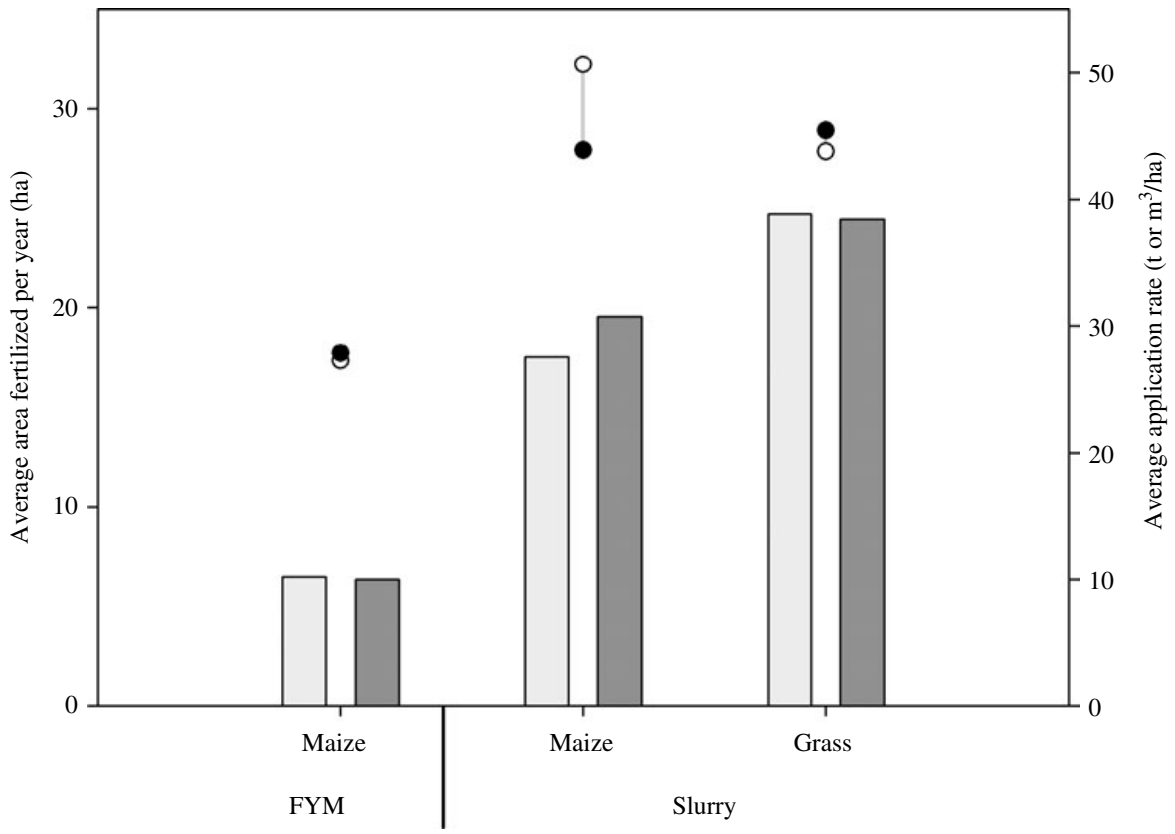


Fig. 6. Comparison of the areas fertilized (ha/year) in the observed (□) and simulated (■) waste allocations and of the application rates in the observed (○) and simulated (●) allocations, as averages per waste and crop over the 3 years simulated, in the Derval case. Application rates are given in t/ha for FYM and in m³/ha for slurry.

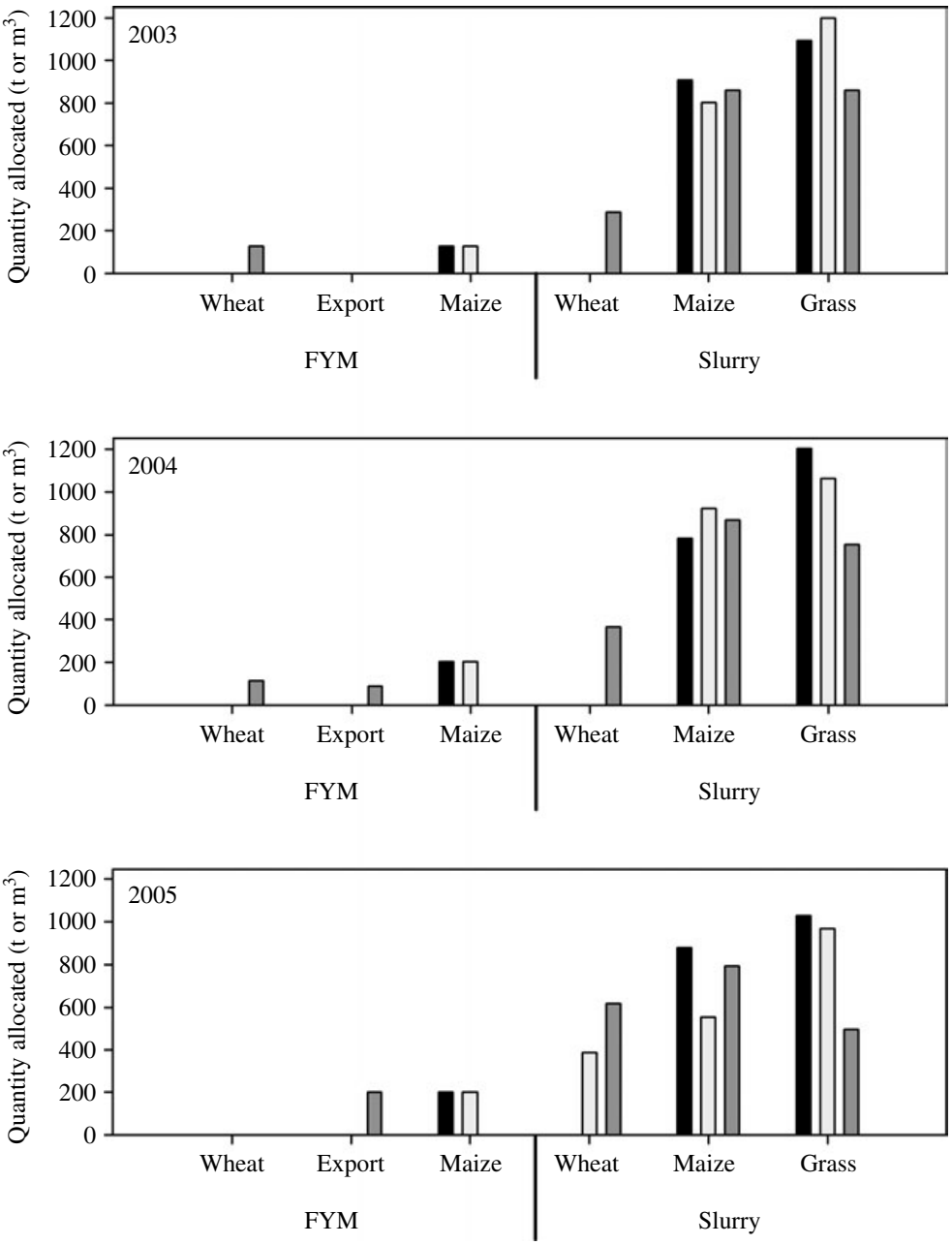


Fig. 7. Comparison of the quantities of wastes allocated to each crop for each simulated year, in simulations A (■), B (□) and C (▩). Phosphorus fertilization is not taken into account in simulation A, and it should be balanced over 5 years in simulation B, or every year in simulation C. Quantities are given in tonnes for FYM and in m³ for slurry.

of slurry on grasslands, reduction in the application rate was partly compensated for by an increase in the area fertilized in simulation B, which was not possible in simulation C. The fields grazed by dairy cows can receive low amounts of P. These amounts are lower than the quantity supplied by an application of 25 m³/ha of slurry, which was the minimum allowed. In simulation B, it is possible to apply slurry on these fields to compensate for negative balances during the previous years. This is not permitted in simulation C, so no application is possible on the fields grazed by dairy cows. Therefore, part of the waste had to be exported in this simulation. The absence of FYM applications on maize made it possible to spread slurry on a wider area, but with a lower application rate.

It should be noted that FYM was exported rather than slurry, because FYM has a higher P content. Exporting 1 t of FYM or 1 m³ of slurry, instead of spreading it on maize, impairs equally the objective function of the model, but a given P surplus can be obtained by exporting less FYM than slurry. Hence, the waste allocation in which FYM is exported (rather than slurry) gives a better objective function and is selected by the model. A farmer might prefer to keep

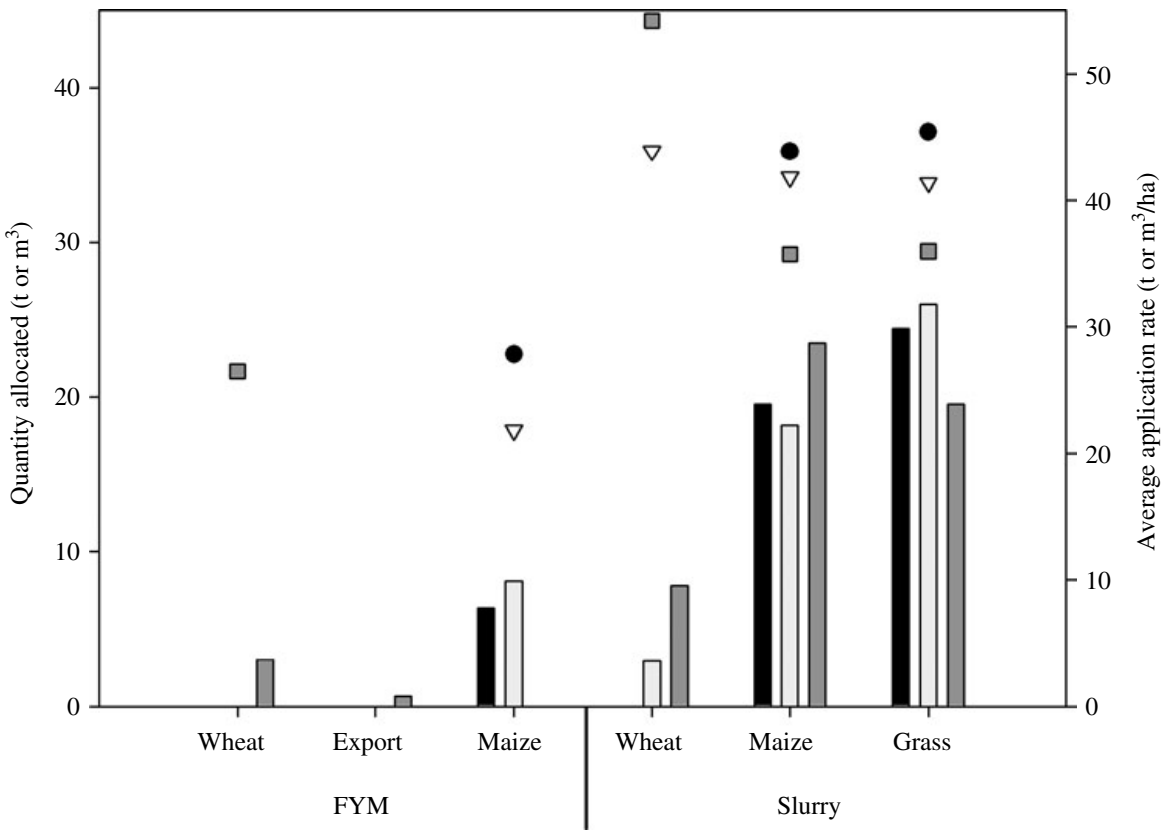


Fig. 8. Comparison of the areas fertilized (ha/year) in simulations A (■), B (□) and C (▩) and of the application rates in simulations A (●), B (▽) and C (▩), as averages per waste and crop over the 3 years simulated. P fertilization is not taken into account in simulation A and it should be balanced over 5 years in simulation B, or every year in simulation C. Application rates are given in t/ha for FYM and in m^3/ha for slurry.

applying FYM to maize and transfer more slurry to wheat or to export it.

DISCUSSION

Rationality of the decision maker

Given the complexity of the decision process, the design of waste allocation plans should be modelled using the principle of bounded rationality, which is more in accordance with farmers' decision processes (Attonaty *et al.* 1999; Edwards-Jones 2006). Nevertheless, perfect rationality is an assumption often found in decision models using mathematical programming. Models based on economic and/or environmental optimization may generate decisions that are unacceptable to the decision maker. Farmers' strategies may not be optimal in economical terms (Schmitt *et al.* 1997) and farmers may base their decisions on factors not included in the models.

The approach presented in the current study focussed on reproducing the decisions taken by a farmer. In Fumigene, the factors taken into account by the decision maker are not explicitly represented. The user generates a set of priorities which reflect the constraints and opportunities of the modelled farm. The strength of the model is its ability to represent a wide range of strategies. On the other hand, Fumigene does not directly propose improved decisions (on a given economic or environmental criterion).

Relevance of the decisions generated

The Quintenic and Derval simulations have shown that the waste allocations generated by the model were similar to the observed ones. Each year, different waste allocations are possible. The objective of the model is not necessarily to make the same decision as the farmer, but to generate a waste allocation that is in accordance with the farmer's strategy. In both the evaluation cases, the allocations made by the model were found to be relevant, in general. Referring to the decision makers, Fumigene generated acceptable decisions in the different situations tested. This showed that the model takes into account the main factors considered when compiling a waste allocation plan. On a year by year basis, differences can arise and several causes of divergence were identified during discussion of the results with the decision makers.

At Quintenic and Derval, the manure allocation plans are designed in winter. The applications made during the preceding autumn are directly integrated,

so a part of the specific conditions of the year are known. For example, if limited autumn applications could be made because of bad weather conditions, the manure allocation plan will propose more spring applications. On the other hand, Fumigene is intended to be applied without any knowledge of conditions during the year. Bad weather conditions in autumn are thus not integrated into the model's decision. This explains part of the divergence between the observed and simulated allocations. Furthermore, at Quintenic, the treatment installation was built in 2003. Management of its products had to be devised and the strategy evolved between 2003 and 2006. The objective of the simulations was to have one management strategy applicable for every year. The average strategy does not perfectly suit every year of the transition period observed at Quintenic. The differences between the observed and modelled allocations can be explained by changes in the management strategy. Most farms have stable waste management and this problem does not apply to them.

On the other hand, a few limitations to the model appeared during the simulations. Some elements of the strategies observed could not be represented in the model, like the distribution of one type of waste among different fields with the same crop and similar priorities. This problem is closely connected with the management of organic matter content in soils. Fumigene does not take into account this factor explicitly, whereas farmers may consider it when planning the application of wastes, especially for slow mineralizing wastes like FYM. Different strategies are possible. The decision maker may choose to distribute the waste on the smallest area possible, achieving the whole N needs with the organic fertilizer. On the contrary, another possibility is to distribute the waste evenly over the whole area. The former is easier practically, while the latter is better agronomically and environmentally. Observed strategies are usually a mix of these possibilities. With the linear programming model presented, it is not possible to distribute a waste evenly on the fields for a given crop. In the solution chosen by the model, each application is made at the maximum rate possible, considering the constraints. A possible solution to overcome this limitation would be to assign to each field a priority decreasing with the quantities of wastes applied. However, this would break the linearity of the model and another mathematical programming technique would be required. Distribution of wastes across the area can also be considered over several years. Some types of waste mineralize slowly and it may not be desirable to apply these wastes to the same fields every year. Since Fumigene operates on a yearly basis, reusing information from the past years, this type of decision rule could be included. For example, the application of a waste could cause a reduction in the priority factor of the field, for a given period of time.

Setting only one priority value per field could be viewed as a limitation too, because one might want to have, for each field, one priority associated with each waste or with each season. With a priority value per (field, waste) couple, it would be possible to represent complex cases. For example, a farm with different sites (e.g. a main site for dairy cows and a remote site for heifers) will preferably spread each waste on fields close to its production site. A priority value per (field, period) combination would make it possible to represent cases like Derval better, where the poorly drained fields are preferentially chosen for autumn applications.

Model applications

In the case presented, the objective of balanced P fertilization for each field over 5 years (simulation B) led to a reduction in the waste application rates and to an alteration of the waste allocation plan. Balancing P fertilization for each year (simulation C) led to further reductions in the application rates. Designing a waste application plan was not possible without exporting part of the waste. In a general way, integrating P constraints in manure allocation would not impact all farms the same way. The P/N ratio is generally higher in animal wastes, especially pig slurry, than in plant requirements and it is likely that P constraints would lead to reductions in the application rates compared with those calculated for N alone. As a result, designing a waste application plan would become more complicated, or even impossible, as illustrated by the Derval case. Balancing P fertilization over 5 years seems to be more adapted to the dynamics of P in soils. When balancing it every year, it is hardly possible to maintain the soil P content, even for fields where it is low. However, to balance fertilization over 5 years, it is necessary to keep track of the yields and fertilization of each field. This rule is thus more complicated to apply than balancing fertilization every year.

The example of application proposed in the current paper shows that Fumigene can be used as a research model to study the potential effect of a change in the constraints of a system or in environmental regulations. The potential effect of changes in regulations is not trivial, particularly for those which are applicable at the field scale, because they have consequences at the whole farm scale. Fumigene takes into account field-scale constraints and evaluates the emerging properties of the modelled system: the farm is not merely a set of fields. Furthermore, because Fumigene simulates the decision processes of the farmers, it is able to generate realistic management scenarios. Limiting the quantity of P applied to each field was investigated in the current paper. Another

example is increasing the distance to waterways within which applying manure is not allowed. How will farmers deal with the wastes that cannot be applied to the fields concerned? Although every farmer has his/her management strategy, general behaviour can be identified and simulated with Fumigene. The model makes it possible to identify potential adaptations made by farmers to a change in the constraints they are subjected to.

When dealing with environmental regulations, it is important to study the potential impacts of the waste allocation. Fumigene was primarily conceived to be coupled with environmental evaluation tools. Within a whole farm model, it can generate realistic decisions, which can then be applied to a biotechnical system simulating the nutrient fluxes and losses. This system ensures the consistency of waste allocation at the farm scale even in long-term simulations, where each field has its own trajectory in terms of crops and organic fertilization. Having standard fertilization practices for each crop is not a realistic option and it is not possible for the user to specify completely the management of each field over decades.

Because of the fast evolution of farming systems, farmers may be interested in a DSS based on Fumigene. The interactive use of Fumigene by farmers could help them adapt their system to new regulations. For example, taking into account P constraints can lead to non-feasible waste allocations. Changing land use on the farm can be a solution to overcome this. Fumigene can help in the selection of new land use, by telling quickly whether a proposition made by the user is suitable or not. Other potential applications of a DSS include assisting farmers during changes to part of their system, such as managing new wastes after building a new cowshed, or introducing energy crops. Thanks to a tool like Fumigene, farmers would visualize quickly the consequences of these changes on waste management. Finally, Fumigene could also be used to automatically design waste allocation plans, particularly on large farms and on those where the organic waste load is high. Establishing the priorities can take some time, but it only has to be done once. Fumigene could meet the need for more interactive DSS for manure management, taking into account user-defined criteria and preferences, identified by Karmakar *et al.* (2007).

CONCLUSION

Fumigene is a robust model for generation of waste allocation plans. It was designed to be integrated into a whole farm model evaluating the environmental impact of production strategies. The goal is to evaluate the consequences of realistic allocations, following a given strategy. Therefore, Fumigene aims to reproduce the decisions of farmers, rather than improve these decisions. To do this, a strategy is modelled as a set of priorities. These priorities are set by the user, and represent the constraints and opportunities of the system simulated. Although it uses linear programming, Fumigene is based on the principle of bounded rationality, and is in accordance with the decision-making processes of farmers. Fumigene can be used for studying the potential effects of a change in waste management strategy or in the environmental regulations that impact waste allocations.

This work was carried out with the financial support of Agence Nationale de la Recherche (ANR – French National Research Agency) under the Programme Agriculture et Développement Durable, project no. ANR-06-PADD-017, Systèmes De Production Animale et Développement Durable (SPA/DD). We wish to thank J.-M. Paillat and all the members of the soil/crop group in the 'Melodie' project, for their useful ideas and comments on the model. The help of D. Haquin (Quintenic farm), B. Couilleau and M. Fougère (Derval farm) for the simulations is highly acknowledged. Many thanks to P. Beukes and C. Palliser for proofreading this text.

REFERENCES

Attonaty, J.-M., Chatelin, M. H. & Garcia, F. (1999). Interactive simulation modeling in farm decision-making. *Computers and Electronics in Agriculture* **22**, 157–170.

Berkelaar, M., Eikland, K. & Notebaert, P. (2005). *lp_solve: Open Source (Mixed-integer) Linear Programming System*. Available from: http://tech.groups.yahoo.com/group/lp_solve/ (verified 10 July 2008).

BRETAGNE ENVIRONNEMENT (2003). *Chiffres cles de l'environnement en Bretagne*. Rennes, France: Bretagne Environnement.

Centner, T. J. & Feitshans, T. A. (2006). Regulating manure application discharges from concentrated animal feeding operations in the United States. *Environmental Pollution* **141**, 571–573.

Comifer (1996). *Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles. Guide méthodologique pour l'établissement des préconisations locales*. Paris, France: Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée.

Decau, M.-L., Simon, J.-C. & Jacquet, A. (2003). Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality* **32**, 1405–1413.

Deenen, P. J. A. G. & Middelkoop, N. (1992). Effects of cattle dung and urine on nitrogen uptake and yield of perennial ryegrass. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **40**, 469–482.

Edwards-Jones, G. (2006). Modelling farmer decision-making: concepts, progress and challenges. *Animal Science* **82**, 783–790.

Giasson, E., Bryant, R. B. & Bills, N. L. (2002). Environmental and economic optimization of dairy manure management: a mathematical programming approach. *Agronomy Journal* **94**, 757–766.

Jacobsen, B. H., Petersen, B. M., Berntsen, J., Boye, C., Sørensen, C. G., Søgaard, H. T. & Hansen, J. P. (1998). An integrated economic and environmental farm simulation model (FASSET). In *Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics, Report No. 102*. Copenhagen, Denmark: Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics.

Karmakar, S., Laguë, C., Agnew, J. & Landry, H. (2007). Integrated decision support system (DSS) for manure management: a review and perspective. *Computers and Electronics in Agriculture* **57**, 190–201.

Machet, J., Dubrulle, P. & Louis, P. (1990). AZOBIL: a computer program for fertilizer N recommendations based on a predictive balance sheet method. In *Proceedings of the First Congress of the European Society of Agronomy* (Ed. A. Scaife), p. 21. Paris, France: European Society of Agronomy.

Morvan, T., Ruiz, L. & Viaud, V. (2007). Cumulative effects of applications of organic fertilizers on soil organic matter dynamics. In *Proceedings of the 16th International CIEC Symposium*. Ghent, Belgium.

Pratt, P., Davis, S. & Sharpless, R. (1976). A four-year field trial with animal manures. II. Mineralization of nitrogen. *Hilgardia* **44**, 113–125.

Remy, J. C. & Hebert, J. (1977). Le devenir des engrais azotés dans le sol. *Comptes Rendus de l'Acadamie Agriculture de France* **63**, 700–710.

Schmitt, M. A., Levins, R. A. & Richardson, D. W. (1997). Manure Application Planner (MAP): Software for environmental and economical nutrient planning. *Journal of Production Agriculture* **10**, 441–446.

MELODIE : A Whole-Farm Model To Study The Dynamics Of Nutrients In Integrated Dairy And Pig Farms

Chardon, X. [1,2], C. Rigolot [3,4], C. Baratte [1], A. Le Gall [2], S. Espagnol [4], R. Martin-Clouaire [5], J-P. Rellier [5], C. Raison [2], J-C. Poupa [6] and P. Faverdin [1]

[1] INRA, UMR1080 Production de lait, F-35590 Saint-Gilles ; Agrocampus, F-35590 Saint-Gilles, France
[2] Institut de l'Elevage, Monvoisin, BP 85225, F-35652 Le Rheu Cedex, France
[3] INRA, UMR1079 Systèmes d'élevage, nutrition animale et humaine, F-35590 Saint-Gilles, France ; Agrocampus, F-35590 Saint-Gilles, France
[4] IFIP - Institut du porc, BP 35104, 35651 Le Rheu Cedex
[5] INRA, UR875 Biométrie et Intelligence Artificielle, BP52627, 31326 Castanet-Tolosan, France
[6] INRA, UR122, Economie et sociologie rurales, 4 allée A. Bobierre, CS 61103, F-35011 Rennes, France
Email: xavier.chardon@rennes.inra.fr

Keywords: *Farming systems, whole-farm model, environmental impact, decision-making*

EXTENDED ABSTRACT

In France, nutrient losses from farming systems are a source of concern for water and air quality. Due to this pressure, the production systems are quickly evolving. However, it is not clear which practises are best for the environment and should be favoured. The model MELODIE aims to evaluate the environmental impact of production strategies in integrated dairy, swine and crop farms. It is intended for use in research, not as a decision support system for farm management.

MELODIE dynamically simulates the flows of carbon, nitrogen, phosphorus, potassium, copper, zinc and water within the whole farm and over the long-term. It consists in a biophysical module interacting with a decision module. The biophysical module simulates the nutrient flows at a daily time step. It includes interconnected sub-models which simulate soil/crop, animal and manure processes. Wherever possible, existing sub-models were used, and specific modules were developed when necessary. The decision module includes a planning sub-model and an operational management sub-model. The planning sub-model is used annually to translate general objectives and constraints into a crop allocation and a manure allocation, which are translated into an activity plan for the year. This plan is applied by the operational management sub-model. Every day, the nutrient flows are calculated by the biotechnical system, and the activity plan is examined, for context-dependent application: the operations scheduled are executed only when the conditions are suitable. The plans may also be modified. For example, if a waste application has not been possible, the subsequent applications should be made at a higher application rate.

The planning module ensures the consistency between the expected animal feeding and the crops. Since the plan established is applied in a context-dependent way, MELODIE copes with the variability of climatic years. Therefore, thanks to the interactions between the biotechnical system and the decision system at different time scales, MELODIE is able to run consistently under different long-term climate series.

MELODIE upscales models developed at the field or animal scale and on short-term periods, by considering the management of the whole farm system. The goal is to study the emerging properties of the system: because of the interactions between the different parts of the farm, and the tradeoffs between different economic and/or environmental objectives, the environmental impact of a farming system may be different from what was inferred at lower scales.

Because the nutrient flows within the farm are dynamically simulated, it is possible to study both the spatial and temporal heterogeneity of the environmental risks. However, because of the quantity of data generated by the model, new challenges arise. In experimental studies, it is not possible to obtain such a quantity of data. It is thus necessary to develop new environmental indicators, adapted to this context.

As a conclusion, thanks to the association of a biotechnical model and a decision model, MELODIE enables one to perform multi-criteria evaluations of the impact of production strategies. It is a framework for virtual experimentation on animal farming systems, and could be extended to deal with other issues than nutrient flows.

1. INTRODUCTION

In regions of intensive pig and dairy farming, water quality can be threatened by nutrient losses from these farming systems. Other risks of pollution (losses to air and accumulation of nutrients in soils) are also sources of concern. Although farming systems impact their environment in many different ways, positive or negative, nutrient flows are one of the first concerns, at least in regions of high animal densities. Several dynamic models simulating farming systems exist. As far as animal farms are concerned, three dynamic mechanistic models were found: the Integrated Farm Systems Model: IFSM (Rotz and Coiner 2004), Dexcel's Whole Farm Model: WFM (Wastney *et al.* 2002) and Farm ASSEsment Tool: FASSET (Jacobsen *et al.* 1998). IFSM and WFM both deal only with dairy farms, mainly in the USA but with worldwide potential applications for the first one and mainly in New Zealand for the second one. Both models are centred on the technical and economic results of the modelled farm. IFSM performs one-year simulations, with a detailed biotechnical module. The decisions taken by the farmer are mostly model inputs. In the WFM, the decisions, like movements of the herd between paddocks, are modelled. FASSET deals with pig and dairy farms, and is more centred on the environmental impact of farming systems. It performs long term simulations (30 years), and associates a decision module and a biotechnical module. The decision module is a linear programming procedure used to plan the farm activities every year. During the year, little adaptations are made considering the state of the system, and the production plans are applied without modifications.

The objective of this work is to build a model to evaluate ex-ante the environmental impact of production strategies in pig and dairy farms. The evaluation of the environmental impact is centred on nutrient flows and the associated pollution risks. The model is intended to be applied for the main systems encountered in France. It can be used in research, to compare different strategies. The aim is not to use it directly as a decision support system for farm management.

2. DESCRIPTION OF THE MODEL

2.1. Overview

MELODIE is a model simulating nutrient flows over several decades at the farm scale, in pig and dairy farms. The nutrients taken into account are the ones whose losses are linked with environmental risks: carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K), copper (Cu) and zinc (Zn). Water (H_2O) flows are also simulated. MELODIE is based on the ontology of agricultural production systems proposed by Martin-Clouaire and Rellier (2003). Some elements of description of this ontology are given throughout the presentation of MELODIE. Only the concepts that are essential to this paper are addressed. In this ontology, a production system is composed of three subsystems: the biotechnical system (or controlled system), the decision system (or manager) and the operating system. The operating system includes the resources used to conduct activities, like labor and machinery. These resources are not taken into account in the present version of MELODIE, thus the operating system is not modeled.

The nutrient flows are calculated at a daily time step by the biotechnical system, which is a set of connected sub-models described below. Four main nutrient pools are considered (fig. 1): animals, agricultural wastes (storage and treatment), soils and crops, and feed stocks. Nutrient losses to air and water are simulated, as well as nutrient flows between and within these pools. For example, animals are grouped in batches, and the nutrient flows are calculated separately for each batch. For soils and crops, each field is represented individually. Different levels of precision are associated with the nutrients: for example, the N cycle is more detailed than the Cu or Zn flows, for which only balances between pools are calculated.

Decisions made by farmers are simulated by the decision system, which interacts with the biotechnical system throughout the simulation (fig. 1). Decisions are taken at two time scales. Every year, a planning module generates flexible plans. These plans are examined every day, for context-dependent application: the operations scheduled are made only when the conditions are suitable. The plans may also be modified if necessary. More details are given in the description of the decision system below.

The main outputs of the model are losses to the environment of different nutrients, calculated daily over decades for each animal class, field or waste storage unit. These outputs can be used to calculate indicators of environmental impact, such as those used in Life Cycle Analysis (LCA).

2.2. The biotechnical system

MELODIE uses existing models wherever possible. For every process covered, the existing models or equations were studied, and the most appropriate

were chosen. When no suitable model was found, new models were developed. For soils and crops, MELODIE uses STICS, a model developed by Brisson *et al.* (2003). It dynamically simulates the flows of N, organic matter (i.e. C) and water, as well as crop growth and development. STICS has been parameterised for a wide range of crops by different authors. A specific module is under development for phosphorus, so as to adequately represent the risks of runoff losses, especially after waste applications. For the other nutrients, only balances are calculated, based on the waste nutrient content (calculated within the wastes sub-model) and on the quantities of nutrient harvested. For dairy cows and heifers, the model GEDEMO (Coquil *et al*. 2005) dynamically simulates the demography of the herd, i.e. the size of 21 animal classes. The nutrient flows are calculated for each of these classes, by the model of Maxin (2006), which describes the nutrient balances of dairy cattle using easily available data. Feed intakes are calculated using the equations of the INRA system (INRA 2007). For pigs, the demography model is based on practical references and expert knowledge, and is connected with the animal housing system. The equations used for growth, feed intake and nutrient excretion are the same as in Dourmad *et al.* (2002). For the storage and treatment of animal wastes, a specific module was built from a set of existing empirical equations and emission factors. These were found in the literature, or are based on expert knowledge. The module calculates the evolution of the wastes and the losses to the air, from the excretion to the application, for the main animal housing systems and storage facilities encountered in France. The treatment of wastes by different systems (biological treatment, composting …), in order to reduce their nutrient load, is also included.

2.3. The decision system

The role of the decision system is to dynamically determine what operations should be applied to the biotechnical system. The decision-making and ensuing execution of actions are responsive to the state of the whole system and its environment. The decision-making process underlying the decision system operates on the farmer's management strategy. The ontology of agricultural production systems (Martin-Clouaire and Rellier 2003), on which MELODIE is based, provides a consistent framework to describe explicitly such a strategy. In this ontology, a strategy is composed of a plan of activities to apply to the biotechnical system and rules to apply and adapt this plan when particular events occur. The activity plan is a set of activities organized by different temporal or programmatic operators that indicate how the plan should unfold. When decisional events occur (every day, in MELODIE), the activity plan is examined. The suitable activities are extracted and become candidate for execution. The activities can be executed only if a set of conditions on the state of the system are met. For example, for crop management, harvest is possible only when the crop has reached maturity and climatic conditions are appropriate. If necessary, the activity plan can be modified in the course of the events. In MELODIE, for example if a waste application has not been possible during its time window, then the subsequent applications (on other fields) are made at a higher application rate, in order to dispose of the whole quantity of waste.

Within MELODIE, the activity plan is automatically generated. The simulation user must provide a kind of feeding road map for the animals, i.e. the feed (type and amount) to be provided, for different periods of the year and for different groups of animals. The feeding activities required to apply this road map are automatically built, as well as the activities related with the movements of animals and waste management within the buildings. For the crops, a planning module is used every year (fig. 2). The feeding road map induces the total quantities of the feed required each year, and the total quantities and composition of wastes that will be produced. These elements are used by the model TOURNESOL (Garcia *et al.* 2005), which is a cropping plan generator. It considers the feed and straw requirements and applies agronomic knowledge (potential of the fields and effects of crop sequences) to generate a cropping plan that best satisfies the goals and priorities defined by the model user. These are represented by a set of shadow prices associated with the products of the different crops. For each product, two prices are set. One is associated with the production of one unit in excess relative to the quantity needed (which can be 0, for cash crops), and the other is associated with the lack of one unit. These prices represent the priorities of the farmer because they are set independently of market prices and according to the factors he considers important,. For example, if forage autonomy is a priority for a farmer, the prices associated with the lack of forages will be very high, and conversely if this is not a priority a low price will be set. The model does not perform an economic optimisation of the cropping plan, but aims at generating a cropping plan that is consistent with the farmer's goals, whatever the motives are. Likewise, the model FUMIGENE (Chardon *et al.* 2007) is used to generate yearly waste allocation plans, according to the fertilisation history and needs of each field, and to the management rules. In this case, the farmer's goals are modelled as a set of priorities

associated with each field and with each combination of crop, waste and period. These priorities integrate the constraints and opportunities of the modelled farm. Both planning modules use information on the state of the system: the variation of stocks of feed, straw and wastes are included. For example, if in a given year the quantity of grass pasture is high and maize silage stocks are high at the end of the year, then the maize area can be decreased for the following year. The planning module is thus in interaction with the biotechnical system.

As mentioned above, the goal of the planning module is to generate an activity plan usable by the manager as defined in the ontology of agricultural systems. The cropping plan and the waste allocation must be translated into a proper activity plan. This is done through the use of general crop management plans. Each crop is associated with a fragment of activity plan, which includes all the technical operations required by the crop, including waste applications. This activity plan can depend on the preceding crop. When the cropping plan is generated, for each field, the relevant fragment of activity plan is duplicated and added to the manager's global activity plan. If no waste application was needed in the waste allocation, then these activities are removed from the plan.

In summary, MELODIE includes models of the decision-making processes of the farmers, which is relatively rare for models at this scale. The main strength of the decision system is the deep interactions with the biotechnical system, in the operational management during the year as well as in the planning step taken every year.

3. DISCUSSION

3.1. Ex-ante evaluation and system consistency

MELODIE was designed to perform ex-ante evaluations of farming systems. The goal is to evaluate different systems, existing or not, in the same context. The decision system relies on the paradigm of planned action. It is assumed that this paradigm leads to a realistic management, and the results, in terms of nutrient flows, are studied. A major difficulty is to ensure the consistency of the system simulated, particularly for those which do not exist in reality. For example, the cropping plan must match the feeding road map of the animals and the level of feed autonomy targeted by the farmer. In MELODIE, the planning module plays a key role in this regard, because it ensures the consistency of the different elements of the plan. To design a new system, it is necessary to provide the animal feeding road map, and the farmer's goals and priorities used by TOURNESOL and FUMIGENE. The cropping plan and the waste management plan are then automatically generated each year, so as to best match the goals defined by the model user. The consistency of the generated system depends on the consistency of the goals and their representation.

Another element of consistency in ex-ante evaluation is the capability of the decision-making process to cope with climate variability. In practise, management decisions can vary greatly between years, in terms of dates and parameters of the activities planned, and even in terms of activities executed. The plans must be flexible and leave room for context-dependent adaptation. In MELODIE, climate variability is taken into account at different levels, thanks to the interactions between the decision system and the biotechnical system. The dates and some parameters of the activities are determined by the state of the system, and on a yearly basis, the planning module integrates the variations of the stocks of feed and animal wastes. In the model, the management is thus automatically consistent with the state of the system, provided that the decision system is correctly modelled.

3.2. Model extent

In MELODIE, the environmental impact of production strategies is studied at the whole farm scale, because decisions are taken at this scale. Measures taken to reduce the environmental impact of farming have to be integrated into the production system, whose consistency must not be broken. Environmental impacts can be evaluated on many different criteria, which can be conflicting. Compromises between different environmental and/or economic objectives must be made, and this is only possible at the whole farm scale. An improvement on one criterion in one part of a farm is not necessarily a benefit at the farm scale. Indeed, the "best" production system is not necessarily the combination of the best practices at lower levels. For example, reducing ammonia losses during slurry storage increases the quantity of nitrogen to spread on crops, which might in turn increase the quantity of nitrogen leached. When comparing different management options, their indirect consequences should be studied.

As far as time is concerned, MELODIE operates on periods of several decades, and takes into account the climate variability between years. As mentioned above, climate does widely impact the nutrient losses of farming systems. It is necessary to study a production strategy on a sufficient

number of climatic years for the results to be representative. One of the advantages of modeling is the ease of obtaining results for different climate series, once the model is built. The distribution of the values of the environmental indicators can then be studied, and probabilities of exceeding a given threshold can be calculated. Also, some environmental impacts of farming can only be noticed after such long periods. Some parameters of the system, like the nutrient content of soils, may vary with a long term trend. If the simulations are performed year by year, without carryover, the variability of climatic conditions can hide these slow changes. Therefore, in order to detect the cumulative effects (if any), it is necessary to perform long term simulations, rather than performing several independent one-year simulations. The structure of the farm and the management strategy do not change in the course of the simulation. The goal of MELODIE is not to make projections about what might happen in thirty years. The simulations are made on decades only in order to have a better understanding of the potential consequences of the farming strategies that are used or could be used today.

3.3. Rationale of the model granularity

Although the environmental impact should be evaluated at the farm scale, it is not easy to obtain data measured at this scale. Many studies in the literature focussed on describing the processes at a more detailed level. Modelling is a technique to upscale that knowledge to the farm scale. Therefore the choice was made to integrate models of processes at lower levels within MELODIE. This approach is complementary with the experimental studies. Furthermore, studies made at the farm scale, without considering the processes at lower levels, do not take into account the spatial heterogeneity of the environmental risks. For example, distributing the wastes evenly over the farm area or spreading them on only a few fields result in different nutrient losses. In MELODIE, in order to study this heterogeneity, nutrient flows occurring within the farm are simulated.

Likewise, the nutrient flows are dynamically simulated in order to evaluate the temporal variability of the risks. A given quantity of nitrogen leached can result in very low concentrations in the water during a long period, or in a peak during a few days. The consequences for the environment are different; therefore the dynamics of the nutrient losses within a year should be investigated. The daily time step for the simulation of these processes was chosen because it is used by most of the biotechnical sub-models. No sub-model had a time step lower than a day. This time step is used only for calculations. It is clear that for most processes, the sub-models are not accurate on a daily basis. The models were calibrated with data obtained on longer periods (weeks or months), and the dynamics at a daily time step are not known. However, the accuracy is better when the model outputs are considered over longer periods. The outputs of MELODIE at a daily time step should therefore be aggregated to a period of weeks or months.

3.4. Model applications

MELODIE is intended to be used in research and development, to compare the environmental impact of different production strategies in several series of yearly climatic scenarios. Setting up simulations is a long process, and the model produces large volumes of data to analyze. Therefore, MELODIE should be considered as a virtual experimentation framework, and the simulations should be designed like real experiments would be. MELODIE is not intended to be used on farm as a decision support system.

The main advantage of simulation, provided that validation has been done, is the ability to address time and space scales that are hardly manageable in real experiments. Furthermore, the model provides access to losses of the main nutrients considered in environmental impact studies, and from the different emission sources of the farm (animals, waste storage, fields). It is not possible to obtain such a large quantity of data from measurements. One resulting challenge is the treatment of large amounts of data: the outputs of the model have to be synthesized. A number of indicators of environmental impact have been proposed in the past. However, most of these indicators were designed to be easily calculated on farm, or from measured data. It is crucial for MELODIE to integrate indicators of environmental impact that make the most out of the model outputs. One possibility is to use indicators derived from Life Cycle Analysis (LCA). LCA provides references to calculate some synthetic indicators, starting from estimations of nutrient losses, which MELODIE can provide. These indicators are suitable evaluation criteria because they consider all the modeled nutrient losses and enable an evaluation of the whole system. However, they do not take into account the variability of the flows within and between years. Other indicators, based for example on frequencies, will be specifically designed for use in MELODIE.

3.5. Improvements for future versions

Projects of improvements of MELODIE include modelling labour and machinery resources. These factors are major constraints in most farms, and determine the execution of activities. However, several issues must be addressed. The labour availability in family-operated farms can hardly be modelled, because it is very variable in time and subject to constraints that lie far outside the farm. Many farms share some machines with neighbouring farms, and the availability of these machines depends on the needs of the other farms. Another issue is the competition between activities: when labour is a limiting factor, which activities should be performed? The priorities are likely to be very complex to determine and variable in time.

Finally, a central question when modelling decision making processes in agricultural systems, is the anticipation. If an activity can be delayed due to an unavailable resource, it can also be advanced. For example, some farmers might harvest grain earlier than the optimal date (accepting a decreased quality) because the harvester will not be available during the following days. Modelling anticipation involves the concepts of objectives, and the ability to predict the evolution of the system, which is a cognitive process of the farmer, independent of any model used in the biotechnical system.

4. CONCLUSION

As a conclusion, MELODIE is a framework for virtual experimentation on animal systems. Thanks to the association of a biotechnical model and a decision model, it enables a user to perform multi-criteria ex-ante evaluations of the impact of production strategies. Such evaluations are complementary with experimental approaches, and MELODIE can be extended to include new knowledge on nutrient flows and the underlying biophysical processes. MELODIE could also be extended to deal with other issues than nutrient flows.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors gratefully acknowledge the contribution of all the members of the working groups in the Melodie project. This research was funded by the ACTA and by the ANR (ADD project SPA/DD), and partly conducted in the UMT RIEL.

REFERENCES

Brisson, N., C.Gary, E. Justes, R. Roche, B. Mary, D. Ripoche, D. Zimmer, J. Sierra, P. Bertuzzi, and P. Burger (2003), An overview of the crop model STICS, *European Journal of Agronomy*, 18, 309-332.

Chardon, X., A. Le Gall, C. Raison, T. Morvan, and P. Faverdin (2007), FUMIGENE: a model to plan the allocation of agricultural wastes at the farm level, *Submitted to: Journal of Agricultural Science Cambridge.*

Coquil, X., P. Faverdin, and F. Garcia (2005), Dynamic modelling of dairy herd demography, *Proceedings of Rencontres Recherche Ruminants*, 12, 213.

Dourmad, J.-Y., C. Pomar, and D. Masse (2002), Modélisation du flux de composés à risque pour l'environnement dans un élevage porcin, *Proceedings of Journées Recherche Porcine*, 34, 183-194.

Garcia, F., P. Faverdin, L. Delaby, and J.-L. Peyraud (2005), Tournesol: a model to simulate cropping plans in dairy production systems, *Proceedings of Rencontres Recherche Ruminants*, 12, 195-198.

INRA (2007), Alimentation des bovins, ovins et caprins: besoins des animaux - valeurs des aliments. Tables Inra 2007, Eds Quae, 307 pp, Paris, France.

Jacobsen, B. H., B. M. Petersen, J. Berntsen, C. Boye, C.G. Sørensen, H.T. Søgaard, and J.P. Hansen (1998), An integrated economic and environmental farm simulation model (FASSET), Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics, 152 pp, Copenhagen, Denmark.

Martin-Clouaire, R. and J.-P. Rellier (2003), A conceptualization of farm management strategies, *Proc. of EFITA-03 conference*, July 5-9, Debrecen, Hungary, pp 719-726.

Maxin, G. (2006), Modélisation des bilans Entree/Sortie des éléments carbone, azote, eau et minéraux chez la vache laitière. Mémoire de fin d'études, ESITPA, Rouen.

Rotz, C. A. and C.U. Coiner (2004), The integrated farm system model: reference manual, available from: www.ars.usda.gov/Main/docs.htm?docid=8519.

Wastney, M. E., C.C. Palliser, J.A. Lile, K.A. McDonald, J.W. Penno, and K.P. Bright (2002), A whole-farm model applied to a dairy system, *Proceedings of the NZSAP*, 62, 120-123.

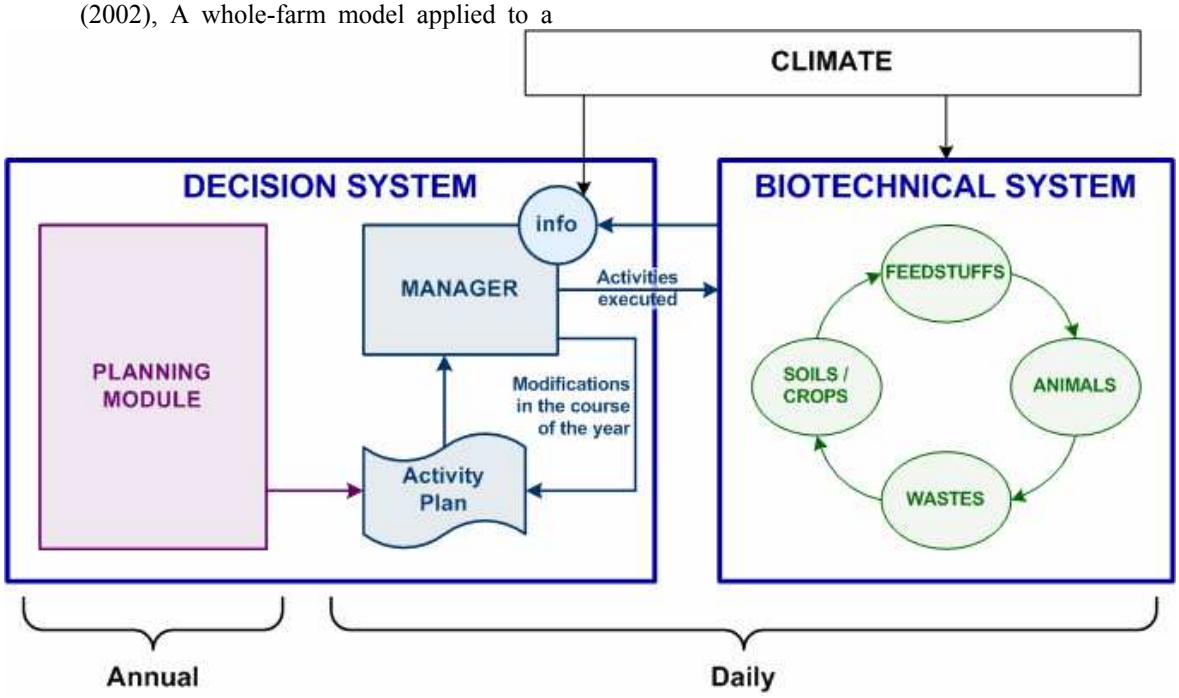


Fig 1 – General organisation of the different components of MELODIE. The decision system works with two time scales, and interacts with the biotechnical system, within which the nutrient flows are calculated daily.

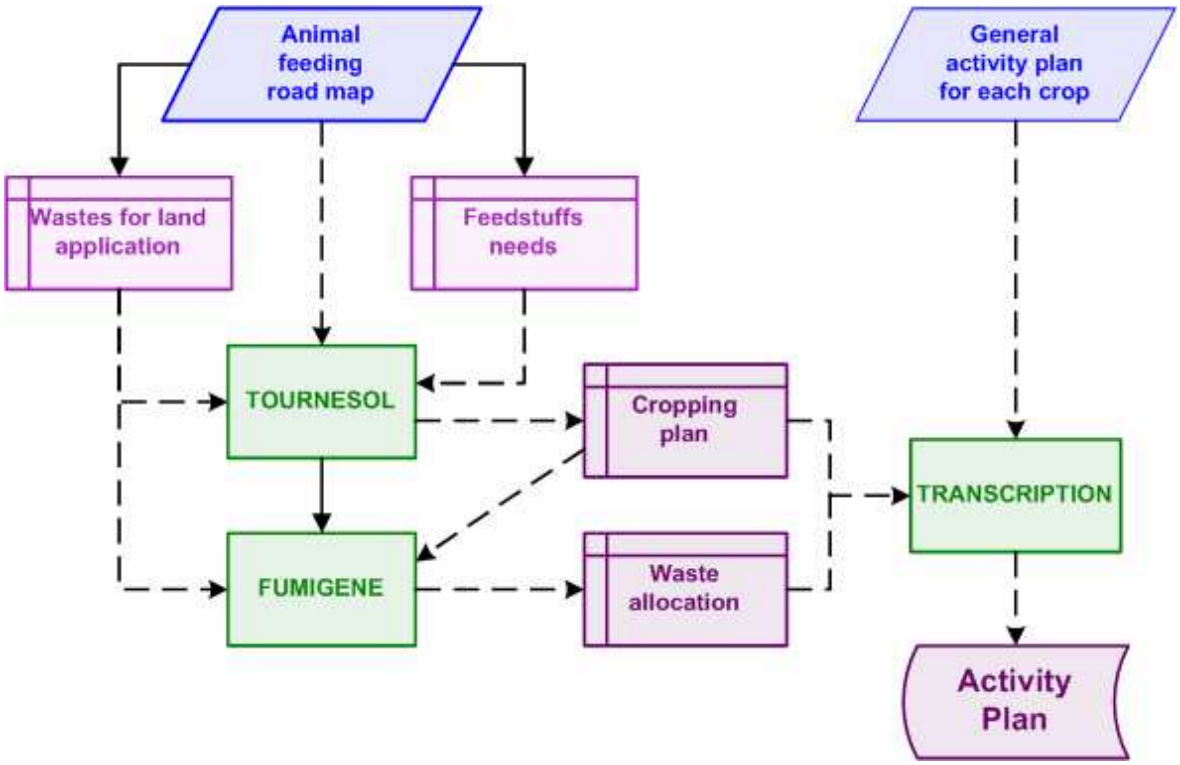


Fig 2 – Organisation of the planning module. The feeding road map is used every year to determine the cropping plan and the waste allocation, which are translated into a plan of activities to apply to the biotechnical system

Fumigène : un modèle pour générer des plans prévisionnels de fumure en exploitation d'élevage

Fumigene: a model generating agriculture waste allocation plans in animal farms

CHARDON X. (1,2), RAISON C. (2), LE GALL A. (2), FAVERDIN P. (1)
(1) INRA, Agrocampus, UMR 1080 Production du lait, F-35590 Saint-Gilles
(2) Institut de l'Elevage, Service Bâtiment-Environnement, Monvoisin, F-35652 le Rheu

INTRODUCTION

Les effluents d'élevage sont une source importante d'éléments fertilisants. Néanmoins, une gestion inadaptée peut entraîner des risques pour l'environnement. En zone vulnérable, les exploitations d'élevage ont l'obligation de constituer un plan de fumure prévisionnel annuel (application de la directive européenne 91/676/EC). Ce plan inclut le calcul de la fertilisation des cultures, ainsi que la répartition prévisionnelle des effluents sur les différentes parcelles. De fait, l'anticipation des difficultés liées aux contraintes du système permet de limiter les épandages à risque. Cependant, les réglementations environnementales de plus en plus complexes (périodes et surfaces d'épandage, etc…) rendent difficile la constitution des plans de fumure par les éleveurs. Le travail présenté ici vise à construire un outil permettant de reproduire les allocations d'effluents faites par les éleveurs.

1. DESCRIPTION DU MODELE

Le but du modèle Fumigène est d'allouer les effluents produits sur une exploitation à ses différentes parcelles au cours de deux périodes de l'année (fin d'été - automne et fin d'hiver - printemps), en respectant au mieux la stratégie de gestion mise en oeuvre par l'éleveur. Une stratégie de gestion est exprimée sous forme de deux jeux de priorités situées entre 0 et 1, fixées par l'utilisateur. Le premier jeu associe une valeur à chaque parcelle, fixée en fonction de critères tels que la distance au siège de l'exploitation et l'accessibilité. Le second jeu de données associe une valeur à chaque triplet {effluent, culture, période}, en fonction de règles agronomiques et des préférences de l'éleveur.
Le modèle inclut une procédure de programmation linéaire, dont la fonction objectif reflète le respect des priorités. Différentes contraintes sont prises en compte. Au niveau de l'exploitation, la totalité des effluents produits sur l'année doit être épandue ou exportée (Figure 1). Les quantités exportées sont bornées. Au niveau de chaque parcelle, des contraintes matérielles imposent des doses minimale et maximale à chaque épandage. Les quantités d'azote (N) efficace et de phosphore (P) sont également limitées par les contraintes de fertilisation. Les doses de N et P pour chaque parcelle peuvent soit être entrées par l'utilisateur, soit calculées par le modèle. Dans ce dernier cas, la méthode du bilan prévisionnel est utilisée pour l'N. Pour le P, la contrainte porte sur la moyenne mobile du bilan annuel (apports – exportations).

2. EVALUATION

Le modèle a été appliqué à la ferme du lycée agricole de Quintenic (22) et à la ferme expérimentale de Derval (44). Les sorties du modèle ont été comparées aux plans prévisionnels de fumure observés pour respectivement 4 et 3 ans. Ces deux applications correspondent à des situations assez contrastées en termes de charge en N organique et de diversité des effluents à gérer. Dans les deux cas, les allocations générées par le modèle étaient globalement en

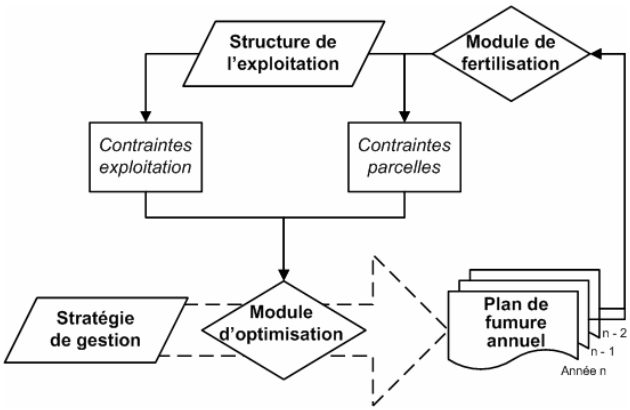


Figure 1 : Le modèle Fumigène traduit une stratégie générale de gestion en plans de fumure pour différentes années simulées, en prenant en compte des contraintes à l'échelle de l'exploitation et de chaque parcelle.

cohérence avec la stratégie des responsables. Pour les quantités de chaque effluent allouées aux différentes cultures année par année, le modèle expliquait respectivement 82,1% et 92,9% de la variabilité observée. Quelques divergences sont toutefois apparues, notamment au niveau des surfaces fertilisées et des doses appliquées. Dans le modèle, chaque épandage est effectué à la dose maximale permise par les contraintes du système. Or, une stratégie peut être de répartir au maximum les épandages d'un effluent sur toutes les parcelles ayant une culture donnée (par exemple fumier sur maïs).

3. DISCUSSION et CONCLUSION

Fumigène utilise un système de priorités fixées par l'utilisateur en fonction des critères pertinents pour chaque système modélisé. Il peut donc simuler une vaste gamme de stratégies rencontrées sur le terrain, même celles qui ne sont pas optimales sur un plan purement économique.
Le modèle peut être utilisé en recherche, pour étudier l'effet d'un changement de réglementation ou de stratégie sur la distribution des effluents. En couplant ces résultats à un outil d'évaluation environnementale, il est possible de comparer l'impact des modalités testées. D'autre part, la cohérence des décisions générées par le modèle permet d'envisager le développement d'un outil d'aide à la décision utilisable en élevage. Cet outil pourrait être utilisé en routine pour générer les plans de fumure annuels. Il pourrait également être utilisé pour accompagner les éleveurs lors de changements de système, en permettant de visualiser rapidement les conséquences de l'introduction d'une nouvelle culture dans l'assolement, ou de la construction d'un bâtiment aboutissant à des effluents différents.

Travail réalisé dans le cadre de l'UMT RIEL et du projet ANR ADD SPA/DD. Les auteurs remercient D. Haquin (CA22), B. Couilleau et M. Fougère (CA44), ainsi que l'ensemble des membres du groupe « sol/cultures » du projet MELODIE.

Modèle de prévision du bilan carbone d'une vache laitière
A model to predict the carbon balance of a dairy cow

FAVERDIN P. (1),MAXIN G. (1,2), CHARDON X. (1,2) BRUNSCHWIG P. (3).,VERMOREL M. (4)
(1) INRA,Agrocampus, UMR1080 Production du lait, F-35590 Saint-Gilles
(2) Institut de l'Elevage, Monvoisin, BP 85255, F-35652 Le Rheu Cedex
(3) Institut de l'Elevage, 9 rue André Brouard, BP 70510 F-49105 Angers Cedex 02
(4) INRA URH, THEIX, F-63122 St-Genes-Champanelle

INTRODUCTION

La mise en place d'une comptabilité sur le carbone (C) incite à mieux connaître les sources de variation des flux de C dans les troupeaux laitiers qui valorisent et transforment de grandes quantités matières organiques riches en carbone. Ce travail a donc pour objectif de prévoir les différents flux du carbone chez la vache laitière selon les caractéristiques du régime et de la vache. La méthode s'est fixée comme contrainte de n'utiliser que des variables classiquement présentes dans le calcul des rations des vaches laitières.

1. DESCRIPTION DU MODELE

Le modèle repose sur un ensemble d'équations permettant d'estimer chacun des flux de carbone (g/j). Le seul flux en entrée est le flux de carbone ingéré. Des valeurs ont été calculées pour tous les aliments en fonction de leur composition chimique (tables INRA 2007). En moyenne elles sont proches de 400 à 450 g de C par kg MS de ration totale, même si la variation entre aliments est plus importante (de 350 à 620 g de C par kg de MS).

La teneur en carbone du lait est calculée à partir de sa composition en protéines, matières grasses et lactose. Elle est proche de 69 g par kg de lait 4%.

Le flux de C fécal est prédit par les quantités de matière organique non digestible (MOND en kg/j) estimées à partir des valeurs des tables d'aliments mais corrigées des quantités ingérées (MSI en kg/j) et de la teneur en concentrés (C%). Une équation a été élaborée à partir d'une base de données d'essais de digestibilité réalisés sur vaches laitières à l'UMR PL :

$$Cfèces = 0{,}56 \times (0{,}18 \times MOND + 0{,}015 \times C\% - 0{,}00013 \times C\%^2 + a \times MSI + b)$$

avec a=0,096 et b=0,67 pour les rations à base d'herbe, a=0,29 et b=-1,5 pour les rations à base d'ensilage de maïs.

Cette équation montre que le niveau d'alimentation diminue la digestibilité des rations et ce, de façon plus marquée avec les régimes à base d'ensilage de maïs qu'à base d'herbe verte. La teneur moyenne en C des fèces varie peu avec la nature du régime, la valeur de 56 % de la MS a été retenue.

Le flux de C urinaire est estimé à partir des composés azotés de l'urine prédits par ailleurs (respectivement 0.425 g et 0,96 de C par g d'azote uréique et non uréique).

Le flux de C sous forme de méthane a été estimé à 29,5 g (55 L de CH4) par kg de matière organique fermentescible dans le rumen (MOF) (Martin et al. 2006). La quantité de MOF est estimée à partir du système PDI par la relation :

$$MOF = (PDIE - PDIA) / 0{,}093$$

La quantité de C stocké ou déstocké par la vache est estimée à partir du bilan UFL et de la croissance pour les génisses. La fixation de C dans le fœtus est d'environ 5 kg de C par gestation. Sur le long terme ces flux sont faibles. Le flux de CO2, très difficile à prédire directement, a été calculé par différence entre l'entrée et les différentes sorties pour équilibrer le bilan carbone.

Les principaux flux prédits par ce modèle ont été validés par un jeu de données de trois études conduites en chambres respiratoires par Vermorel et al. (communication personnelle) avec des régimes à base d'ensilage de maïs.

2. APPLICATION

Le modèle ainsi élaboré a été utilisé pour simuler deux troupeaux laitiers conduits avec des systèmes très contrastés. Le premier repose sur un système tout herbe avec des vêlages de fin d'hiver, beaucoup d'herbe pâturée de qualité et peu d'aliments concentrés (respectivement 3.8 et 0,6 T de MS/vache/an) dans lequel les vaches produisent 7300 kg de lait par an. À l'opposé, le second est un système intensif avec des vêlages d'automne, beaucoup d'ensilage de maïs et d'aliments concentrés (respectivement 5,2 et 2,3 T de MS/vache/an) et une production laitière élevée atteignant 10400 kg par an. Les données ont été simulées pour chaque semaine, puis cumulées sur l'année (figure 1).

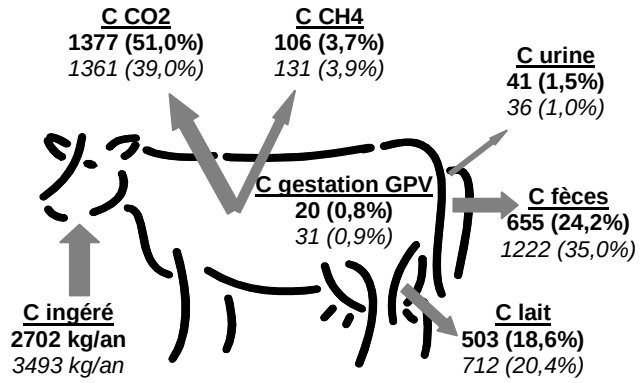


Fig 1 – Schéma des flux du bilan annuel de C (kg/an et % de l'ingéré) d'une vache laitière moyenne d'un troupeau produisant 7300 kg dans un système herbager (en gras) et 10400 kg dans un système intensif ensilage de maïs et concentrés (en italique).

3. DISCUSSION

Le rendement d'exportation de C dans le lait n'est que de 18% à 20% et varie assez peu avec le régime. Par contre, le régime influence nettement la répartition des flux de C dans les fèces (importance des interactions digestives) et sous forme de CO2 (variation de la part relative de l'entretien).

Les flux de méthane annuels obtenus ici sont très proches des flux calculés par la méthode Tier 2 de l'IPCC (2006). Ils indiquent une légère baisse de production de méthane par kg de lait lorsque le système s'intensifie (-12%), mais qui risque d'être compensée par la production plus faible de viande ou par plus de génisses à élever en raison d'un taux de renouvellement des vaches généralement plus élevé.

CONCLUSION

Le modèle proposé est original car il permet de calculer sur tableur un bilan carbone complet de vaches laitières. De ce fait, il peut servir pour des calculs de bilans environnementaux selon le système de production.

Travail réalisé dans le cadre de l'UMT RIEL

INRA, 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins, QUAE, 310 pp.

IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, Vol. 4, Chap. 10.

Martin C. Morgavi D., Doreau M., Jouany J.P., 2006. Actes des journées AFPF 27-28/04/06, 119-132.

The challenge of sustainability to design the future dairy farms

Philippe Faverdin[1,2] , Xavier Chardon[1, 2, 3], Luc Delaby [1, 2], Jean-Louis Peyraud [1,2]
[1]INRA, UMR1080 Dairy Production, F-35000, Rennes, France
[2] Agrocampus, UMR1080 Dairy Production, F-35000, Rennes, France
[3] Institut de l'Elevage, F-75000, Paris, France
Corresponding author: philippe.faverdin@rennes.inra.fr

Introduction

After having sought to increase production, then the quality of products, today agriculture is facing the challenge of sustainability. The deterioration of the quality of water and soils, the loss of biodiversity, global warming and the decrease in nonrenewable natural resources resulting from the intense development of the human activities require reconsidering the ways of production in many sectors, particularly in agriculture. The question of the relationship between animal farming and the environment was recently highlighted by the FAO report "Livestock's Long Shadow" (Steinfeld *et al*, 2006) which shows that livestock production, including very extensive systems, impacts the environment. Simultaneously, the increase in the population on earth and its standard of living tends to increase the demand for animal products. The challenge thus consists in solving this dilemma.

Today, a great diversity exists in dairy systems, not only between continents, but also within countries. This great diversity attests the economic viability of different strategies in dairy production, which is much less true in other livestock productions. This observation suggests that many evolutions are possible to find answers to the environmental issues without disturbing the economic profitability of these systems. However, complications arise due to the fact that dairy farms, generally located in temperate regions, will face climate changes. If in certain areas the climate change can be favourable to the growth of plants, others will likely be exposed to more difficult situations. The access to water resources will be reduced in many areas. The thermal stress will impact both animal and plant productions, in regions generally saved up today. The costs of energy and inputs will increase. This article discusses the new challenges of research to predict the evolutions of dairy systems and attempts a prospective exercise of probable scenarios for the dairy farms.

Future: How to integrate sustainability to design dairy farms?

To achieve this goal, the scientific processes must initially work out means to study, observe and describe dairy farms, then build indicators and methodologies to evaluate them and finally develop innovating strategies to improve these systems.

Developing a systemic approach to study the dairy systems

The first challenge for research consists in developing a systemic approach of the production systems. Establishing the most relevant frontiers of the system to be evaluated is a key issue. The recent evolution of livestock production consisted in a specialization of the animals, with better performance either in milk or in meat production. The underlying assumption was that increasing the animal productivity increases the profitability of the whole system. In dairy production the relation between milk production per cow and the economic and environmental performances of the farm is not obvious. In addition, historically, livestock had agronomic roles (manure, animal draught). The specialization of the systems of production partly made lose sight of the importance of these complementarities which must be recovered either within farm or with farm cooperation (Courdier *et al*. 2002, Andersson *et al*. 2005). It is thus necessary to develop a multidisciplinary approach to study livestock farms, at the farm scale but also probably at a larger scale (network of farms, watershed, region…).

Three different approaches are possible to study these dairy farms. The first one consists in observing the diversity of farming systems, surveying large sets of farms during several years with the same methodology (Institut de l'élevage 2005, Schils *et al*, 2006). Such networks make it possible to evaluate the differences between the main types of farming systems but comprise significant biases related to the interactions between structures and systems of production. Moreover, they offer only a limited number of descriptors of the state of the system, very seldom with a dynamic approach. Finally these large databases are useful to get a good picture of farms, but are difficult to maintain and remain very expensive. The second approach consists in evaluating farming systems using experimentation. It is a good way to evaluate the interactions within a system, which will become essential to understand the behaviour and the performance of the systems studied. However, it requires measuring continuously a large set of parameters. This method is thus very expensive and can be used for a very limited number of experimental farms (Aarts *et al*, 1992). Modelling constitutes a third way which makes it possible to study the behaviour of a large number of virtual systems, providing dynamic information on many variables difficult to measure for technical or economical reasons. Systems can be studied on long time scales, which is very difficult with experiments. Moreover, it is also possible to aggregate several entities to understand the impact of different individual behaviours on a territory. Several dairy farms models have been developed recently to evaluate economical and/or environmental performances: IFSM (Rotz and Coiner 2005), FASSET (Berntsen *et al*. 2003), MELODIE (Chardon *et al*., 2007). The development of models should be connected with the system experiments described above. Models can be improved thanks to experiments, and can pinpoint the knowledge gaps to investigate.

Build new indicators adapted to the evaluation of these systems
To interpret the variables measured on production systems, it is essential to build powerful multicriteria indicators to evaluate sustainability (Girardin *et al*, 1999) The construction of these indicators raises two major difficulties, on the one hand the frequent dilemmas opposing the various impacts and on the other hand the multiple productions of a dairy farm.

The complexity of multicriteria evaluations generally lies in the impossibility to find a common unit to balance the different indicators. Defining thresholds for each indicator, as well as aggregation rules (possibly based on fuzzy logics) to derive synthetic criteria is a way to overcome this. The approaches on environmental evaluation are often made difficult because there are strong tensions between the various stakes. It is not easy to conciliate economic and environmental aspects, but these tensions also exist between the different environmental stakes. There is very often a strong dilemma between the emissions to water or to the air, or between the aerobic and anaerobic processes which both increase the emissions of two green house gases: N_2O and CH_4. In more general terms, should we increase land use with a limited production and impact per hectare, or should we intensify the production in some areas while preserving natural spaces on the spared areas? It is clear that the answers to these questions are not universal. They will depend primarily on the territorial context which can bring to adapt the thresholds of emissions acceptability.

The environmental indicators generally represent impacts per unit of area or of product. This is particularly true with the life cycle assessment (LCA). If the impacts are often difficult to calculate and draw most of the attention, the choice of the denominator unit is essential (Bastianoni and Marchettini, 2000). It is generally admitted that calculating impacts per unit of area is more suitable for local impacts and impacts per unit of product for global impacts. But what products should be considered? For example, a dairy farm produces milk but also meat and often cereals in proportions varying according to the type of farm. Is it better to enter the sum of the various products in money value, in nutritional value (protein or energy) or to isolate the effect of dairy production by including the LCA results of beef production systems in the dairy systems? These different options change many conclusions on the impacts of the various systems (Cederberg and Stadig, 2003).

Large research orientations to improve the sustainability of the dairy systems
The efficiency of conversion of inputs to products is a major area of improvement in the search for more sustainable dairy systems. As far as dairy cows are concerned, the conversion rates of carbon or nitrogen in milk and meat are weak, respectively lower than 20% and 25% considering the whole life of the animal. This means that most of the carbon and nitrogen fed, nearly 80%, are excreted and that an improvement of the use of these elements will have little consequences on the amount excreted, but tends to decrease losses in urine. The efficiency of minerals is higher and it is possible to reduce considerably the excretion by a good control of supplies. The efficiency can be improved by an increase in milk yield or a reduction of the nonproductive periods, which means an increased longevity (Rotz *et al*, 2005), an early first calving and a good persistency of lactation.

The second research area consists in optimizing the organisation of nutrient flows to reduce the risks on the environment and health. The low feed conversion of animals can be compensated at the farm scale. First, the efficiency of use of the wastes should be optimized. In many situations, a better utilization of manure requires both optimal conditions (weather, technique of application, type of manure) and moderate application rates. Secondly, optimizing the interactions between forage and crop production can help to avoid losses to the environment and to maintain the organic matter capital of soils. The use of legumes in roughage production is a way to regulate the nitrogen inputs. The presence of grassland in temperate regions, more favourable to biodiversity, conservation of soils and carbon storage than annual crops, must be encouraged in spite of the difficulty in managing this dynamic resource (Bassett-Mens *et al*, 2007). It is also important to organize land use and to plan the agricultural activities in this landscape to take into account the heterogeneity of natural environment using possible benefit of naturalresources of landscape (Tenail and Baudry, 2005). Finally, the circuits of the animals indoors and outdoors, as those of the wastes, must be organized to reduce the risks of diseases (Faye *et al*, 1999).

The third area of research has to reconsider the current orientations on the choice of the type of cows in the dairy herds of tomorrow. The very high specialization of dairy cows during the last decades resulted in forsaking other criteria of breeding and could handicap the dairy systems in the long term. The orientation towards very different dairy systems further evoked clearly encourages the selection of optimal cows for each specific system (Bryant *et al*, 2005). The place of dual purpose cows can be re-examined in particular for economic and environmental reasons.

Some scenarios for future dairy farms
This exercise of futurology is difficult and must in no making forget that the choices of the systems of production in breeding are very dependent on the territorial context, on politic decisions, but also on farmers and their representation of their activity. Considering the diversity of contexts, it is likely that several types of dairy farms will exist. In this paper, four of them are proposed and discussed considering economical efficiency with different options in the environmental dilemmas mentioned above.

The high technology landless dairy farm
In this landless system, dairy specialization is maximal with very high yielding dairy cows, lengthened lactations, and optimized food. The rations are complex mixes of forages produced without irrigation and of by-products of the food and biofuel industries. Many additives are required to meet the complex needs of the very high yielding dairy cows. The wastes are totally collected and treated in a methanisation system to reduce the losses of methane and odours. The feed production and the waste applications are managed optimally by a cropping farm coupled with the dairy farm. The high consumption of energy is compensated by renewable forms of energy (solar panels, methane, wind generator). The productivity per labour unit is very high but the production costs as well (automation, machinery, dairy sheds). This system is sparing on areas but does not support biodiversity and can be criticized on aspects of animal welfare, in spite of a pasture dedicated to exercise around the buildings. The risks for water quality are partly controlled by optimal management of organic manures. The impacts on the air per kg of milk are rather good, thanks to the air control systems filtering ammonia. Capitalization is very high and the transmissibility can become difficult. The dairy industry will support this type of dairy farms able to deliver a constant product and volume all year long.

The improved mixed crop-dairy farming systems
The search of self-sufficiency in mixed farms is the driving force of this system. The basic concepts are similar to organic farms. The cropping system is based on a long crop rotation with low level of fertilization, mixing temporary pastures and crops with a significant proportion of legumes. The cows graze when possible in order to minimize the costs of food and waste applications, but the crops provide high quality conserved feed. Dual purpose cows are used, with good qualities of breeding. These systems are both technically and environmentally efficient but they require more land and their development are limited by the low consideration for these systems today (learning, research) and the land price.

The specialized grazing systems
This system should be considered as an evolution of the New-Zealand dairy farming system with slight improvements in the management of nitrogen and methane to reach the best results possible with LCA (BassetMens *et al*, 2007). The system is highly specialized in dairy production. It is based on intensive grazing, and the inputs are very low in spite of the high milk production per unit of area. Milk production is synchronized with grass growth with grouped calving although the seasonality of milk delivery is a constraint for the dairy industry. The animals are always outside and the dairy sheds are reduced to a minimum in order to face the land investment. These systems are confined to areas with oceanic climate favourable to grass growth and where the animals can stay outside in winter.

The "terroir" dairy farms
These farms are located in natural areas with nice landscape and great biodiversity, resulting in both added value and constraints to agriculture. These farms are dedicated to the production of specific local products with high added value related to their typical features (special cheese, butter or cream, yogurt with local fruits or aromatic plants…) and to their image. They play a role in the development of regions with low agricultural productivity and prevent the closing of landscapes by forest. The farm participates to the transformation and the marketing of a certain number of typical products. These dairy farms are in charge of maintaining local breeds. Husbandries take into account the environmental constraints; the stocking rate is weak and optimal for biodiversity (Jouven and Baumont, 2008). The maintenance of landscape represents an agricultural activity financed by the local or national government and by the activities of service. They also play an important role of service for townsmen in search of rurality and agriculture is only a part of their total activity.

Conclusion
The aim of this futuristic exercise is not to forecast tomorrow but to draw attention about the large variety of possible sustainable dairy systems. The difficulty to balance the different dimensions of sustainability is central for research. Each of these systems is consistent but can be improved to optimize income, labour and environmental impact. The systemic approach and new indicators adapted to dairy farms could be helpful to reach this goal. The social dimension of farmer's job, not considered in this review, must also be considered to understand the evolution of dairy farms.

References
Aarts, H. F. M., E. E. Biewinga, and H. Vankeulen. 1992. Dairy Farming Systems Based on Efficient Nutrient Management. Netherlands Journal of Agricultural Science 40:285-299.
Basset-Mens, C., S. Ledgard, and M. Boyes. 2008. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. Ecological Economics. In Press, Corrected Proof.
Bastianoni, S. and N. Marchettini. 2000. The problem of co-production in environmental accounting by energy analysis. Ecological Modelling 129:187-193.
Berntsen, J., B. M. Petersen, B. H. Jacobsen, J. E. Olesen, and N. J. Hutchings. 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. Agricultural Systems 76:817-839.
Bouwman, A. F., K. W. Van der Hoek, B. Eickhout, and I. Soenario. 2005. Exploring changes in world ruminant production systems. Agricultural Systems 84:121-153.
Bryant, J., N. Lopez-Villalobos, C. Holmes, and J. Pryce. 2005. Simulation modelling of dairy cattle performance based on knowledge of genotype, environment and genotype by environment interactions: current status. Agricultural Systems 86:121-143.

Cederberg, C. and M. Stadig. 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. International Journal of Life Cycle Assessment 8:350-356.
Chardon, X.; C. Rigolot; C. Baratte; A. Le Gall; S. Espagnol; R. Martin-Clouaire; J.P. Rellier; C. Raison; J.C. Poupa and Faverdin, P. (2007) MELODIE : a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in integrated dairy and pig farms. In Oxley, L. and Kulasiri, D. (eds) MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, December 2007, pp. 1638-1645. ISBN : 978-0-9758400-4-7.
Courdier, R., F. Guerrin, F. H. Andriamasinoro, and J. M. Paillat. 2002. Agent-based simulation of complex systems: application to collective management of animal wastes. Jasss-the Journal of Artificial Societies and Social Simulation 5.
Faye, B., D. Waltner-Toews, and J. McDermott. 1999. From 'ecopathology' to 'agroecosystem health'. Preventive Veterinary Medicine 39:111-128.
Girardin, P., C. Bockstaller, and H. Van der Werf. 1999. Indicators: Tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. Journal of Sustainable Agriculture 13:5-21.
Institut de l'élevage, 2005. The french experience of « Farm network ». http://www.inst-elevage.asso.fr/html1/IMG/pdf/reseau_Anglais-2.pdf
Jouven, M. and R. Baumont. 2008. Simulating grassland utilization in beef suckler systems to investigate the trade-offs between production and floristic diversity. Agricultural Systems 96:260-272.
Rotz, C.A., Coiner, C.U., 2005. The Integrated Farm System Model Reference Manual. Online. URL: http://www.ars.usda.gov/Main/docs.htm?docid=8519.
Rotz, C. A., D. L. Zartman, and K. L. Crandall. 2005. Economic and environmental feasibility of a perennial cow dairy farm. Journal of Dairy Science 88:3009-3019.
Russelle, M. P., M. H. Entz, and A. J. Franzluebbers. 2007. Reconsidering integrated crop-livestock systems in north America. Agronomy Journal 99:325-334.
Schils, R. L. M., A. Verhagen, H. F. M. Aarts, P. J. Kuikman, and L. B. J. Sebek. 2006. Effect of improved nitrogen management on greenhouse gas emissions from intensive dairy systems in the Netherlands. Global Change Biology 12:382-391.
Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, and C. de Haan. 2006. Livestock Long Shadow, environmental issues and options. FAO Rome, ISBN 978-92-5-105571-7, 390 pp.
Thenail, C. and J. Baudry. 2005. Farm riparian land use and management: Driving factors and tensions between technical and ecological functions. Environmental Management 36:640-653.

Evaluation environnementale des exploitations laitières par modélisation dynamique de leur fonctionnement et des flux de matière :
Développement et application du simulateur MELODIE.

La consommation de produits animaux est en augmentation au niveau mondial, mais les impacts environnementaux de l'élevage sont décriés. La recherche est interpellée pour aider à concevoir des systèmes de production à la fois efficaces et plus respectueux de l'environnement. Dans ce contexte, le projet de modélisation MELODIE consiste à simuler sur le long terme et de façon dynamique les flux d'éléments dans les exploitations laitières, en intégrant les processus décisionnels des éleveurs. Les émissions de composés à risque pour l'environnement calculées par le modèle permettent d'évaluer ex ante et en multi-critères les pressions sur l'environnement, en relation avec la variabilité climatique. Au cours de cette thèse, nous avons construit la première version du simulateur à partir d'une analyse orientée objet générique et évolutive. Cette version, qui intègre la gestion du système et les flux de carbone et d'azote, est évolutive et permet d'envisager de nombreux développements (économie, travail,…). Le modèle est composé d'un système biotechnique et d'un système de pilotage en interaction. Le système biotechnique comprend un ensemble de sous-modèles pré-existants connectés de manière à simuler les flux sur l'exploitation et les émissions de composés à risque. Le système de pilotage, principale originalité de MELODIE, simule des décisions à deux horizons temporels pour gérer la résilience face aux aléas climatiques. Chaque année, un plan est généré en fonction de l'état du système. Ce plan est ensuite appliqué de façon flexible et modifié si besoin, grâce à un ensemble de décisions prises à un pas de temps quotidien. Une application du modèle est proposée, comparant différentes modalités du système d'alimentation pour une configuration d'exploitation donnée. Les résultats montrent que le lien entre excédent du bilan apparent de l'azote et lessivage de nitrates est valide sur le long terme, bien que la variabilité inter-annuelle soit forte et rende plus délicate, à court terme, l'interprétation du bilan apparent.

Mots-clés : Environnement, Système d'élevage, Modélisation, Décision, Azote

Environmental evaluation of dairy farms by dynamic modelling of farm activities and nutrient flows: Development and application of the simulator MELODIE

World consumption of animal products is increasing, but environmental impacts of animal farming are criticised. Research is necessary to help design efficient and environmentally friendly production systems. In this context, the modelling project MELODIE consists of dynamically simulating nutrient flows in dairy farms over the long term by integrating the decision-making processes of farmers. Predicted emissions of potentially harmful nutrients are used to perform ex-ante and multi-criteria evaluations of pressures exerted on the environment, in relation with climate variability. During this thesis project, the first version of the simulator was built, starting with a generic and expandable object-oriented analysis. This version, which integrates the system management and carbon and nitrogen flows, is expandable and further developments (e.g., economy, labour) are considered. The model is composed of a biotechnical system and a management system interacting with each other. The biotechnical system includes a set of pre-existing sub-models connected to simulate nutrient flows in the farm and the emissions of potentially harmful nutrients. The management system, the main innovation of MELODIE, simulates decisions at two time scales and provides resilience against climate variability. Each simulated year, a plan is devised depending upon the state of the system. This plan is then executed in a flexible manner, and altered if necessary, with a set of decisions taken at a daily time step. An application of the model is shown, comparing different ways of feeding cattle for a given farm configuration. The results show that the link between nitrogen farm-gate balance and nitrate leaching is valid over the long term, although year-to-year variability is high and makes interpreting nitrogen balances difficult over shorter periods.

Keywords: Environment, Livestock Farming System, Modelling, Decision, Nitrogen