



**HAL**  
open science

# What is the balance between animal production and sustainable grassland utilization in grassland-based suckler systems? A modelling approach of the management-herd-resources interactions.

Magali Jouven

► **To cite this version:**

Magali Jouven. What is the balance between animal production and sustainable grassland utilization in grassland-based suckler systems? A modelling approach of the management-herd-resources interactions.. Life Sciences [q-bio]. INAPG (AgroParisTech), 2006. English. NNT : 2006INAP0018 . pastel-00002272

**HAL Id: pastel-00002272**

**<https://pastel.hal.science/pastel-00002272>**

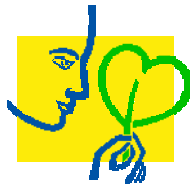
Submitted on 22 Mar 2007

**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.



Institut National Agronomique  
de Paris-Grignon



Ecole Doctorale ABIES



Unité de Recherches  
sur les Herbivores

## THESE

**pour obtenir le grade de Docteur de l'INA P-G**

discipline : Zootechnie et Systèmes d'Elevage

présentée et soutenue publiquement par

**Magali JOUVEN**

le 23 octobre 2006

**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.**

**What is the balance between animal production and sustainable grassland utilization in grassland-based suckler systems?**

**A modelling approach of the management-herd-resources interactions.**



### Jury

M. Daniel SAUVANT

M. John MILNE

M. Sylvain PLANTUREUX

M. Benoît DEDIEU

M. Philippe FAVERDIN

M. Jean-François SOUSSANA

M. René BAUMONT

INA P-G

Macaulay Institute

ENSAIA-INPL

INRA

INRA

INRA

INRA

Président

Rapporteur

Rapporteur

Examineur

Examineur

Examineur

Directeur de thèse



## Remerciements

Je tiens à remercier en premier lieu Daniel Sauvant, qui m'a incitée à entreprendre une thèse. Je remercie également la Région Auvergne et le département PHASE pour m'avoir donné les moyens de réaliser ce travail de recherche. Un grand merci aux membres du Jury, pour l'intérêt et le temps qu'ils ont bien voulu consacrer à ma thèse.

Je remercie sincèrement toutes les personnes qui m'ont aidée, et en particulier René Baumont, mon directeur de thèse, pour son suivi et ses conseils. Merci aussi à Pascal Carrère pour m'avoir confié son modèle de végétation, à Jacques Agabriel pour sa contribution au modèle animal, à Pierre Loiseau et Dominique Orth pour leur participation active à l'indicateur « note de biodiversité », à Anne Farruggia pour sa contribution aux enquêtes en exploitation et aux interactions avec le développement agricole.

Je suis reconnaissante à Jean-Paul Garel, Michel Petit, Michel Lherm, Roger Bouchy, Carine Desserre et Gislaine Pradel pour l'intérêt qu'ils ont porté au travail, et leurs conseils d'experts. Mes remerciements s'adressent également aux membres du comité de thèse, qui ont assuré un suivi régulier et constructif du travail : Jacques Agabriel, Michel Duru, Anne Farruggia, Philippe Faverdin, Etienne Josien, Pierre Loiseau, Daniel Sauvant.

Un grand merci à l'Unité Expérimentale des Monts Dore, et en particulier à Pascal d'Hour et David Egal pour leur implication dans la mise en place et le suivi des trois expériences qui se sont déroulées entre mai 2004 et novembre 2005.

Dans l'équipe RAPA, je tiens à remercier chaleureusement Aline le Morvan pour l'organisation sans faille, l'implication dans les expériences et la réalisation de programmes EXCEL, Jean-Marie Ballet, maître incontesté dans l'art de la minitondeuse et du tri d'herbe, et Jacqueline Jamot pour les analyses de laboratoire. Merci à Maxime Traclet, stagiaire en 2005. Merci à toute l'équipe pour son accueil chaleureux et sympathique, et en particulier à Cécile Ginane, dont j'ai partagé le bureau, et qui a partagé les hauts et les bas de ma thèse.

*Last but not least*, merci à ma famille pour son amour et son soutien, et en particulier à Luc pour ses encouragements de chaque jour.



## Table des matières

### INTRODUCTION GENERALE

<b>1. Le contexte</b>	<b>7</b>
<i>Les enjeux sociétaux : une agriculture multifonctionnelle et durable</i>	7
<i>Les enjeux pour la recherche : comprendre les déterminants de la durabilité</i>	9
<i>Intérêt des systèmes herbagers par rapport à ces enjeux</i>	11
<b>2. Le sujet de recherche</b>	<b>13</b>
<i>La question et les hypothèses de recherche</i>	13
<i>La stratégie adoptée</i>	15

### CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

<b>Synopsis</b>	<b>21</b>
<b>PEUT-ON CONCILIER PRODUCTION ET BIODIVERSITE DANS LES SYSTEMES D'ELEVAGE HERBAGERS ? PERSPECTIVES APORTEES PAR LA MODELISATION A L'ECHELLE DE L'EXPLOITATION. Article soumis à Fourrages</b>	
<b>Résumé en français et abstract en anglais</b>	<b>23</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>25</b>
<b>2. Interactions entre production et biodiversité des prairies</b>	<b>27</b>
<i>Réponse de la biodiversité aux facteurs du milieu et de la conduite</i>	27
<i>La biodiversité a pour effet une production et une valeur alimentaire régulières, mais non maximales</i>	29
<i>Le contraste entre parcelles est entretenu par une conduite différenciée des parcelles visant à optimiser le fonctionnement du système fourrager</i>	31
<b>3. Evaluation de la biodiversité à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation</b>	<b>32</b>
<i>Les indicateurs : des outils utiles pour approcher la biodiversité</i>	32
<i>Les typologies des prairies : des indicateurs du contraste entre parcelles</i>	33
<i>Les modèles : un moyen d'aborder la biodiversité à l'échelle de l'exploitation ?</i>	35
<b>4. Modélisation appliquée aux élevages allaitants herbagers d'Auvergne</b>	<b>37</b>
<i>Une typologie simple des prairies d'Auvergne</i>	39
<i>Un indicateur « note de biodiversité »</i>	41
<i>Exemple d'application de l'indicateur « note de biodiversité »</i>	42
<i>Atouts et limites de la modélisation proposée</i>	45
<b>Références bibliographiques</b>	<b>47</b>

**CHAPITRE II : CONSTRUCTION D'UN SIMULATEUR D'ELEVAGES BOVINS EN INTERACTION AVEC L'ENVIRONNEMENT (SEBIEN)**

---

<b>Synopsis</b>	<b>53</b>
<b>SIMULATING THE DYNAMIC INTERACTIONS BETWEEN MANAGEMENT, HERD AND GRASSLAND RESOURCES IN SUCKLER SYSTEMS BASED ON PERMANENT PASTURE. 1 – SEBIEN, A WHOLE-FARM SIMULATION MODEL. Article soumis à Agricultural Systems</b>	
<b>Abstract</b>	<b>55</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>57</b>
<b>2. Representation of suckler farms based on permanent pasture</b>	<b>58</b>
<i>Methods for data collection</i>	58
<i>The suckler systems in upland areas of the Auvergne region of France</i>	58
<i>Key features of suckler systems and consequences for a modelling approach</i>	59
<b>3. Model structure</b>	<b>63</b>
<i>Overview of the whole-farm simulation model SEBIEN</i>	63
<i>The vegetation sub-model, applied to each paddock</i>	65
<i>The animal sub-model, applied to each animal category within each group</i>	65
<i>The management sub-model</i>	67
<i>Inputs and outputs of SEBIEN</i>	73
<b>4. Model sensitivity to farm structure and management plan</b>	<b>73</b>
<i>Methods</i>	74
<i>Results</i>	75
<b>5. Discussion</b>	<b>79</b>
<i>Distinctive features of SEBIEN</i>	79
<i>Consistency of model predictions with field measurements and expert knowledge</i>	80
<i>Validity domain of the model</i>	81
<i>Conclusion and perspectives</i>	83
<b>References</b>	<b>83</b>

---

**CHAPITRE III : LES SOUS-MODELES BIOLOGIQUES DE LA VEGETATION ET DE L'ANIMAL**


---

<b>Synopsis</b>	<b>87</b>
-----------------	-----------

**MODEL PREDICTING DYNAMICS OF BIOMASS, STRUCTURE AND DIGESTIBILITY OF HERBAGE IN MANAGED PERMANENT PASTURES. 1. MODEL DESCRIPTION. *Grass and For. Sci. 61, 112-124***

<b>Abstract</b>	<b>89</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>89</b>
<b>2. Conceptual basis of the model</b>	<b>90</b>
<b>3. Model functions</b>	<b>91</b>
<i>Equations for compartment characteristics</i>	91
<i>Growth functions</i>	92
<i>Senescence and abscission functions</i>	94
<i>Harvested biomass</i>	94
<b>4. Model parameterization and sensitivity analysis</b>	<b>94</b>
<i>Model parameters associated with functional traits</i>	94
<i>The functional groups: a framework for model parameterization</i>	95
<i>Parameterization of the four functional groups</i>	95
<i>Model sensitivity to functional traits</i>	96
<b>5. Discussion</b>	<b>96</b>
<i>Can permanent grassland be reduced to a set of average functional traits?</i>	97
<i>Value of a simple, predominantly mechanistic approach</i>	98
<i>Sward structural composition: a tool for predicting changes in digestibility of herbage and for interacting with a model of selective grazing</i>	98
<i>Conclusion</i>	98
<b>References</b>	<b>99</b>

**MODEL PREDICTING DYNAMICS OF BIOMASS, STRUCTURE AND DIGESTIBILITY OF HERBAGE IN MANAGED PERMANENT PASTURES. 2. MODEL EVALUATION. *Grass and For. Sci. 61, 125-133***

<b>Abstract</b>	<b>103</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>103</b>
<b>2. Materials and methods</b>	<b>104</b>
<i>Model functioning</i>	104
<i>Inputs used for model evaluation</i>	104
<i>Methods used for exploring model behaviour</i>	105



<i>Methods used for validating the model against experimental data</i>	105
<i>Statistics used for model evaluation</i>	105
<b>3. Results</b>	<b>106</b>
<i>Model behaviour</i>	106
<i>Validation against experimental data</i>	108
<b>4. Discussion</b>	<b>109</b>
<i>Consistency of model predictions with theoretical knowledge and field observations</i>	109
<i>Predictive power of the model at seasonal to multiple-year time scales</i>	109
<i>Conclusion</i>	110
<b>References</b>	<b>110</b>
<b>A MODEL PREDICTING THE SEASONAL DYNAMICS OF INTAKE AND PRODUCTION FOR SUCKLING COWS AND THEIR CALVES, FED INDOORS OR AT PASTURE. <i>Anim. Feed Sci. Techn.</i>, version révisée</b>	
<b>Abstract</b>	<b>113</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>115</b>
<b>2. Model description</b>	<b>116</b>
<i>The intake module</i>	116
<i>The performance module</i>	120
<i>Model implementation</i>	123
<b>3. Behaviour of the model</b>	<b>123</b>
<i>Sensitivity to initial input values</i>	123
<i>Model response to stocking rate during the grazing down of a paddock</i>	127
<b>4. Model validation on experimental data</b>	<b>127</b>
<i>Performance of cows fed indoors at different levels of energy intake (Experiment I)</i>	129
<i>Cow intake given sward profile (Experiment II)</i>	132
<i>Performance of cows with their calves at pasture throughout the grazing season (Experiment III)</i>	132
<b>5. Discussion</b>	<b>137</b>
<i>Originality of the model</i>	137
<i>Value of a simple, integrated approach to the animal</i>	138
<i>Validity domain of the model</i>	139
<i>Conclusion</i>	140
<b>References</b>	<b>141</b>

---

**CHAPITRE IV : ETUDE DES EQUILIBRES PRODUCTION ANIMALE –UTILISATION DURABLE DES PRAIRIES AVEC SEBIEN**


---

<b>Synopsis</b>	<b>145</b>
<b>SIMULATING THE DYNAMIC INTERACTIONS BETWEEN MANAGEMENT, HERD AND GRASSLAND RESOURCES IN SUCKLER SYSTEMS BASED ON PERMANENT PASTURE. 2 – POSSIBLE TRADE-OFFS BETWEEN PRODUCTION AND BIODIVERSITY</b> <i>Article soumis à Agricultural Systems</i>	
<b>Abstract</b>	<b>147</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>149</b>
<b>2. Materials and methods</b>	<b>151</b>
<i>The whole-farm simulation model</i>	<i>151</i>
<i>The three simulated farms</i>	<i>151</i>
<i>The simulation experiments</i>	<i>154</i>
<i>Global production and biodiversity indicators</i>	<i>157</i>
<b>3. Results</b>	<b>159</b>
<i>Performance of the three simulated farms over a series of years</i>	<i>159</i>
<i>Response to biodiversity-friendly management rules</i>	<i>161</i>
<b>4. Discussion</b>	<b>168</b>
<i>Reconciling production and biodiversity</i>	<i>168</i>
<i>Characterizing the advantages and limitations of different systems</i>	<i>169</i>
<i>Evaluating the modelling approach</i>	<i>170</i>
<i>Conclusion and perspectives</i>	<i>171</i>
<b>References</b>	<b>172</b>
<b>Appendix</b>	<b>174</b>

---

**DISCUSSION GENERALE**


---

<b>1. Synthèse des résultats</b>	<b>175</b>
<i>Un modèle qui simule le fonctionnement biotechnique des élevages herbagers</i>	<i>175</i>
<i>Prévisions du modèle pour des élevages bovins allaitants herbagers de moyenne montagne</i>	<i>181</i>
<b>2. Apports de SEBIEN pour analyser les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies</b>	<b>183</b>
<i>Les variables clé de la production animale et de l'utilisation durable des prairies</i>	<i>183</i>
<i>Part relative de la structure et de la conduite dans ces équilibres</i>	<i>189</i>

<b>3. Etudier les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies avec un modèle biotechnique</b>	<b>196</b>
<i>Une approche biotechnique permet d'étudier certains aspects de la durabilité</i>	196
<i>Un modèle à l'échelle de l'exploitation permet d'explorer une large gamme de situations</i>	197
<i>Perspectives pour élargir le domaine de validité de SEBIEN</i>	200
<b>4. Conclusion et perspectives</b>	<b>201</b>
<i>Continuer d'explorer la question de recherche avec SEBIEN</i>	202
<i>Interagir avec le développement pour évaluer l'applicabilité des résultats</i>	202
<i>Utiliser SEBIEN en synergie avec d'autres modèles et des expériences de terrain pour élargir l'analyse des systèmes herbagers</i>	204
<i>Diffuser SEBIEN</i>	204
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES (HORS ARTICLES)</b>	<b>205</b>
<hr/>	
<b>ANNEXES</b>	
<hr/>	
<b>ANNEXE 1</b> : Base de données des prairies d'Auvergne : caractéristiques des 47 associations le plus fréquemment rencontrées.	<b>211</b>
<b>ANNEXE 2</b> : article accepté dans Fourrages : Farruggia A., Dumont B., Jouven M., Baumont R., Loiseau P. (2006) « La diversité végétale à l'échelle de l'exploitation en fonction du chargement dans un système bovin allaitant du Massif Central. »	<b>213</b>
<b>ANNEXE 3</b> : Principales caractéristiques du cas-type BV 10 (Naisseur strict, vaches allaitantes Salers conduites en croisement).	<b>231</b>
<b>ANNEXE 4</b> : Méthodologie d'enquête appliquée durant la thèse : schéma d'organisation logique des différentes étapes de l'enquête.	<b>233</b>
<b>ANNEXE 5</b> : Communication à l'International Grassland Congress, 2005	<b>235</b>
<b>ANNEXE 6</b> : Communication aux Rencontres Recherches Ruminants, 2005	<b>237</b>
<b>ANNEXE 7</b> : Communication au congrès de l'European Grassland Federation, 2006.	<b>241</b>
<b>ANNEXE 8</b> : Protocole et résultats d'une expérience menée en 2004-5 pour la validation du sous-modèle animal. L'expérience compare les performances à l'étable selon le niveau d'alimentation hivernal (haut, moyen ou faible), pour des vaches allaitantes Charolaises suitées.	<b>243</b>
<b>ANNEXE 9</b> : Protocole et résultats d'une expérience menée en 2005 pour la validation du sous-modèle animal. L'expérience compare les performances selon la conduite du pâturage (rotation ou continu), pour des vaches allaitantes Charolaises suitées.	<b>245</b>
<b>ANNEXE 10</b> : Prévisions détaillées de SEBIEN pour les 3 exploitations simulées, avec la conduite initiale, puis en appliquant 40% d'utilisation tardive des fauches, ou un seuil hauteur de 8 cm pour la sortie de parcelle en pâturage tournant.	<b>247</b>
<hr/>	

# **Introduction**



## 1. Le contexte

### *Les enjeux sociétaux: une agriculture multifonctionnelle et durable*

Dans les années 80, une fois atteints et dépassés les objectifs d'auto-provisionnement en produits agricoles fixés dans les années 60, des préoccupations autour de la durabilité de l'agriculture ont commencé à émerger (Landais, 1999). La durabilité d'un système indique littéralement sa capacité à perdurer dans le temps, mais de nombreuses définitions de la durabilité, plus complexes, ont pu être proposées. Hansen (1996) en a relevé 15, parmi lesquelles la multifonctionnalité de l'agriculture (rôle environnemental, social et économique), l'autonomie et la continuité sur le long terme sont des éléments récurrents.

Les fonctions multiples de l'agriculture ont été mises en avant en France dès les années 90 (Rougier, 2001). En 1990, l'Article 19 prévoit une aide pour la préservation des ressources naturelles en zones sensibles. En 1992, la réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) soutient la mise en place de Mesures Agri-Environnementales (MAE) avec pour double objectif de désintensifier l'agriculture et de rétribuer le service d'entretien des ressources naturelles rendu par les agriculteurs à la communauté. En 2000, la France se dote d'un Plan de Développement Rural National (PDRN, tableau 1) pour la période 2000-2006 et d'un nouvel outil pour le développement social et environnemental des exploitations : le Contrat Territorial d'Exploitation (CTE), remplacé récemment par le Contrat d'Agriculture Durable (CAD). En 2003, une nouvelle réforme de la PAC modifie les régimes d'aides, selon trois grands principes : i) découplage des aides à la production (premier pilier) : les primes sont fixées et rapportées à l'hectare sur la base des aides passées, ii) conditionnalité du versement des aides du premier pilier au respect d'un cadre réglementaire européen (environnement, santé, bien-être) et au maintien des pâturages permanents, iii) modulation des aides, avec un renforcement des aides au développement rural (second pilier), qui incluent les MAE.

Jusqu'ici, les MAE ont amené peu de changements dans les pratiques des agriculteurs : tout au plus, elles les ont sensibilisés à l'environnement (Gafsi et al., 2006). Dans un contexte de diminution des soutiens à la production (accord Agricole de l'Uruguay Round, Marrakech, 1994), les MAE sont apparues comme des alternatives pour conserver un soutien à l'agriculture (Dron, 2002). Dans toute l'Europe, la plupart des MAE ont été contractualisées sur des pratiques déjà existantes, en zones d'agriculture peu ou pas intensifiée (Kleijn et Sutherland, 2003). Une contractualisation par parcelle plutôt que par exploitation a créé un

**Tableau 1:** Mesures Agro-Environnementales (MAE) en France, d'après l'Annexe B du Plan de Développement Rural National (PDRN, 2001). Les MAE ont été mises en place pour répondre à quatre enjeux principaux : l'eau (E), les sols (S), la biodiversité (B), les paysages (P). Ces mesures nationales sont ensuite à décliner selon les régions agricoles. Les mesures généralement applicables dans les élevages allaitants herbagers sont grisées.

N°	Enjeux	Intitulé
1	E, S	Conversion des terres arables en prairies
2	E, S	Allongement et diversification des rotations
3	E, S	Réduction des surfaces en sols nus l'hiver
4	E, S	Implantation de dispositifs enherbés ou zones tampon
5	B, P	Implantation d'éléments fixes du paysage (haies, arbres, mares, bosquets, talus, fossés, murets, terrasses, chemins, points d'eau, ...)
6	B, P	Entretien des éléments fixes du paysage
7	B	Réduction de la taille des parcelles, constitution d'une mosaïque
8	E, B	Réduction des traitements phytosanitaires, mise en place de la lutte raisonnée
9	E	Réduction et raisonnement de la fertilisation
10	E	Amélioration de la gestion des effluents agricoles
11	E	Limitation des prélèvements d'eau sur l'exploitation
12	B	Création ou conservation des zones d'expansion des crues
13	S	Simplification du travail du sol
14	B	Implantation de cultures spéciales d'intérêt faunistique et floristique
15	B	Utilisation de races ou espèces menacées
16	B	Utilisation raisonnée des parcelles : fauche tardive ou centrifuge, pas de phytosanitaires
17	B	Adaptation des pratiques agricoles pour se protéger des prédateurs
18	B, P	Conservation des modes d'occupation des sols à intérêt paysager et patrimonial
19	B, P	Utilisation de milieux en dynamique de déprise, non-utilisation de milieux fragiles
20	B	Gestion extensive des surfaces en herbe : lutte contre l'embroussaillage
21	E, B	Conversion à l'agriculture biologique
22	B, P	Agroforesterie
23	B	Réduction du drainage
25	P	Préservation des espaces agricoles périurbains en risque de déprise

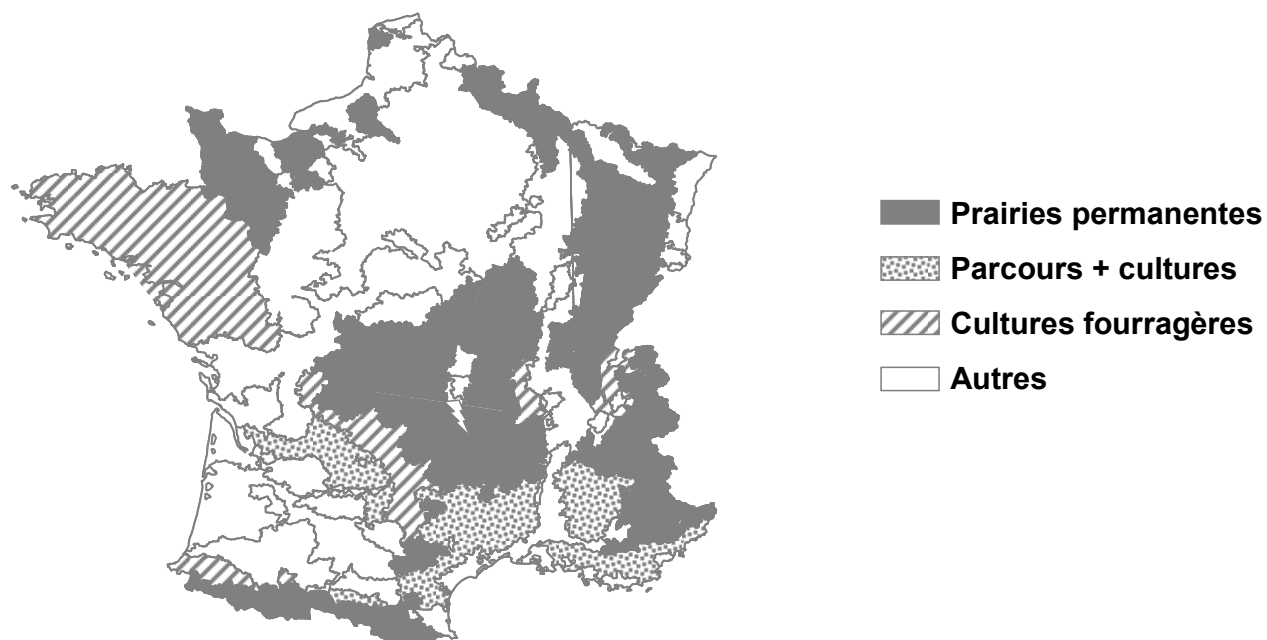
risque de transferts d'usage entre parcelles (Dobremez et Perret, 1998 ; Steyaert, 2001). Dobremez et Perret (1998) citent par exemple le cas d'une exploitation signataire d'un contrat d'entretien de landes contre l'embroussaillage, qui a mieux utilisé les parcours sous contrat, et abandonné les parcours plus éloignés.

*Les enjeux pour la recherche : comprendre les déterminants de la durabilité*

Il existe une volonté socio-politique d'aller vers une agriculture durable, mais actuellement on ne sait ni quantifier la durabilité ni mettre en évidence ses limites (Hansen et Jones, 1996). Les dispositifs existants s'attaquent principalement à la composante « environnementale » de la durabilité des systèmes (Gafsi et al., 2006). Les MAE correspondantes sont basées sur des bonnes pratiques supposées favorables à l'environnement, mais souvent mal définies pour des enjeux complexes comme la biodiversité ou les paysages (Poux et Zakeossian, 2003). Kleijn et Sutherland (2003) montrent que dans la plupart des cas, l'efficacité des MAE par rapport aux objectifs initiaux n'a pas été correctement évaluée. Le rôle de la recherche dans ce contexte est de produire des connaissances sur la durabilité des systèmes, en traduisant en critères de performances les valeurs mises en avant par les collectifs socio-politiques (Landais, 1999). Cela implique de comprendre la durabilité des systèmes agricoles, et pour cela de quantifier ses composantes dans les systèmes existants, d'analyser ses déterminants et de prévoir son évolution.

Avec la montée des préoccupations environnementales, l'étude des compromis production-environnement à l'échelle de l'exploitation devient un objet de recherches, et les modèles de simulation un moyen privilégié de mobiliser des connaissances pour comprendre les déterminants des performances multiples des exploitations (Bywater et Cacho, 1994). De nombreux travaux portent sur la maîtrise des pollutions, en particulier azotées, dans les systèmes d'élevage intensifs en Europe du Nord (par ex. Herrero et al., 1999 ; Berntsen et al., 2003). D'autres travaux visent à caractériser l'état environnemental de l'exploitation et son évolution à l'aide d'indicateurs basés sur des pratiques. C'est le cas par exemple de Girardin et al. (2000), qui décrivent une méthode d'évaluation multi-critère des systèmes de culture arables. D'autres travaux étudient l'adaptation des systèmes à des objectifs environnementaux et les conséquences en termes de rentabilité avec des modèles d'optimisation : des paiements compensatoires ou des contraintes environnementales sont définis en entrée, et les modèles prévoient en sortie la structure et la conduite qui maximisent la marge brute de l'exploitation.





**Figure 1** : Répartition des systèmes fourragers en France : les systèmes d'élevage basés sur les prairies permanentes occupent une surface importante, en particulier dans les zones de montagne (carte adaptée d'après J.-L. Rouquette, A. Pflimlin, J. Caillette, Institut de l'Élevage, septembre 1995).

Citons comme exemples : pour les systèmes allaitants Veysset et al. (2005) et Matthews et al. (2006), pour les systèmes bovins laitiers Pacini et al. (2004). Les interactions entre production animale et diversité floristique des prairies ont été abordées par Oglethorpe et Sanderson (1999), par couplage d'un modèle d'optimisation économique prévoyant des conduites et d'un modèle écologique basé sur des analyses statistiques et prévoyant la composition de la prairie en fonction de caractéristiques du milieu et de la conduite. Pervanchon (2004) a aussi développé un modèle de prévision de la composition spécifique des prairies en fonction de caractéristiques du milieu et de la conduite, mais basé sur des systèmes experts associés à la logique floue. Ces approches permettent de mesurer les impacts, mais pas d'analyser les interactions qui expliquent ces impacts, et sont par conséquent difficilement généralisables.

#### *Intérêt des systèmes herbagers par rapport à ces enjeux*

Les systèmes herbagers illustrent bien la multifonctionnalité de l'agriculture (Cossée, 1999) : la prairie (permanente) doit son existence à l'exploitation par les herbivores domestiques, et est un réservoir de biodiversité, un puits de dioxyde de carbone et une protection contre l'érosion (Duru, 1998 ; Thiébaud et al., 2001). Les systèmes herbagers ont un impact territorial fort, car ils utilisent une surface importante (figure 1) : 27% de la SAU en France est en prairie permanente (Source : Agreste, 2005). De plus, ils couvrent des zones sensibles, par exemple des pâturages d'altitude (Parris, 2002). Enfin, les produits animaux issus de l'exploitation de l'herbe peuvent présenter des avantages commerciaux, en particulier en termes d'image et de lien au terroir (Micol et al., 2002 ; Brunschwig et al., 2002, Martin et al., 2002 ; Josien et al., 2002). Par exemple, les éleveurs de bovins allaitants du Puy de Dôme et du Cantal peuvent accéder à une marque « produit du Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne » sous réserve de respect d'une charte portant mention de l'alimentation à l'herbe (tableau 2).

Les systèmes allaitants 100% herbagers produisent en général des animaux maigres, principalement des veaux de 8-14 mois appelés broutards. Leur rentabilité économique est fortement liée à leur autonomie alimentaire (Lherm et Benoit, 2003), c'est pourquoi leur production peut être caractérisée par deux aspects : la production animale proprement dite (kg de viande) et la production fourragère, qui permet une production animale autonome. La production fourragère est tributaire du climat, dont elle subit les variations inter-annuelles

**Tableau 2 :** Charte de la Marque « Produit du Parc Naturel Régional des Volcans d’Auvergne » : produit viande bovine. La marque "Parc naturel régional" est une marque collective, protégée. Elle se veut associée à 3 valeurs : lien au territoire, dimension humaine, respect de l’environnement.

OBJECTIF	PRESCRIPTION DE LA CHARTE
Dimension humaine	Organisation en filière locale
	Ateliers de découpe et transformation gérés par les éleveurs Les éleveurs participent à la promotion du produit
Lien au territoire	Elevage situé dans le Parc (siège, bâtiments et >80% surfaces)
	Animaux de race pure Salers, nés, élevés et engraisés sur le Parc Abattage proche, transformation et découpe sur le Parc
Intégration dans le territoire	Entretien des bâtiments, voies d’accès, abords de ferme
	Entretien du bâti traditionnel, des haies, des murets
	Pâturage obligatoire en période estivale Alimentation exclusivement à base d’herbe
Respect de l’environnement	<b>Conduite extensive: chargement compris entre 0.8 et 1.4 UGB/ha</b>
	<b>Limitation du lessivage et du ruissellement : &lt;20% de cultures, pas de maïs, fertilisation raisonnée</b>
	<b>Limitation des pollutions phytosanitaires : traitements rares et localisés</b>
	<b>Maintien de la biodiversité : lutte contre l’enfrichement</b>
Respect du bien-être animal	<b>Gestion des effluents d’élevage et des déchets</b>
	Animaux protégés du froid (à l’étable) l’hiver
	Etable, mangeoire et abreuvoirs propres
	Bonnes conditions de transport des animaux Respect des prescriptions vétérinaires

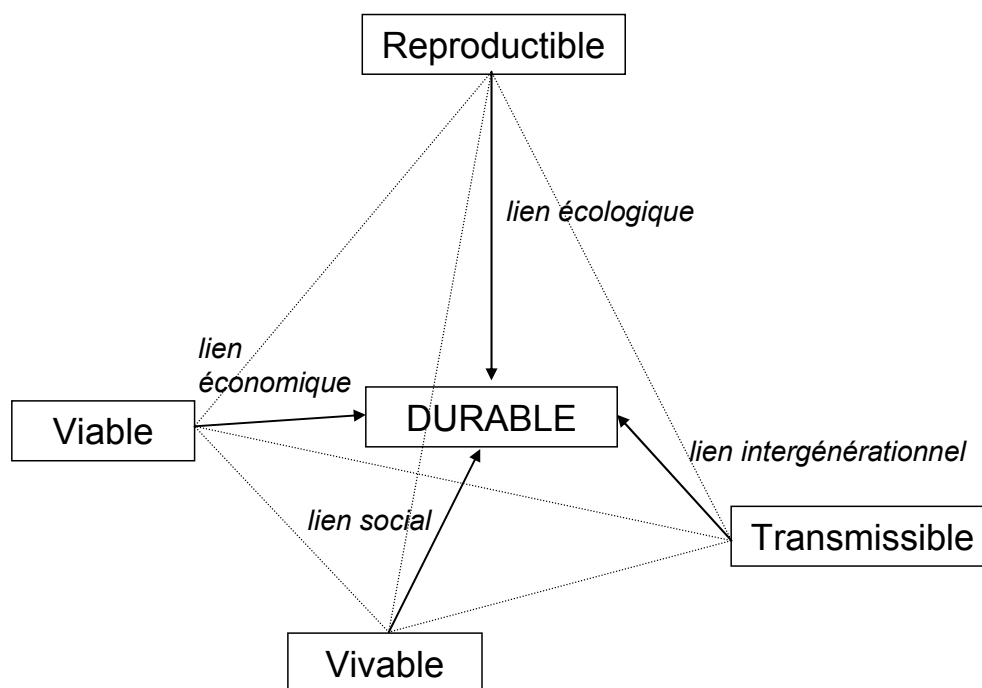
(de Montard, 1983). La rentabilité économique des systèmes herbagers est fragile, car sensible aux aides et à la fluctuation des marchés (Chatellier et Vérité, 2002). C'est le cas en particulier des systèmes allaitants de moyenne montagne produisant des brouards à destination quasi-exclusive du marché italien (Fiorelli et Dedieu, 2004).

La préservation de la biodiversité (diversité floristique) est le principal enjeu d'utilisation durable des prairies permanentes exploitées par les systèmes herbagers (PDRN, 2001, tableau 1). La biodiversité est un enjeu environnemental affiché à l'échelle internationale (Sommet de Rio en 1992 et de Johannesburg en 2002). En France, la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (2004) reconnaît la biodiversité comme valeur intrinsèque et comme condition du développement durable. L'enjeu de biodiversité est dominant dans les cahiers de charges agro-environnementaux les plus mobilisés dans les CTE (Rougier, 2001). Cependant, contrairement aux impacts sur les ressources abiotiques, les impacts de l'agriculture sur la biodiversité sont difficiles à quantifier (Brouwer, 1999). Les systèmes basés sur l'exploitation de prairies permanentes ont très souvent contractualisé des MAE sur des pratiques existantes, en particulier avec des enjeux de préservation de la biodiversité (Gafsi et al., 2006), et pourraient donc être des références en termes de bonnes pratiques (Baldock, 1999).

## 2. Le sujet de recherche

### *La question et les hypothèses de recherche*

Dans le cadre de la thèse, je me suis attachée à comprendre les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les systèmes d'élevage bovins allaitants herbagers, pour rechercher des compromis entre leur fonctions productive et environnementale. Ces deux fonctions se retrouvent dans les définitions mêmes du système d'élevage, mettent en avant soit la production animale : « un système d'élevage est un ensemble d'ateliers et techniques d'élevage permettant d'élaborer des produits animaux selon les objectifs et les contraintes de l'exploitation » (Loiseau, 1990), soit l'utilisation des prairies : « un système d'élevage est un ensemble d'éléments en interaction dynamique organisés par l'homme en vue de valoriser des ressources par l'intermédiaire d'animaux domestiques » (Landais, 1987). La question de recherche est focalisée sur deux des quatre piliers de la durabilité des exploitations agricoles (figure 2 : Landais, 1999) : la reproductibilité (lien écologique) *via* l'utilisation durable des prairies, et la viabilité (lien économique) *via* la production animale et l'autonomie fourragère.



**Figure 2** : Les quatre piliers de la durabilité des exploitations agricoles proposés par Landais (1999). Dans le cadre de la thèse, on s'intéressera aux liens écologiques et indirectement au lien économique à travers la production animale et l'autonomie alimentaire.

J'ai cherché à comprendre dans quelles conditions il est possible de concilier production animale et utilisation durable des prairies, et pourquoi. Le terme « concilier » se réfère à des niveaux considérés comme acceptables dans un contexte socio-économique donné. Je m'en suis tenue à la quantification respective de la production animale et de la dynamique d'utilisation des prairies, traduite en indicateur de biodiversité. La thèse s'articule autour de trois questions :

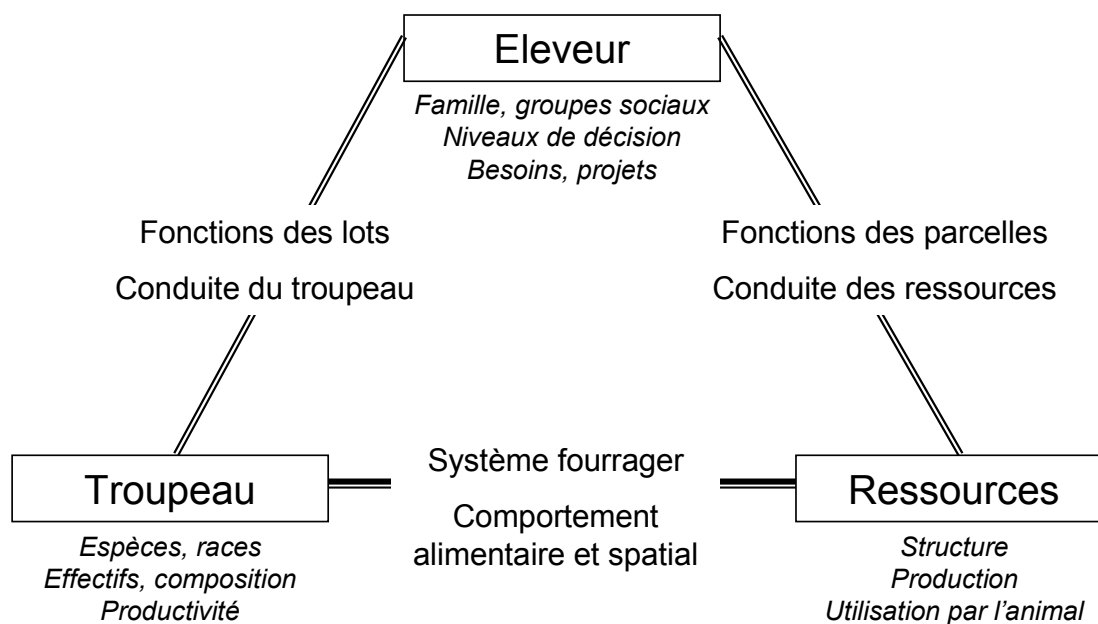
1) Quels sont les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les différents types d'exploitations allaitantes herbagères rencontrés ? J'ai supposé que tous les types d'exploitation ne peuvent prétendre aux mêmes équilibres. Cette hypothèse se base sur les résultats parfois contradictoires d'études réalisées dans des conditions différentes et justifie l'exploration de plusieurs situations-type contrastées. Par type d'exploitation, j'entends conjointement la structure de l'exploitation (type et répartition des prairies, chargement animal) et la stratégie de conduite de l'éleveur.

2) Quelle est la part relative de la structure et de la conduite de l'exploitation dans le déterminisme de ces équilibres ? En cohérence avec les politiques agricoles et les travaux de recherche menés jusqu'ici, j'ai supposé que ces deux variables jouent un rôle majeur à l'échelle de l'exploitation, en modifiant les équilibres dynamiques entre les ressources et le troupeau. J'ai distingué les échelles de la parcelle et de l'exploitation pour caractériser et quantifier les éventuels transferts d'usage entre parcelles suite à des changements de conduite.

3) Quelles sont les marges de manœuvre ? J'ai étudié quelques pistes pour améliorer les performances environnementales des exploitations simulées, en particulier l'utilisation durable des prairies, sans porter atteinte à la production. Pour ce faire, j'ai appliqué des règles de conduite supposées favorables à la biodiversité à l'échelle de la parcelle, et qui pourraient faire l'objet de MAE. Cette démarche prend tout son sens pour des exploitations où les performances de production sont acceptables, et au vu de l'intérêt croissant pour l'environnement. Dans un contexte différent, la démarche inverse pourrait être appliquée.

### *La stratégie adoptée*

J'ai adopté un point de vue biotechnique de l'exploitation d'élevage, en focalisant sur la partie « troupeau-ressources » du triptyque « homme-animal-ressources » défini par Landais (1987) (figure 3). Notamment, j'ai limité la composante « éleveur » à un jeu d'objectifs et de pratiques, indépendamment de l'entourage familial, social et économique. L'éleveur a été



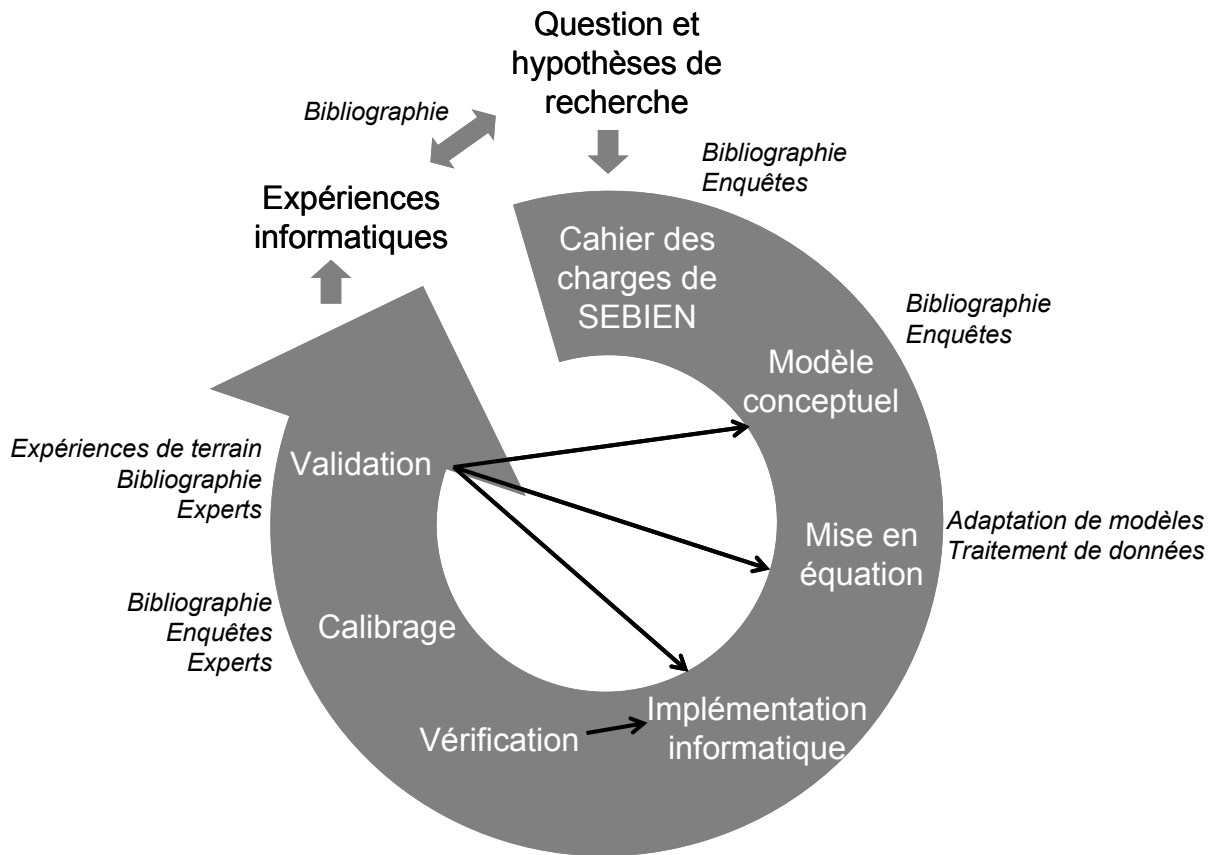
**Figure 3** : Schématisation du système d'élevage par le triptyque homme-animal-ressources (adapté d'après Lhoste, 1984, cité dans Landais, 1987).

représenté par sa conduite, comportant une composante stratégique (planification) et une composante tactique (pilotage). Ce choix a été motivé par le souci d'expliquer les performances des systèmes herbagers par l'articulation dans le temps et dans l'espace des interactions entre le troupeau et les ressources fourragères. Ces interactions sont habituellement ordonnées par l'éleveur de manière à assurer l'alimentation du troupeau à base d'herbe pâturée et de fourrages conservés. La production animale a été abordée soit directement à travers les kg de viande, soit indirectement à travers la production fourragère. L'utilisation durable des prairies a été abordée en considérant d'une part les dynamiques d'utilisation des prairies traduites en indicateur de diversité floristique, et d'autre part l'application de règles de conduite favorables à la biodiversité.

Pour comprendre les déterminants des performances multiples des exploitations d'élevage herbager, j'ai construit un modèle de simulation. Un modèle est une abstraction qui simplifie le système réel pour se focaliser sur des aspects qui intéressent le modélisateur et qui définissent la problématique du modèle (Coquillard et Hill, 1997). Construire un modèle permet d'intégrer des connaissances existantes sur des composantes isolées (animal, végétation) d'un système (l'exploitation d'élevage) pour en dégager le fonctionnement d'ensemble, et des propriétés émergentes (Lemaire et al., 2005). La simulation consiste à faire évoluer un modèle au cours du temps afin de mieux comprendre le fonctionnement et la dynamique du système (Hill, 1993 cité par Coquillard et Hill, 1997). Un modèle de simulation permet d'étudier des échelles de temps et d'espace englobantes difficilement abordables par l'expérimentation classique. La maîtrise des composantes du système modélisé permet de simuler des situations extrêmes ou innovantes, non observables sur le terrain.

Les étapes de la construction du modèle ainsi que les ressources et techniques mobilisées à chaque étape sont représentées figure 4. Une étude bibliographique et des enquêtes auprès d'éleveurs et d'acteurs du développement ont été menées dans un premier temps pour cerner les enjeux et le fonctionnement des systèmes allaitants herbagers. Cette phase d'analyse a débouché sur un cahier des charges définissant l'objectif du modèle (utilisation et utilisateurs) et les choix techniques en conséquence (modèle dynamique, déterministe et mécaniste). La construction du modèle proprement dite a commencé par l'élaboration d'un modèle conceptuel, qui a été ensuite traduit en équations en s'appuyant sur des modèles existants aux échelles de l'animal et de la parcelle. L'ensemble a ensuite été implémenté en code informatique pour constituer le simulateur SEBIEN (Simulateur d'Elevages Bovins en Interaction avec l'ENvironnement), composé de trois sous-modèles : conduite, végétation et





**Figure 4:** Démarche suivie durant la thèse, détaillant les étapes de la construction du modèle de simulation SEBIEN (Simulateur d’Elevages Bovins en Interaction avec l’ENvironnement) et les ressources mobilisées à chaque étape.

animal. Les sous-modèles biologiques ont été validés avec des données d'expériences, dont plusieurs réalisées dans ce but durant la thèse. Le sous-modèle de conduite et le modèle complet ont été évalués par des experts de la recherche et du développement.

Dans un premier temps, j'ai utilisé SEBIEN pour analyser les équilibres entre production animale et utilisation des prairies dans trois exploitations-type contrastées par leur structure et leur stratégie de conduite. Ensuite, j'ai établi des lois de réponse de la production et de l'utilisation des prairies à des conduites supposées favorables à la biodiversité à l'échelle de la parcelle, et portant sur deux composantes du fonctionnement fourrager : la fauche (stade minimum pour faucher) et le pâturage (règle pour sortie de parcelle en pâturage tournant).

Le manuscrit s'appuie sur six articles, répartis en quatre chapitres. Une introduction en début de chaque chapitre situe l'étape dans la démarche scientifique, résume le contenu de(s) l'article(s), et récapitule les collaborations développées. Le premier chapitre du manuscrit est consacré à la synthèse des connaissances acquises à l'échelle de la parcelle sur les relations entre production fourragère et diversité floristique, et les possibilités d'extrapolation de ces relations à l'échelle de l'exploitation, en mettant en avant les atouts de la modélisation. Les chapitres 2 et 3 sont consacrés à la construction du modèle de simulation SEBIEN, depuis les choix conceptuels jusqu'à la validation. Le chapitre 4 présente les expériences informatiques réalisées à partir de SEBIEN pour répondre aux questions de recherche. Le code informatique de SEBIEN et un manuel d'utilisation pourront être fournis sur demande.



# **Chapitre I**

## **Etude bibliographique**



**Comment caractériser la biodiversité “ordinaire” dans les systèmes d’élevage exploitant des prairies permanentes ? Est-ce réaliste de vouloir concilier production et biodiversité ? Comment étudier les relations entre conduite, production et biodiversité ? Ce chapitre apporte des éclairages sur ces questions avec une approche bibliographique, et met en avant l’intérêt de la modélisation. Un exemple simple d’indicateur « note de biodiversité » est proposé. Cet indicateur prévoit un niveau de diversité floristique à partir d’une typologie simple et du taux d’utilisation des prairies.**

Dans les systèmes d’élevage basés sur les prairies permanentes, la biodiversité peut être caractérisée par la diversité floristique intra-parcelle et par le contraste entre parcelles. La diversité floristique est maximale pour des valeurs intermédiaires des facteurs de l’environnement (par exemple la fertilité) et de la conduite (par exemple la taux d’utilisation). Un niveau de biodiversité élevé permet une production et une valeur alimentaire régulières, mais non maximales : il est impossible de maximiser conjointement production et biodiversité, mais il est possible de concilier une production modérée à l’échelle de l’exploitation avec une diversité floristique élevée sur quelques parcelles et un contraste élevé entre parcelles.

La diversité floristique à l’échelle de la parcelle peut être évaluée avec des indicateurs mesurant des variables liées à la biodiversité. La plupart des indicateurs existants mesurent l’intensité de pratiques supposées avoir un effet sur la biodiversité, et ne permettent donc pas d’évaluer l’impact de la conduite sur la biodiversité. D’autres indicateurs mesurent directement des variables corrélées à la biodiversité, mais sont souvent fastidieux à mettre en place. Le contraste entre parcelles peut être estimé en utilisant des typologies qui combinent des critères agronomiques et des indicateurs de biodiversité. Les modèles sont des outils privilégiés pour étudier les relations entre production et biodiversité à l’échelle de l’exploitation, dans la mesure où ils représentent explicitement la diversité des prairies et des modes d’utilisation au sein de l’exploitation, ainsi que la dynamique d’utilisation des parcelles et de leur couvert par le troupeau d’herbivores en fonction de la conduite.

Un exemple de modélisation simple de la diversité floristique appliquée aux systèmes d’élevage exploitant des prairies permanentes est présenté. A partir d’une base de données des associations prairiales d’Auvergne, les parcelles d’une exploitation sont caractérisées avec

une typologie très simple, puis leur utilisation, prévue par un modèle de simulation du système fourrager, est interprétée en « note de biodiversité » à l'échelle de la parcelle. Le contraste entre parcelles est évalué d'une part par la variété de types de prairie, et d'autre part par la variété de notes. L'indicateur « note de biodiversité » est calculé d'après une relation entre nombre d'espèces et fertilité établie d'après la base de données, et des relations entre nombre d'espèces et taux d'utilisation de la production et des épis s'appuyant sur des connaissances théoriques. Cet indicateur donne des résultats cohérents et a le mérite d'être simple. Cependant, il doit être interprété avec précaution car il ne tient pas compte de nombreux autres facteurs influençant la diversité floristique, comme par exemple l'hétérogénéité intra-parcelle, et il n'a pas été validé avec des données de terrain.

*Ce travail a été réalisé avec la collaboration de D. Orth (ENITAC) pour la valorisation de la base de données, P. Loiseau (INRA-Agronomie) pour la construction de l'indicateur « note de biodiversité » et A. Farruggia (INRA-URH) pour la validation de la typologie et des notes de biodiversité pour des parcelles-type. L'annexe 1 récapitule les caractéristiques des associations prairiales de la base de données, et l'annexe 2 présente un article de Farruggia et al. (accepté), qui met en relation à l'échelle de l'exploitation des mesures de diversité floristique avec la structure et la conduite du système d'élevage. Cet article est cité dans ce chapitre car il a servi à évaluer notre indicateur « note de biodiversité » ; les trois exploitations auxquelles il fait référence ont servi au calibrage du modèle de simulation SEBIEN, et seront reprises dans la suite du manuscrit.*

**Peut-on concilier production et biodiversité dans les systèmes d'élevage herbagers?  
Perspectives apportées par la modélisation à l'échelle de l'exploitation**

M. Jouven<sup>1</sup>, P. Loiseau<sup>2</sup>, D. Orth<sup>3</sup>, A. Farruggia<sup>1</sup>, R. Baumont<sup>1</sup>

(1) INRA, Unité de Recherches sur les Herbivores, 63122 Saint Genès Champanelle, (2) INRA, Unité d'Agronomie, 63039 Clermont-Ferrand Cedex 2, (3) ENITAC, site de Marmilhat, 63370 Lempdes

**Comment caractériser la biodiversité « ordinaire » des prairies exploitées? Est-ce réaliste de vouloir concilier des objectifs de production et le maintien de cette biodiversité? Cet article apporte des éclairages sur la biodiversité dans les exploitations d'élevage herbagères et ses relations avec la production, avec une approche bibliographique et un exemple de modélisation à l'échelle de l'exploitation.**

**Résumé**

Dans les systèmes d'élevage herbagers basés sur des prairies permanentes, la biodiversité repose sur la diversité floristique à l'échelle des parcelles, et sur le contraste entre parcelles à l'échelle de l'exploitation. La diversité floristique est maximale pour des valeurs médianes des facteurs du milieu (ex : fertilité) et des pratiques (ex : taux d'utilisation). Une forte biodiversité entraîne une production et une valeur alimentaire régulières, mais non maximales : on ne peut maximiser conjointement production et biodiversité, mais on peut concilier une production modérée à l'échelle de l'exploitation avec une diversité floristique élevée sur quelques parcelles et un fort contraste entre parcelles. La biodiversité d'une exploitation peut être estimée en s'appuyant sur des typologies de prairies qui combinent des critères agronomiques et des indicateurs de diversité floristique. Les modèles sont un moyen privilégié d'aborder les relations entre production et biodiversité à l'échelle de l'exploitation. Nous présentons un exemple de modélisation appliquée aux élevages allaitants herbagers : en nous appuyant sur une base de données des associations prairiales d'Auvergne, nous caractérisons les parcelles d'une exploitation grâce à une typologie simple, puis nous interprétons l'utilisation des prairies prévue par un modèle de simulation du système fourrager avec un indicateur « note de biodiversité » à la parcelle et avec le contraste de ces notes et des types de prairie entre parcelles.

**Mots clés** : Prairies permanentes, biodiversité, production, parcelle, exploitation, modèle, indicateur



## **Reconciling production with biodiversity in grassland-based farming systems: possible contributions of modelling at farm scale.**

**Abstract:** How can we characterize the « ordinary » biodiversity of farming systems based on permanent pasture? Is it realistic to try and conciliate production objectives and biodiversity conservation? This article provides information about biodiversity in pasture-based farming systems, with both a bibliographic and a modelling approach at farm scale.

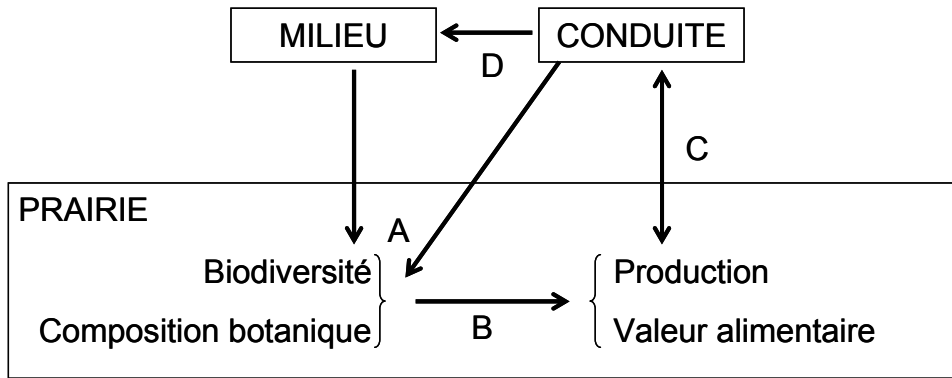
In farming systems based on permanent pasture, biodiversity depends on the floristic diversity at field scale, and on the between-field contrast at farm scale. Floristic diversity is maximum for intermediate values of environmental factors (ex: fertility) and management factors (ex : utilization rate). A high biodiversity leads to consistent, but not maximum, production and feed value: it is impossible to maximize both production and biodiversity, but it is possible to conciliate moderate production at farm scale with high floristic diversity on a few fields, and high between-field contrast. The floristic diversity of a field can be evaluated with indicators, which measure variables related to biodiversity. The contrast between fields can be estimated using grassland typologies which combine agronomic criteria and biodiversity indicators. Models are preferential tools for studying production – biodiversity relationships at farm scale. We present an example of modelling approach applied to suckling systems based on permanent pasture. We use a database of grassland associations of Auvergne to characterize the fields of a farm with a simple typology, then we interpret the grassland utilization predicted by a simulation model of the foraging system with a “biodiversity score” indicator at plot scale, and with the between-field contrast in terms of biodiversity score and grassland type. The model we describe estimates biodiversity from soil fertility and from the predicted utilization rates of vegetation biomass and reproductive material in each field. It has the quality of being simple, but its predictions should be interpreted with caution, because the model is based on theoretical equations that have not been validated yet, and does not take into account all the parameters that occur in the field, especially the spatial heterogeneity inside the fields created by extensive grazing.

## 1. Introduction

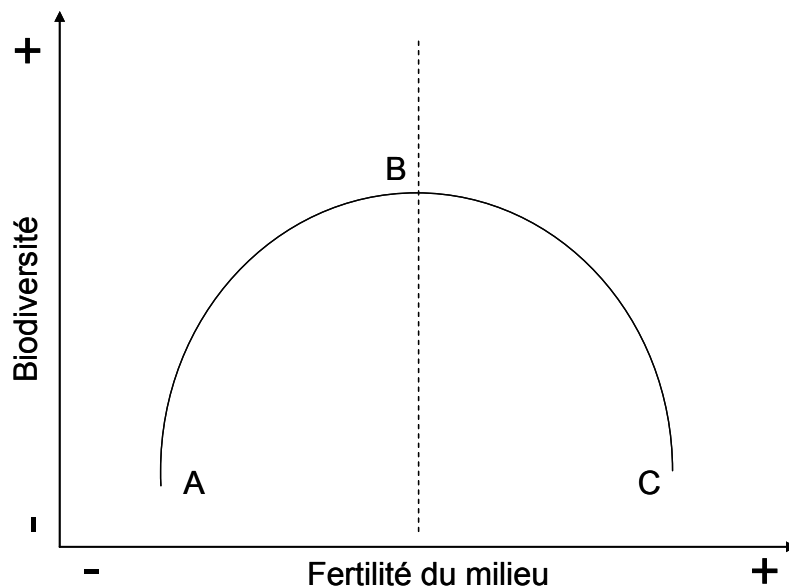
Depuis une quinzaine d'années, on observe un intérêt sociétal croissant pour la biodiversité, mis en avant lors des sommets de Rio (1992) et Johannesburg (2002). La biodiversité est aujourd'hui reconnue comme valeur intrinsèque et comme une des conditions du développement durable. Les politiques publiques prennent des mesures pour préserver la biodiversité dans des milieux spécifiques (ex. zones Natura 2000), mais aussi dans des milieux « ordinaires » (Stratégie Nationale pour la Biodiversité, 2004). Parmi les milieux « ordinaires », les prairies permanentes présentent un intérêt particulier, car elles rassemblent de nombreuses espèces et couvrent de larges surfaces en France, constituant ainsi un réservoir considérable de biodiversité.

Dans les zones herbagères, les systèmes d'élevage traditionnels, comme les systèmes allaitants basés sur les prairies permanentes, ont créé et entretiennent la diversité actuelle des prairies (Baldock, 1999), mais sont souvent peu rentables ou peu compétitifs face à des systèmes plus intensifs. Comment ces systèmes contribuent à la biodiversité actuelle ? Quelles pratiques convient-il d'encourager pour préserver la biodiversité, sans porter atteinte à la fonction productive des exploitations d'élevage ? Cet article apporte des éclairages sur la biodiversité dans les exploitations d'élevage herbagères et ses relations avec la production, en couplant une approche bibliographique et un exemple de modélisation à l'échelle de l'exploitation.

Nous distinguerons deux niveaux de biodiversité : à l'échelle de la parcelle, la diversité floristique, et à l'échelle de l'exploitation, le contraste ou diversité entre parcelles. A chacune de ces échelles, la biodiversité comporte plusieurs composantes (Noss, 1990): la diversité taxonomique (nombre d'espèces), la diversité écologique (diversité d'exigences écologiques des espèces), et la diversité fonctionnelle (variété des modes de fonctionnement des espèces). Les différentes composantes de la biodiversité étant liées (Orth *et al.*, 2004), nous avons choisi de nous concentrer sur la diversité taxonomique, qui représente l'approche la plus immédiate. La diversité taxonomique peut être perçue sous trois angles : la diversité élémentaire (ou  $\alpha$ -diversité), nombre moyen d'espèces dans une surface de référence considérée comme homogène, le contraste entre les surfaces de référence (ou  $\beta$ -diversité), et la diversité totale (ou  $\gamma$ -diversité), nombre d'espèces dans une surface plus grande reconnue comme hétérogène (Whittaker, 1972).



**Figure 1** : Interactions entre le milieu, la conduite, et les caractéristiques des prairies. A- réponse de la biodiversité aux facteurs du milieu et de la conduite. B- effet de la biodiversité sur la production. C- adaptation de la conduite aux potentialités agronomiques de la prairie. D- action de la conduite sur le milieu, via par exemple une fertilisation répétée ou un drainage.



**Figure 2** : Relation entre la biodiversité et l'intensité des facteurs agronomiques (Grime, 1973), ex : la fertilité du milieu. A : fort stress, peu d'espèces survivent. B : stress intermédiaire, de nombreuses espèces coexistent. C : faible stress, exclusion compétitive d'espèces.

Sous le terme « production », nous entendrons la quantité de biomasse produite par unité de surface et de temps par les prairies, avec ses variations saisonnières et pluriannuelles. Nous aborderons également la valeur alimentaire de l'herbe, qui est une variable importante pour la production animale. Dans un premier temps, dans la mesure où les objectifs de production orientent fortement les pratiques, nous dresserons un bilan des connaissances sur les relations entre production et biodiversité. Ensuite, nous aborderons les moyens disponibles pour appréhender la biodiversité aux échelles de la parcelle et de l'exploitation. Enfin, nous proposerons un modèle capable de rendre compte de l'effet des pratiques sur la diversité floristique parcellaire et sur le contraste entre parcelles.

## **2. Interactions entre production et biodiversité des prairies**

La diversité floristique est une caractéristique essentielle des prairies permanentes, par opposition aux prairies semées, composées d'une espèce ou d'un petit nombre d'espèces de graminées, en association ou non avec des légumineuses et des plantes diverses considérées comme des « adventices ». La diversité floristique répond aux facteurs du milieu et de la conduite, et influence la production via la composition botanique de la prairie (fig. 1). A l'échelle de l'exploitation, le contraste entre parcelles est engendré et renforcé par une conduite différenciée des parcelles visant à optimiser le fonctionnement du système fourrager.

### *Réponse de la biodiversité aux facteurs du milieu et de la conduite*

En écologie, l'hypothèse du stress intermédiaire (Grime, 1973, fig 2) veut que la diversité soit faible aux valeurs extrêmes des facteurs agronomiques : d'une part peu d'espèces sont capables de supporter des niveaux de stress élevés, d'autre part, en absence de stress, certaines espèces très compétitives entraînent la disparition d'espèces moins compétitives. Ainsi, la diversité est maximale pour des niveaux médians des facteurs agronomiques, qu'ils soient liés au milieu (fertilité, humidité, acidité, climat...) ou aux pratiques (taux d'utilisation, fréquence d'utilisation, ...).

Deux processus principaux régissent l'évolution de la diversité floristique d'une prairie : la colonisation par de nouvelles espèces, et la vitesse d'extinction des espèces présentes (Olf et Ritchie, 1998). Une colonisation importante et/ou une vitesse d'extinction faible assurent un maintien, voire une augmentation du nombre d'espèces. La colonisation dépend de la présence de niches écologiques inoccupées (Wilson et Tilman, 2002), mais aussi du potentiel

de dispersion régional et local lié notamment au contraste entre parcelles proches et à la réserve en graines du sol (Bakker et Berendse, 1999). La vitesse d'extinction dépend de la compétition entre espèces, principalement pour l'accès à la lumière, limité dans les couverts hauts et denses, et pour l'accès aux nutriments, limité dans les milieux pauvres (Soussana et Lafarge, 1998).

La conduite des prairies influe sur leur composition botanique et leur biodiversité (revue de Plantureux *et al.*, 2005a). Loiseau *et al.* (1979), dans le cadre d'essais d'amélioration de la valeur agronomique de pâturages de moyenne montagne « dégradés », montraient déjà le rôle important de la conduite (fertilisation, jours de pâturage) sur la teneur en bonnes graminées des prairies permanentes. Louault *et al.* (2005), dans un essai de 12 ans sur des prairies permanentes du Massif Central, observent que le niveau d'utilisation des prairies (fort : 1 fauche + 4 pâturages, moyen : 4 pâturages, faible : 1 pâturage) affecte leur composition botanique, mais aussi leur diversité floristique. Santa-Maria *et al.* (2004), à partir de relevés dans les prairies permanentes des Pyrénées Centrales, trouvent une corrélation entre pratiques (fauche et fertilisation), diversité floristique et composition botanique. Farruggia *et al.* (accepté), à partir de relevés dans des prairies permanentes du Massif Central, mettent en évidence une liaison entre le nombre d'espèces et le nombre de jours de pâturage.

Les pratiques agricoles courantes agissent sur la diversité floristique des prairies en modifiant le milieu et en modulant la compétition entre espèces. Par exemple, une fertilisation répétée durant plusieurs années modifie la fertilité du sol (Loiseau *et al.*, 1998), donc aussi la compétition pour les nutriments. Le maintien des couverts ras par fauche ou pâturage fréquents réduit la compétition pour la lumière. L'ablation des épis avant floraison par un pâturage intense au printemps ou une fauche réduit les possibilités de reproduction sexuée, qui sont au contraire maximales en cas de fauche tardive (après floraison). Au pâturage, un chargement instantané faible et une utilisation extensive causent le développement d'une hétérogénéité structurelle intra-parcelle (Garcia, 2003), où des zones intensément pâturées et piétinées côtoient des zones de refus, notamment autour des fécès. Cette hétérogénéité est favorable à la diversité floristique (Nösberger *et al.*, 1998).

Le taux d'utilisation de la production, rapport de la biomasse prélevée sur la biomasse produite, est considéré par plusieurs auteurs (Duru *et al.*, 1998 et 2001 ; Balent *et al.*, 1999, Louault *et al.*, 2005) comme une variable déterminante pour l'équilibre floristique de la prairie. Selon la fertilité du milieu, on peut définir un taux d'utilisation optimal, qui assure le maintien des espèces de la prairie (Loiseau *et al.*, 1998). Si le taux d'utilisation descend en

dessous d'un seuil minimum, il y a risque d'enfrichement et envahissement par des buissons bas et des arbres; si au contraire le taux d'utilisation est très élevé, les espèces annuelles envahissantes prennent l'avantage (Balent *et al.*, 1999). La diversité floristique et l'abondance de graminées productives sont maximales pour des valeurs médianes du taux d'utilisation. Par ailleurs, la floraison et la montée en graines sont des étapes cruciales pour la reproduction sexuée des espèces herbacées: en nuisant à la reproduction sexuée, un taux d'utilisation élevé en période reproductive peut diminuer la diversité floristique par extinction de certaines espèces annuelles et bisannuelles (Plantureux *et al.*, 2005a).

*La biodiversité a pour effet une production et une valeur alimentaire régulières, mais non maximales*

La production d'herbe suit une courbe quadratique (en cloche) vis-à-vis de la diversité floristique : il n'est donc pas possible, à l'échelle de la parcelle, de maximiser conjointement production et biodiversité (Hodgson *et al.*, 2005). Mittelbach *et al.* (2001), à partir d'une méta-analyse de la bibliographie, trouvent des relations quadratiques, différentes selon les échelles spatiales considérées (parcelle, paysage, région naturelle, continent), entre le nombre d'espèces végétales et la production mesurée par le flux annuel d'énergie. A de faibles niveaux de diversité floristique, une augmentation du nombre d'espèces va de paire avec une augmentation de la production, à travers notamment une meilleure utilisation de l'azote, et ceci d'autant plus que les espèces ont des exigences complémentaires et sont adaptées au milieu (van Ruijven et Berendse, 2005). En revanche, à des niveaux élevés de diversité floristique, la production diminue lorsque le nombre d'espèces augmente du fait de la présence d'espèces peu productives.

La diversité des espèces assure conjointement une meilleure exploitation des ressources du milieu (Pokorny *et al.*, 2005), et une meilleure résistance de la production aux aléas climatiques. A partir de l'étude de communautés expérimentales composées d'un nombre croissant d'espèces (1 à 32) dans différents sites d'Europe, Hector *et al.* (1999) mettent en évidence un lien entre production et complémentarité des espèces pour l'exploitation des ressources du milieu. Notamment, ils trouvent que la co-existence de trèfle et de graminées est favorable à la production. Kahmen *et al.* (2005), en analysant des données issues de 78 prairies de montagne, montrent qu'à fertilité et type d'utilisation égal, la nature des espèces présentes est un bon prédicteur de la biomasse maximale sur pied. Caldeira *et al.* (2005), sur le même dispositif que Hector *et al.* (1999), trouvent que la diversité floristique diminue la

variabilité de la production entre années, car la production accrue des espèces résistantes vient compenser la moindre production des espèces touchées par un stress climatique. Ives *et al.* (1999) obtiennent des résultats semblables par modélisation.

La diversité des espèces peut réduire les fluctuations saisonnières de valeur alimentaire de l'herbe. La valeur alimentaire de l'herbe (valeur énergétique et azotée, ingestibilité) est principalement déterminée par sa digestibilité (Baumont *et al.*, 1999). Celle-ci varie fortement entre espèces végétales, les espèces traditionnellement cultivées et très productives (ex. *Lolium perenne*) ayant une digestibilité particulièrement élevée (Demarquilly et Jarrige, 1981 ; Wilman et Riley, 1993). Pour la plupart des espèces, la digestibilité chute avec le stade de maturité, la proportion de tiges et de matériel mort (revue de Demarquilly *et al.*, 1995). Dans une prairie permanente, le mélange d'espèces, de stades et de tissus différents nuit à l'obtention d'une digestibilité aussi élevée que celle d'espèces cultivées, comme le ray-grass anglais (*Lolium perenne*) (Tallowin et Jefferson, 1999 ; Bruinenberg *et al.*, 2002), mais réduit les fluctuations saisonnières de digestibilité. Certaines espèces caractéristiques des prairies permanentes, comme le trèfle blanc (*Trifolium repens*) ou le pissenlit (*Taraxacum officinale*) présentent une digestibilité élevée et stable toute l'année (Jeangros *et al.*, 2002). L'abondance de ces espèces améliore la valeur alimentaire des prairies diversifiées. Au pâturage, une prairie diversifiée peut assurer une alimentation de qualité aux herbivores, dans la mesure où ils pourront sélectionner les éléments de meilleure valeur alimentaire (O'Regain et Schwartz, 1995 ; Dumont *et al.*, 2001). La valeur alimentaire des prairies permanentes peut ainsi varier largement en fonction de la composition botanique et du mode d'utilisation.

Enfin, une prairie diversifiée est plus stable en termes de composition botanique qu'une prairie composée d'un petit nombre d'espèces. Tilman (1997) montre, dans le cadre d'un sur-semis sur prairies permanentes, que l'établissement des espèces sur-semées diminue avec le niveau de diversité, autrement dit la diversité floristique augmente la résistance des communautés végétales à l'invasion par d'autres espèces. Rook *et al.* (2006), dans un dispositif européen comparant sur 3 ans et dans 5 sites l'effet de l'intensité de pâturage sur la production animale et l'état des prairies, trouvent que les prairies peu diversifiées au départ sont plus rapidement sensibles à la conduite que les prairies fortement diversifiées.

*Le contraste entre parcelles est entretenu par une conduite différenciée des parcelles visant à optimiser le fonctionnement du système fourrager*

A l'échelle de l'exploitation, le contraste entre parcelles lié au milieu (topographie, sol, ...) est susceptible d'être amplifié par la répétition dans le temps de pratiques contrastées (Baldock, 1999). Les différences de conduite résultent des différentes fonctions qui sont attribuées aux parcelles suivant des critères agronomiques (type de prairie, dynamique de production) ou non (topographie, distance au siège de l'exploitation) (Loiseau, 1990 ; Fleury *et al.*, 1995).

L'importance de la conduite pour le déterminisme de la biodiversité des prairies est à relativiser dans des milieux extrêmes, où les facteurs du milieu, et notamment la fertilité, ont un impact prépondérant sur la diversité floristique (Pakeman, 2004). Plantureux (1996) montre, pour les prairies permanentes du Plateau Lorrain, que le principal facteur agronomique lié à la diversité floristique est le type de sol (pH, fertilité, ...), suivi par le mode d'utilisation (fauche ou pâture) et la fréquence d'utilisation, puis par la fertilisation.

Si la conduite agit sur la biodiversité, elle peut aussi en tirer parti, notamment en mettant à profit le contraste entre parcelles pour assurer une production stable entre saisons et années. Par exemple, les prairies dominées par *Arrhenatherum eliatum*, *Dactylis glomerata*, *Trisetum flavescens*, qui ont une forte production et une digestibilité diminuant rapidement avec le stade, se prêtent à une exploitation précoce. En revanche, les prairies dominées par *Festuca rubra* et *Agrostis capillaris*, qui ont une plus faible production mais une digestibilité plus stable au cours des saisons, se prêtent à une utilisation plus tardive (Duru *et al.*, 1997). Andrieu (2004) montre avec un modèle de système fourrager que le contraste entre parcelles en termes de types de végétation peut être mis à profit pour améliorer l'autonomie fourragère de l'exploitation. Schlapfer *et al.* (2002) montrent avec une étude économique que les coûts de compensation de la variabilité inter-annuelle et saisonnière de production des systèmes homogènes basés sur des prairies intensives les rendent moins intéressants que les systèmes basés sur des prairies permanentes contrastées.



### 3. Evaluation de la biodiversité à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation

Pour concilier production et biodiversité à l'échelle de l'exploitation, il n'est pas indispensable de rechercher une diversité floristique élevée sur toutes les parcelles. Un territoire hétérogène, avec notamment un mélange de parcelles contrastées par le nombre d'espèces, le milieu, ou la nature des espèces présentes, pourrait être plus favorable à la diversité animale et végétale dans l'exploitation qu'une forte diversité floristique dans un territoire homogène (Steiner et Köhler, 2003 ; Dauber *et al.*, 2003 ; Hoffmann et Greef, 2003). Dans une exploitation herbagère, l'hétérogénéité du territoire est déterminée conjointement par la diversité des types de prairie et par la diversité des modes d'utilisation des types de prairie et des parcelles au sein d'un type, qui aboutissent à un contraste de biodiversité entre parcelles.

#### *Les indicateurs : des outils utiles pour approcher la biodiversité*

Les mesures directes de la biodiversité sont longues à réaliser à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation, et demandent l'intervention de spécialistes, c'est pourquoi on a souvent recours à des indicateurs. Un indicateur a tout d'abord une fonction informative, mais il peut aussi servir de support pour l'aide à la décision (Bockstaller *et al.*, 2003). Peeters *et al.* (2004) distinguent : des indicateurs d'état, issus de mesures directes de variables corrélées à la variable d'intérêt (ex. : abondance d'espèces indicatrices) et des indicateurs indirects, qui mesurent l'intensité de facteurs qui agissent sur la variable d'intérêt (ex. : intensité des pratiques agricoles).

Les indicateurs d'état consistent souvent en une évaluation de l'abondance d'un petit nombre d'espèces sélectionnées pour leur représentativité ou leur rareté. Parmi les méthodes examinées par Braband *et al.* (2003), seule une méthode hollandaise (« Yardstick for Biodiversity », Van Wenum, 1999) mesure la biodiversité naturelle (d'espèces sauvages) au sein de l'exploitation, mais demande de longs relevés *in situ*. Des méthodes d'évaluation du niveau de biodiversité animale et végétale à partir d'indicateurs visuels simples (présence d'éléments fixes du paysage, couleurs des fleurs et des papillons, présence de quelques espèces animales et végétales facilement reconnaissables, ...) ont été mis en place, en Suisse (SRVA, 2002) et en France (Orth *et al.*, 2004).

Les indicateurs indirects consistent souvent en des indicateurs de pratiques, et en particulier l'utilisation de pesticides et d'engrais (Braband *et al.*, 2003). Pour les systèmes herbagers, il s'agit par exemple de l'intensité ou de la fréquence d'utilisation des prairies. Si

les indicateurs d'état peuvent présenter les mêmes inconvénients que les mesures directes, les indicateurs indirects peuvent être faciles et rapides à mesurer, accessibles à des non-experts (Crabtree et Brouwer, 1999).

Les indicateurs offrent des perspectives intéressantes pour le développement et la sensibilisation. Des indicateurs, principalement indirects, ont été mis en place dans différents pays d'Europe dans le cadre d'évaluations de l'état environnemental des exploitations agricoles. La principale limite des indicateurs réside dans la validité des hypothèses qui relient les pratiques à la biodiversité (Brouwer, 1999): ainsi, un indicateur basé sur l'application de pratiques environnementales ne permet pas d'évaluer l'effet de ces pratiques sur la biodiversité. Par ailleurs, les indicateurs sont souvent site-spécifiques, c'est-à-dire difficilement transposables entre régions ou pays (Büchs, 2003).

Pour une évaluation exhaustive à l'échelle de l'exploitation, il est indispensable de considérer des indicateurs à l'échelle de la parcelle (Van der Werf et Petit, 2002). En effet, sans tenir compte des effets parcellaires on ne peut se rendre compte des éventuelles discordances, comme par exemple une chute drastique de la diversité floristique dans une parcelle (biodiversité  $\alpha$ ), alors que des indicateurs de biodiversité à l'exploitation comme contraste entre parcelles (biodiversité  $\beta$ ) ou le nombre d'espèces total à l'exploitation (biodiversité  $\gamma$ ) augmentent.

#### *Les typologies de prairies : des indicateurs du contraste entre parcelles*

La plupart des typologies existantes ont été conçues au départ comme des outils d'aide au conseil technique en matière de conduite des surfaces fourragères, et privilégient donc les critères agronomiques à la diversité floristique. Ces typologies peuvent néanmoins permettre de rendre compte de l'hétérogénéité, voire du contraste de biodiversité entre parcelles au sein d'une exploitation, car elles donnent un aperçu de variables liées à la biodiversité, comme le niveau de nutrition minérale, le taux de consommation de l'herbe ou encore le rythme d'utilisation.

De nombreuses typologies ont été construites, principalement à partir de critères de composition botanique, qui ont l'avantage d'être relativement faciles à mesurer, d'être liés à la production des prairies, et de répondre aux modes d'utilisation (Vivier, 1990 ; Delpech, 1993). Des typologies agronomiques ont été réalisées en interprétant la composition botanique avec des indices spécifiques (ex : Cantal, Margeride et Jura : Daget et Poissonnet, 1974), la proportion de très bonnes graminées comme le ray-grass (ex : pays de Herve, Belgique :

**Tableau 1** : Construction de la biodiversité à différentes échelles spatiales, en rapport avec les facteurs de conduite et les interactions troupeau - ressources herbagères.

	Echelle spatiale		
	Exploitation d'élevage	Parcelle	Faciès
<b>Pratiques impliquées</b>	Attribution d'une fonction aux parcelles Allotement du troupeau	Gestion du pâturage Gestion de la fauche Fertilisation	Chargement instantané Complémentation des animaux
<b>Interactions troupeau-ressources</b>	Dynamique saisonnière d'utilisation des ressources par le troupeau	Durée, intensité du pâturage Nombre de fauches Stades de récolte	Ingestion sélective et spatialisée des animaux
<b>Mesure de biodiversité</b>	Contraste entre parcelles (diversité $\beta$ ) et effet sur la diversité $\gamma$ à l'exploitation	Nombre d'espèces par parcelle (diversité $\alpha$ )	Contraste entre faciès (diversité $\beta$ ) et effet sur la diversité $\gamma$ à la parcelle

Peeters et Lambert, 1990), ou encore le type fonctionnel de graminée dominant (ex. : Pyrénées : Ansquer *et al.*, 2004 ; Massif Central : Louault *et al.*, 2005). D'autres typologies ont été construites en croisant la composition botanique avec des facteurs du milieu et/ou de pratiques comme le mode d'utilisation dominant par fauche ou pâture (ex. : Alpes du Nord : Fleury *et al.*, 1988 ; Jeangros *et al.*, 1991) ou l'intensification (ex. : plateau Lorrain : Plantureux *et al.*, 1992 ; Suisse : Thoeni *et al.*, 1991 ; Daccord *et al.*, 1999).

Certaines typologies sont aujourd'hui complétées à partir de mesures directes de la biodiversité (nombre d'espèces, indice de rareté des espèces) (Petit *et al.*, 2004 ; Plantureux *et al.*, 2005b) pour permettre, en plus d'un diagnostic agronomique (potentiel de production et utilisation souhaitable), un diagnostic environnemental (potentiel de biodiversité et voies d'amélioration).

#### *Les modèles : un moyen d'aborder la biodiversité à l'échelle de l'exploitation ?*

Pour comprendre et évaluer les liens entre production et biodiversité à l'échelle de l'exploitation, il faut pouvoir expliciter : i) la diversité du territoire de l'exploitation en termes de types de prairies, en associant à chaque type un mode d'utilisation, ainsi qu'une production et une biodiversité potentielles ; ii) la dynamique saisonnière d'utilisation des prairies par le troupeau d'herbivores, et ses conséquences pour la production saisonnière et pour la biodiversité sur le long terme (5-10 ans). Le tab 1 récapitule plus en détail les échelles spatiales, les pratiques et les phénomènes biologiques à prendre en compte pour caractériser la biodiversité d'une exploitation herbagère.

Plusieurs modèles de simulation de systèmes d'élevage herbagers ont été construits dans les quinze dernières années. On distingue parmi eux : i) des modèles d'aide à la décision pour la conduite du pâturage des vaches laitières (ex. : Delaby *et al.*, 2001 ; Cros *et al.*, 2001), ii) des modèles pour le développement qui optimisent la structure de l'exploitation et la conduite en fonction d'objectifs le plus souvent économiques (ex. : ovins viande : Donnelly *et al.*, 2002 ; vaches laitières : Herrero *et al.*, 1999 et Pacini *et al.*, 2004 ; bovins allaitants : Veysset *et al.*, 2005), iii) des modèles de recherche ou de développement qui détaillent les processus biologiques et permettent de tester l'impact de différentes stratégies de conduite, structures d'exploitation ou milieux sur le fonctionnement du système fourrager (ex. : ovins viande : Cacho *et al.*, 1995 et Donnelly *et al.*, 1997 ; bovins laitiers : Andrieu, 2004 ; bovins allaitants : Teague et Foy, 2002, Romera *et al.*, 2004 et Rotz *et al.*, 2005).

**Tableau 2 :** Variables du milieu dans une typologie simple des associations prairiales d'Auvergne. Le milieu est caractérisé par les indices d'Ellenberg pour l'humidité (Hum), pour le pH (pH) et pour les minéraux (Min).

Classe de fertilité	Classe F/P	Code	Nombre d'associations	Indices d'Ellenberg			Altitude (m)	Diversité moyenne (nombre d'espèces)
				Min	Hum	pH		
Pauvre	Fauche	FP	1	33	47	39	1410	22
	Pâtûre	PP	19	26	31	64	834	25
Moyen	Fauche	FM	9	46	46	60	747	34
	Pâtûre	PM	4	41	37	63	812	30
Riche	Fauche	FR	10	62	45	70	652	31
	Pâtûre	PR	3	63	56	61	887	18

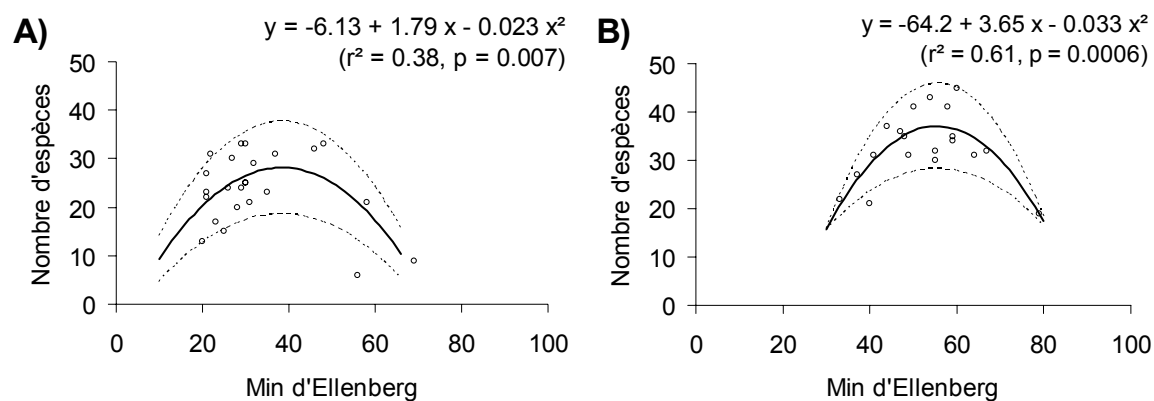
**Tableau 3 :** Espèces de graminées indicatrices pour six types de prairies d'Auvergne croisant la fertilité et le mode d'utilisation. La valeur indicatrice des espèces pour un type de prairie (Indicator Species Analysis) est l'abondance relative d'une espèce dans les associations du type considéré, exprimée en % au dessus de l'abondance moyenne de la même espèce dans toutes les associations. Signification de la valeur indicatrice : + :  $0.05 < p < 0.1$  ; \* :  $p < 0.05$  ; \*\* :  $p < 0.01$  ; \*\*\* :  $p < 0.001$ .

Classe de fertilité	Classe F/P	Espèces indicatrices	Valeur indicatrice
Pauvre	Pâtûre	<i>Festuca lehmanii</i>	63 ***
		<i>Koeleria cristata</i>	42 ***
		<i>Brachypodium pinnatum</i>	41 *
		<i>Phleum phleoides</i>	25 *
		<i>Nardus stricta</i>	21 +
		<i>Festuca ovina</i>	16 +
Moyen	Fauche	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	72 **
		<i>Holcus lanatus</i>	67 ***
		<i>Festuca rubra</i>	53 *
	Pâtûre	<i>Briza media</i>	58 *
		<i>Bromus erectus</i>	42 *
Riche	Fauche	<i>Arrhenatherum eliatum</i>	86 ***
		<i>Dactylis glomerata</i>	74 ***
		<i>Poa pratensis</i>	74 ***
		<i>Trisetum flavescens</i>	68 **
		<i>Avena pubescens &amp; pratensis</i>	64 ***
		<i>Lolium perenne</i>	54 ***
	Pâtûre	<i>Cynosorus cristatus</i>	48 **
		<i>Agrostis stolonifera</i>	66 **
		<i>Poa trivialis</i>	50 *
		<i>Poa annua</i>	33 +
		<i>Alopecurus pratensis</i>	31 +
		<i>Bromus hordaceus</i>	29 +

Ces modèles sont centrés sur des objectifs de production, sous l'angle biologique (biomasse produite), fourrager (autonomie de l'exploitation) ou économique (marge brute dégagée). Les préoccupations environnementales allant croissant ces dernières années, les modèles de systèmes d'élevage intègrent de plus en plus soit des pratiques environnementales en entrée, soit des variables environnementales en sortie, souvent autour de problèmes d'effluents d'élevage (Teague et Foy, 2002 ; Rotz *et al.*, 2005). Andrieu (2004) a récemment construit un modèle de simulation qui représente explicitement la diversité du territoire de l'exploitation, en caractérisant chaque parcelle par son altitude, son exposition, sa distance au siège et son type de prairie. Ce modèle a pour but de comparer l'efficacité d'utilisation des ressources fourragères en termes d'autonomie fourragère et de résistance aux aléas climatiques, selon si la stratégie de conduite de l'éleveur prend en compte ou non la diversité du territoire. Aucun modèle actuellement publié ne considère les systèmes d'élevage allaitants herbagers et leur rôle dans la gestion de la biodiversité des prairies.

#### **4. Modélisation appliquée aux élevages allaitants herbagers d'Auvergne**

Pour étudier les compromis possibles entre fonction de production et fonction d'entretien des prairies dans des exploitations d'élevage bovin allaitant herbager, nous avons construit le modèle SEBIEN (Simulateur d'Elevages Bovins en Interaction avec l'ENVironnement ; Jouven *et al.*, 2005), qui simule le fonctionnement journalier d'exploitations herbagères suivant leur structure et leur stratégie de conduite définies en entrée. Chaque parcelle est décrite dans SEBIEN par un type de végétation, qui est caractérisé par une fertilité et une composition fonctionnelle de graminées. De cette composition sont déduits des traits fonctionnels de la prairie, qui servent de paramètres d'entrée au sous-modèle de végétation pour calculer la biomasse, structure et digestibilité du couvert sur chaque parcelle (Jouven *et al.*, 2006). Le troupeau est subdivisé en lots, décrits par l'état de leurs animaux moyens. Un sous-modèle animal calcule l'ingestion sélective des lots sur les parcelles, et en retour les performances animales. La conduite est représentée par une planification de l'usage des parcelles et des objectifs de production animale, et des règles de pilotage qui gèrent au jour le jour la fauche, le pâturage et la complémentation des animaux. En sortie, SEBIEN fournit la dynamique de production animale et végétale, et la dynamique d'utilisation des prairies, qui est interprétée en termes de biodiversité grâce à un indicateur simple.



**Figure 3 :** Relation entre l'indice minéral d'Ellenberg et le nombre d'espèces dans la base Auvergne. A- associations pâturées. B- associations fauchées. Trait plein : courbe moyenne (équation), traits pointillés : courbes enveloppes, points : associations de la base Auvergne.

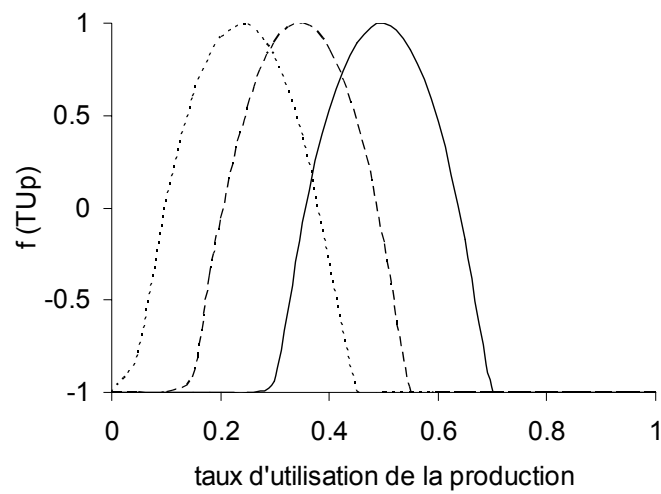
Pour modéliser la biodiversité aux échelles de la parcelle et de l'exploitation dans les élevages herbagers, nous avons construit d'une part une typologie simple des prairies permettant de décrire les ressources herbagères de l'exploitation en entrée de SEBIEN, et d'autre part un indicateur de diversité végétale à la parcelle basé sur l'utilisation des prairies prévue par SEBIEN. Pour ce faire, nous nous sommes appuyés sur une base de données des associations végétales des prairies d'Auvergne (Orth *et al.*, 2004), élaborée à partir de la synthèse phytosociologique de Billy (2000) et complétée par d'autres relevés sur les prairies d'Auvergne. La composition botanique de chaque association est définie dans la base Auvergne comme l'ensemble des espèces dont la fréquence dans les relevés (5 à 20 relevés par association) dépasse 40%. Jusqu'à 45 espèces par association (en moyenne 22.5 espèces) répondent à ce critère. Nous avons retenu le nombre de ces espèces comme critère de diversité floristique. L'ensemble des associations regroupe 383 espèces « fréquentes ». Sur les 81 associations de la base Auvergne, nous avons retenu pour nos analyses les 47 associations les plus couramment rencontrées au sein des parcelles en prairie permanente. Nous avons exclu les associations de bordure de parcelle ou de chemin, considérant qu'elles étaient peu adaptées à l'étude des interactions entre conduite, production et biodiversité.

#### *Une typologie simple des prairies d'Auvergne*

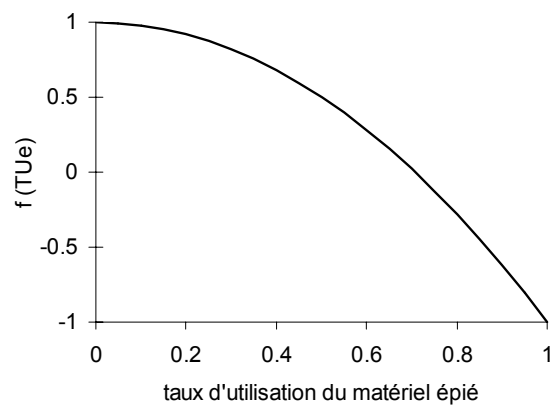
Afin de faire ressortir l'effet des facteurs agronomiques, les associations de la base Auvergne ont été classées *a priori* en six types selon une grille à deux facteurs (tab. 2) : le mode d'utilisation en deux classes (F pour la présence de fauche ou P, exclusivement en pâture) et la disponibilité en azote d'après l'indice spécifique d'Ellenberg pour les minéraux (Min) en trois classes (Pauvre :  $0 < \text{Min} \leq 35$ , Moyen :  $35 < \text{Min} \leq 55$ , ou Riche :  $55 < \text{Min} \leq 90$ ). La faible représentation des types « fauche pauvre » et « pâture riche » (tab. 2) traduit la corrélation entre la fertilité et l'utilisation en fauche des prairies.

En cohérence avec les théories de Grime (1973), la diversité floristique (nombre moyen d'espèces par association) est significativement plus élevée pour les types de prairie au niveau de fertilité intermédiaire (tab. 2,  $p < 0.01$ ). Les types de prairie construits diffèrent par la nature des espèces de graminées présentes, ainsi que le montrent les espèces indicatrices (tab. 3). La base Auvergne ne donne pas la production des associations, mais celle-ci peut être évaluée connaissant la nutrition minérale et la composition spécifique en graminées (Duru *et al.*, 1998).





**Figure 4 :** Contribution du taux d'utilisation de la production ( $TU_p$ ) à la diversité floristique permise par les pratiques. Exemple de courbes pour trois niveaux de fertilité correspondant à la typologie: pauvre (Min=26, pointillés), moyen (Min=41, tirets), et riche (Min=62, trait plein).



**Figure 5 :** Contribution du taux d'utilisation avant floraison du matériel épié ( $TU_e$ ) à la diversité floristique permise par les pratiques.

*Un indicateur « note de biodiversité »*

En nous basant sur les connaissances actuelles, nous avons construit un indicateur de la biodiversité basé sur la fertilité du milieu et sur l'utilisation des prairies. Cet indicateur donne une évaluation de la biodiversité pour des prairies stables en termes de composition botanique : il ne permet pas de prévoir l'évolution de la biodiversité dans le temps suite à des changements de pratiques. En effet, aujourd'hui on ne saurait donner avec suffisamment de précision le temps et la trajectoire d'évolution de la biodiversité en réponse à des changements de pratiques ou de fertilité du milieu.

Pour construire cet indicateur, nous avons retenu la fertilité du milieu comme le premier facteur explicatif de la diversité floristique parcellaire, et construit une relation entre fertilité et diversité taxonomique en ajustant des courbes quadratiques sur les associations de la base Auvergne. Pour intégrer les interactions milieu x pratiques, nous avons différencié les prairies fauchées de celles exclusivement pâturées (fig. 3). Les régressions trouvées sont significatives, mais n'expliquent qu'une partie de la variance observée. Par hypothèse, nous avons attribué la variance résiduelle à l'effet des pratiques et nous avons considéré que les pratiques pouvaient augmenter ou diminuer la biodiversité d'une valeur comprise entre 0 et VarMax. VarMax correspond à l'écart entre la courbe de régression et les courbes enveloppes, qui ont été construites en supposant une contribution des pratiques maximale dans les milieux moyennement fertiles, et minimale dans les milieux extrêmes.

Pour évaluer la réalisation du potentiel de diversité floristique, nous avons ramené par homothétie les relations de la fig. 3 entre 0 et 100, séparément pour les fauches et les pâtures. La note de 100 correspond au sommet des courbes enveloppes « hautes », et est atteinte lorsque la fertilité et la conduite sont toutes deux optimales pour la biodiversité. Si l'un de ces deux facteurs est sub-optimal, la note est inférieure à 100.

Nous avons retenu comme facteurs explicatifs de la contribution des pratiques à la biodiversité le taux d'utilisation de la production brute ( $TU_p$ ) et le taux d'utilisation du matériel épié avant floraison ( $TU_e$ ). Nous avons fait l'hypothèse que  $TU_p$  et  $TU_e$  ont des effets indépendants sur la biodiversité, dans la mesure où ils se rapportent à deux processus distincts : la compétition pour la lumière et l'efficacité de la reproduction sexuée. Nous avons également fait l'hypothèse que  $TU_p$  et  $TU_e$  ont des effets d'amplitude comparable. Nous avons supposé un effet quadratique de  $TU_p$  sur la diversité floristique ( $f(TU_p)$ , fig.4), celle-ci étant maximale autour du taux d'utilisation optimum  $TU_{opt}$ , et décroissant symétriquement de

part et d'autre de ce taux.  $TU_{opt}$  est le taux d'utilisation optimum pour la biodiversité; en cohérence avec la bibliographie (Loiseau *et al.*, 1998 ; Balent *et al.*, 1999), il dépend de la fertilité de la prairie :

$$TU_{opt} = 0.01 \times (0.71 \times Min + 5.23)$$

$$f(TU_p) = 1 - 50 \times (TU_p - TU_{opt})^2, \text{ fonction bornée entre -1 et 1}$$

Par simplicité, la même allure de  $f(TU_p)$  a été conservée quelle que soit la fertilité du milieu, mais l'effet sur la biodiversité étant proportionnel à  $VarMax$ , une même valeur de  $f(TU_p)$  a un impact fort dans les milieux moyennement fertiles, et un impact faible dans les milieux extrêmes. Nous avons également supposé un effet quadratique de  $TU_e$  sur la diversité floristique, en considérant qu'un taux d'utilisation nul du matériel épié, entraînant la floraison de l'ensemble du couvert, maximisait la diversité floristique, qui décroissait ensuite quadratiquement avec  $TU_e$ , atteignant un minimum pour un  $TU_e$  de 100% (fig. 5) :

$$f(TU_e) = 1 - 2 \times TU_e^2, \text{ fonction comprise entre -1 et 1}$$

L'indicateur « note de diversité » que nous proposons ( $NoteBdv$ ) se décompose ainsi en une note permise par le milieu ( $NoteMil$ ), déterminée par les courbes de régression de la fig. 2, et une variation de cette note permise par les pratiques ( $\Delta NotePrat$ ), déterminée par les courbes enveloppe de la fig. 3, et par les courbes théoriques des fig. 4 et 5 :

$$NoteBdv = NoteMil + \Delta NotePrat, \text{ avec}$$

$$\Delta NotePrat = VarMax \times [0.5 \times f(TU_p) + 0.5 \times f(TU_e)], \text{ avec } f(TU_p) \text{ et } f(TU_e) \text{ comprises entre -1 et +1}$$

#### *Exemple d'application de l'indicateur « note de biodiversité »*

Pour une série de 8 années climatiques consécutives (1995-2002) provenant de la station de Marcenat (Cantal, 1100m d'altitude, pluviométrie moyenne 1200 mm/an), nous avons simulé avec SEBIEN un élevage virtuel inspiré du cas-type « naisseur strict, vaches allaitantes Salers conduites en croisement » (BV10) des réseaux d'élevage Haute Auvergne et Lozère (Institut de l'Élevage, 2004). Les ressources de l'exploitation simplifiée simulée sont constituées de 30 ha répartis en parcelles de 2 ha selon les types définis tab. 2 et 3 : Fauche riche (FR), Fauche moyenne (FM), Pâture moyenne (PM) et pâture pauvre (PP). Le troupeau est constitué d'un lot de 26 vaches suitées de 700kg, vêlant le 15 février, et d'un lot de 10 génisses. La structure de l'exploitation et la conduite des surfaces sont définies de manière à

**Tableau 4 :** Utilisation des types de parcelles et valeurs de l'indicateur « note de biodiversité » (Note Bdv) prévues par le simulateur SEBIEN pour un élevage allaitant herbager simplifié. L'indicateur se décompose en une note du milieu (Note Mil), fonction de la fertilité, et une note de conduite ( $\Delta$ Note Prat), calculée à partir des taux d'utilisation de la production d'herbe ( $TU_p$ ) et des épis ( $TU_e$ ) prévus par SEBIEN. Les types de prairie font référence aux tableaux 2 et 3.

Type	Surface totale (ha)	Conduite	Production utilisée (t MS/ha)	Pâturage (j.UGB /ha/an)	$TU_p$	$TU_e$	Note Mil	$\Delta$ Note Prat	Note Bdv
FR	6	2 fauches + pâturage vaches	8.3	126	0.57	0.71	76	7	84
FM	4	1 fauche + pâturage vaches	4.6	90	0.39	0.61	74	12	86
FM	4	déprimage + fauche tardive + pâturage vaches	4.5	132	0.36	0.00	74	18	92
PM	10	pâturage vaches	4.7	328	0.41	0.31	75	20	95
PP	6	pâturage génisses	1.5	119	0.22	0.24	66	21	87

équilibrer la production: autonomie fourragère, pas de vente de foin, toutes les parcelles utilisées, production animale économe en concentré. Les prévisions de SEBIEN en termes de production et d'utilisation des types de parcelle sur les 8 années simulées, et leur traitement par l'indicateur « note de biodiversité », sont donnés au tab. 4.

La conduite du système fourrager modélisé s'appuie sur une diversité de modes et d'intensités d'utilisation, en cohérence avec les types de prairie. Les FR sont exploitées intensément, et fournissent conjointement des fourrages conservés et une ressource pâturable de bonne qualité à l'automne. Les FM ont des rendements inférieurs (3.4 t MS/ha au lieu de 4.4 t MS/ha pour les FR en première coupe), et sont proportionnellement plus exploitées par pâturage. La pratique du déprimage associé à la fauche tardive permet d'augmenter l'exploitation par pâturage sans compromettre la quantité de fourrage récolté (3.3 t MS/ha contre 3.4 t MS/ha en première coupe), mais en diminuant sa qualité (digestibilité : 0.56 en fauche tardive contre 0.64 pour une première coupe normale). Les PM sont exploitées intensivement par pâturage, alors que les PP sont exploitées extensivement (<200 j.UGB/ha/an).

Dans cet exemple de simulation, l'exploitation herbagère comporte des parcelles de fertilité intermédiaire. On se situe donc près du sommet des courbes de la fig. 2 : la note de biodiversité permise par le milieu (NoteMil), mais aussi la contribution potentielle des pratiques à la biodiversité (VarMax), sont élevées. Avec la conduite raisonnée simulée, les pratiques contribuent favorablement à l'expression de la biodiversité, en venant augmenter la note permise par le milieu jusqu'à +30%. Dans cet exemple, les prairies sont exploitées presque à leur taux d'utilisation optimal (les fauches intensives sont légèrement sur-exploitées) pour la biodiversité. Le taux de floraison diffère largement selon les modes d'utilisation. La diversité des utilisations réalisées crée un contraste entre parcelles en termes de notes de biodiversité. La note la plus faible (84/100) revient aux fauches riches, car la fertilité et la contribution des pratiques sont moyennement favorables ; à l'inverse, la note la plus élevée (95/100) revient aux pâtures moyennes, qui ont une fertilité optimale pour la biodiversité et présentent un taux d'utilisation des épis faible. La fauche tardive améliore nettement la note de biodiversité : +6.0 points par rapport à une fauche normale.

*Atouts et limites de la modélisation proposée*

Par construction, la modélisation proposée reproduit un certain nombre de résultats de la bibliographie. Notamment, on retrouve le rôle prépondérant du milieu, via la fertilité, sur la note de biodiversité parcellaire (contribution d'environ 75% de la note). Dans les milieux de fertilité moyenne, les pratiques ont un rôle non négligeable (contribution jusqu'à 30% de la note). A l'échelle de la parcelle, une diversité floristique élevée est obtenue pour une consommation de l'herbe proche du taux d'utilisation optimum et une exploitation tardive. A l'échelle de l'exploitation, un contraste élevé entre parcelles est favorisé par la présence de parcelles de fertilité intermédiaire avec une conduite favorable à la biodiversité, et par la diversité des types de prairie et des modes d'utilisation.

Les résultats de la simulation présentée semblent dans l'ensemble cohérents par rapport aux relevés de terrain : les fauches exploitées tardivement présentent une note de biodiversité plus élevée que les fauches exploitées précocement (cohérent avec Fleury *et al.*, 1988 actualisé en 1997 et Plantureux *et al.*, 2005b), les fauches « intensives » sont moins diverses que les fauches « extensives » et les pâtures ont une note de biodiversité plus élevée que les fauches, sauf en cas de première coupe tardive (cohérent avec Plantureux *et al.*, 2005b). Par contre, le modèle prévoit une note de biodiversité faible pour les pâtures pauvres, due à la faible fertilité du milieu, alors que la plupart des auteurs s'accordent sur le fait que les pâtures pauvres sont souvent plus diverses. Cette incohérence peut être liée à la non prise en compte dans le modèle de l'hétérogénéité intra-parcelle.

Pour caractériser la biodiversité des parcelles d'une exploitation herbagère, nous avons choisi de nous concentrer sur la diversité taxonomique. Dans le simulateur SEBIEN (Jouven *et al.*, 2005), l'approche par la diversité taxonomique est doublée d'une approche fonctionnelle pour modéliser la production fourragère. Des approches fonctionnelles de la biodiversité sont adoptées par de nombreux auteurs (Diaz *et al.*, 1998 ; Duru *et al.*, 2001 ; Lavorel *et al.*, 2004 ; Louault *et al.*, 2005 ; Pokorny *et al.*, 2005), qui ont établi des liens entre traits fonctionnels d'espèces ou de communauté et caractéristiques agronomiques des prairies. Si on a pu établir le sens de la réponse des traits fonctionnels aux facteurs du milieu et aux pratiques, des connaissances font encore défaut pour expliquer le niveau de diversité floristique à partir d'une approche fonctionnelle, c'est pourquoi nous nous sommes contentés dans ce travail d'algorithmes qui relie directement les facteurs du milieu à la diversité taxonomique.

Pour construire l'indicateur « note de biodiversité », nous avons considéré que la variabilité de la biodiversité non expliquée par la fertilité du milieu était entièrement attribuable aux pratiques. Nous avons ainsi écarté d'autres variables du milieu renseignées dans la base Auvergne (humidité, pH, altitude), ou connues pour influencer sur le potentiel de diversité floristique parcellaire (réserve en graines du sol, diversité des espèces présentes dans le paysage : Herbern et Huber-Sannwaldt, 2002). Dans la base Auvergne, le meilleur modèle linéaire reliant la diversité floristique aux variables du milieu met en jeu la fertilité et l'humidité et explique 50% de la variabilité observée. Comme fertilité et humidité sont corrélées dans la base Auvergne (0.66), par simplicité nous avons choisi de ne garder qu'un seul facteur, le plus influent d'après la bibliographie : la fertilité (Plantureux *et al.*, 2005b). C'est également par simplicité, et en l'absence de lois de réponse établies expérimentalement, que nous nous sommes inspirés des théories de Grime (1973) pour définir l'allure des courbes reliant les facteurs du milieu et de la conduite à la diversité floristique. Nos équations mériteraient d'être validées avec des données de terrain.

L'hétérogénéité intra-parcelle et sa contribution à la diversité floristique parcellaire n'ont pas été prises en compte dans la modélisation. Ainsi, dans la base Auvergne on retrouve un maximum de diversité supérieur en fauche qu'en pâture, alors que la situation inverse est en général observée sur le terrain à l'échelle de la parcelle (Farruggia *et al.*, soumis à Fourrages). L'hypothèse d'une seule association végétale par parcelle se justifie dans le cas de parcelles fauchées de taille petite à moyenne, mais elle est simpliste pour des parcelles pâturées extensivement, qui occupent souvent de larges surfaces non mécanisables où le milieu, l'ingestion sélective et les rejets localisés des animaux créent une hétérogénéité spatiale (Olf et Ritchie, 1998).

### *Conclusion*

Coupler un simulateur de système d'élevage avec une typologie simple et un indicateur de biodiversité basé sur la fertilité et l'utilisation des prairies représente un premier pas utile pour caractériser et évaluer la biodiversité dans les systèmes d'élevage herbagers. Cette modélisation permet de comparer les équilibres entre production et biodiversité dans des systèmes d'élevage différant par leur structure ou leur conduite, en isolant l'effet des pratiques, et en maîtrisant les paramètres du milieu. Les résultats issus du traitement par l'indicateur « note de biodiversité » doivent cependant être interprétés avec précaution, en parallèle des taux d'utilisation des prairies, car le modèle ne prend pas en compte tous les

paramètres qui interviennent sur le terrain et l'indicateur « note de biodiversité » repose sur des courbes théoriques, à valider.

### Références Bibliographiques

- Andrieu N. (2004) : *L'utilisation de la diversité de la ressource fourragère dans les systèmes d'exploitation d'élevage (dans des régions de montagne) pour tamponner les effets de la variabilité inter-annuelle du climat*. Thèse de doctorat à l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, 321 p.
- Ansquer P., Theau J. P., Cruz P., Viegas J., AlHajKhaled R., Duru M. (2004) Caractérisation de la diversité fonctionnelle des prairies naturelles. Une étape vers la construction d'outils pour gérer les milieux à flore complexe. *Fourrages*, 179, 353-368.
- Bakker J. P., Berendse F. (1999) Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Tree*, 14, 63-68.
- Baldock D. (1999) Indicators for High nature value farming systems in Europe. *Environmental indicators and agricultural policy*, CAB International.
- Balent G., Alard D., Blanfort V., Poudevigne I. (1999) Pratiques de gestion, biodiversité floristique et durabilité des prairies. *Fourrages*, 160, 385-402.
- Baumont R., Champciaux P., Agabriel J., Andrieu J. P., Aufrère J., Michalet-Doreau B., Demarquilly C. (1999) Une démarche intégrée pour prévoir la valeur des aliments pour les ruminants : PrévAlim pour INRAtion. *INRA Productions Animales*, 12, 183-194.
- Billy F. (2000) Prairies et pâturages en Basse-Auvergne. *Bulletin de la Société Botanique du Centre-Ouest*, 20, 1-259.
- Bockstaller C., Girardin P. (2003) How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76, 639-653.
- Braband D., Geier U., Köpke U. (2003) Bio-resource evaluation within agri-environmental assessment tools in different European countries. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 423-434.
- Brouwer F. (1999) Agri-environmental Indicators in the European Union: Policy requirements and data availability. *Environmental indicators and agricultural policy*, CAB International.
- Bruinenberg M. H., Valk H., Korevaar H., Struik P. C. (2002) Factors affecting digestibility of temperate forages from seminatural grasslands : a review. *Grass and Forage Science*, 57, 292-301.
- Büchs W. (2003) Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture: introduction and background. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 1-16.
- Cacho O. J., Finlayson J. D., Bywater A. C. (1995) A simulation model of grazing sheep : II - Whole farm model. *Agricultural Systems*, 48, 27-50.
- Caldeira M.C., Hector A., Loreau M., Pereira J.S. (2005) Species richness, temporal variability and resistance of biomass production in a Mediterranean grassland. *Oikos*, 110, 115-123.



- Crabtree B., Brouwer F. (1999) Discussion and conclusions. *Environmental indicators and agricultural policy*, CAB International.
- Cros M. J., Duru M., Peyre D. (2001) SEPATOU, un simulateur de conduites du pâturage, à l'épreuve des "menus" bretons. *Fourrages*, 167, 365-383.
- Daccord R., Wyss U., Kessler J., Arrigo Y., Rouel M., Lehmann J., Jeangros B. (1999) *Apports alimentaires recommandés et tables de la valeur nutritive des aliments pour les ruminants*. Zollikofen, Centrale des moyens d'enseignement agricole, Suisse, 211-254.
- Daget P., Poissonnet J. (1974) Quelques résultats sur les méthodes d'étude phytoécologiques, la structure, la dynamique et la typologie des prairies permanentes. *Fourrages*, 59, 71-78.
- Dauber J., Hirsch M., Simmering D., Waldhardt R., Otte A., Wolters V. (2003) Landscape structure as an indicator for biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 321-329.
- Delaby L., Peyraud J. L., Faverdin P. (2001) Pâtur'IN : le pâturage des vaches laitières assisté par ordinateur. *Fourrages*, 167, 385-398.
- Delpech R. (1993) Deux clés essentielles pour la gestion raisonnée des prairies permanentes : typologie des peuplements et bioindicateurs. *Fourrages*, 133, 3-21.
- Demarquilly C., Chenost M., Giger-Reverdin S. (1995) Pertes fécales et digestibilité des aliments et des rations. *Nutrition des ruminants domestiques*, INRA éditions.
- Demarquilly M., Jarrige R. (1981) Panorama des méthodes de prévision de la digestibilité et de la valeur énergétique des fourrages. *Prévision de la valeur nutritive des aliments des ruminants*, INRA publications, Versailles.
- Diaz S., Cabido M., Casanoves F. (1998): "Plant functional traits and environmental filters at a regional scale", *Journal of Vegetation Science*, 9, 113-122.
- Donnelly J. R., Moore A. D., Freer M. (1997) GRAZPLAN : decision support system for Australian grazing enterprises - I. Overview of the GRAZPLAN project, and a description of the MetAccess and LambAlive DSS. *Agricultural Systems*, 54, 57-76.
- Donnelly J. R., Freer M., Salmon L., Moore A. D., Simpson R. J., Dove H., Bolger T. P. (2002) : "Evolution of the GRAZPLAN decision support tools and adoption by the grazing industry in temperate Australia", *Agricultural Systems*, 74, 115-139.
- Dumont B., Meuret M., Boissy A., Petit M. (2001) Le pâturage vu par l'animal : mécanismes comportementaux et applications en élevage. *Fourrages*, 166, 213-238.
- Duru M. (1997) Leaf and stem in vitro digestibility for grasses and dicotyledons of meadow plant communities in spring. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 74, 175-185.
- Duru M., Balent G., Gibon A., Magda D., Theau J. P., Cruz P., Jouany C. (1998) Fonctionnement et dynamique des prairies permanentes. Exemple des Pyrénées Centrales. *Fourrages*, 153, 97-113.
- Duru M., Hazard L., Jeangros B., Mosimann E. (2001) Fonctionnement de la prairie pâturée : structure du couvert et biodiversité. *Fourrages*, 166, 165-188.
- Farruggia A., Dumont B., Jouven M., Baumont R., Loiseau P. (2006) Caractériser la diversité végétale à l'échelle de l'exploitation dans un système bovin allaitant du Massif Central. *Fourrages*, accepté

- Fleury P., Jeannin B., Dorioz J.M. (1988) *Typologie des prairies de fauche de montagne des Alpes du Nord humides (2<sup>ème</sup> éd.)*. GIS Alpes du Nord, Chambéry.
- Fleury P., Duboeuf B., Jeannin B. (1995) Un concept pour le conseil en exploitation laitière : le fonctionnement fourrager. *Fourrages*, 141, 3-18.
- Garcia F. (2003) *Mécanismes de développement de l'hétérogénéité du couvert prairial dans la prairie pâturée par des ovins*. Thèse de doctorat à l'Institut National Agronomique de Paris-Grignon, 151p.
- Grime J.P. (1973) Control of species diversity in herbaceous vegetation. *Journal of Environmental Management*, 1, 151-167.
- Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C. *et al.* (1999) Plant diversity and productivity experiments in european grasslands. *Science*, 286, 1123-1127.
- Herber, T. and Huber-Sannwald, E. (2002) Effect of management on species richness of grasslands : sward-scale processes lead to large-scale patterns. *Actes du 7<sup>o</sup> congrès EGF: Multi-Function Grassland*, La Rochelle.
- Herrero M., Fawcett R.H., Dent J.B. (1999) Bio-economic evaluation of dairy farm management scenarios using integrated simulation and multiple-criteria models. *Agricultural Systems*, 62, 169-188.
- Hodgson J. & coll. (2005) How much will it cost to save grassland diversity? *Biological Conservation*, 122, 263-273.
- Hoffmann J., Greef J. M. (2003) Mosaic indicators - theoretical approach for the development of indicators for species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 387-394.
- Institut de l'Élevage (2004) *Réseaux d'élevage Haute Auvergne et Lozère : cas-type bovins lait et bovins viande*. Chambres d'Agriculture - EDE 15-43-48-63.
- Ives A.R., Gross K., Klug J.L. (1999) Stability and variability in competitive communities. *Science*, 286, 542-544.
- Jeangros B., Fleury P., Dorioz J. M. (1991) Typologie des prairies d'altitude des Alpes du Nord : méthode et réalisation. *Fourrages*, 128, 379-396.
- Jeangros B., Schubiger F. X., Daccord R., Arrigo Y., Scephovic J., Lehmann, J. (2002) Digestibility of selected grassland plant species. *Actes du 7<sup>o</sup> congrès EGF, Multi-Function Grassland*, La Rochelle.
- Jouven M., Agabriel J., Carrere P., Josien E., Baumont R. (2005) Quelles conduites des systèmes bovins allaitants herbagers pour produire en préservant les prairies ? Eléments de réponse à l'aide de la modélisation. *Actes des 12<sup>èmes</sup> Rencontres Recherche Ruminants*, Paris.
- Jouven M., Carrère P., Baumont R. (2006) Model predicting the dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures. 1. Model description. 2. Model evaluation. *Grass and Forage Science*, 61, 112-133.
- Kahmen A., Perner J., Audorff V., Weissen W., Buchmann N. (2005) Effects of plant diversity, community composition and environmental parameters on productivity in montane European grasslands. *Oecologia*, 142, 606-615.

- Lavorel S., Quétier F., Gaucherand S., Choler P. (2004) Apport des traits fonctionnels végétaux pour l'évaluation écologique des trajectoires de gestion en milieux prairiaux. *Fourrages*, 178, 179-192.
- Loiseau P., deMontard F., Gachon L. & coll. (1979) Aspects biologiques et techniques de la remise en exploitation des hauts pâturages dégradés des Monts Dore. *Utilisation par les ruminants des pâturages d'altitude et parcours méditerranéens*, Molénat G. et Jarrige R. (éd.), INRA publications, Versailles.
- Loiseau P., De Montard F.-X., Ricou G. (1990) Grasslands in upland areas: the Massif Central (France). *Managed Grasslands. Regional studies*, Elsevier Science Publishers.
- Loiseau P., Louault F., L'Homme G. (1998) Gestion des écosystèmes pâturés en situations extensives : apports de l'écologie fonctionnelle et perspectives de recherche en moyenne montagne humide. *Annales de Zootechnie*, 47, 395-406.
- Louault F., Pillar V. D., Aufrère J., Garnier E., Soussana J. F. (2005) Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16, 151-160.
- Mittelbach G. G., Steiner C. F., Scheiner S. M., Gross K. L., Reynolds H. L., Waide R. B., Willig M. R., Dodson S. I., Gough L. (2001) What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 82, 2381-2396.
- Nösberger J., Messerli M., Carlen C. (1998) Biodiversity in grassland. *Annales de Zootechnie*, 47, 383-394.
- Noss (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355-364.
- Olf H., Ritchie M. E. (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Tree*, 13, 261-165.
- O'Regain P. J., Schwartz J. (1995) Dietary selection and foraging strategies of animals on rangeland. Coping with spatial and temporal variability. *Proceedings of the IVth International Symposium on the Nutrition of Herbivores*, Clermont-Ferrand.
- Orth D., Loiseau P., Loisnel A., Perrin O., Balay O. (2004) Un cas d'évaluation physiologique de la biodiversité : options et questions. *Fourrages*, 179, 335-352.
- Pacini C., Giesen G., Wossink A., Omodei-Zorini L., Huirne R. (2004) The EU's Agenda 2000 reform and the sustainability of organic farming in Tuscany : ecological-economic modelling at field and farm level. *Agricultural Systems*, 80, 171-197.
- Pakeman R. J. (2004) Consistency of plant species and trait responses to grazing along a productivity gradient: a multi-site analysis. *Journal of Ecology*, 92, 893-905.
- Peeters A., Lambert J. (1990) Application agronomique d'une typologie des prairies intensifiées. *Fourrages*, 124, 357-369.
- Peeters A., Maljean J.F., Biala K., Brouckaert V. (2004) Les indicateurs de biodiversité en prairie : un outil d'évaluation de la durabilité des systèmes d'élevage. *Fourrages*, 178, 217-232.
- Petit S., Vansteelant J.-Y., Plaige V., Fleury P. (2004) Les typologies des prairies, d'un outil agronomique à un objet de médiation entre agriculture et environnement. *Fourrages*, 179, 369-382.

- Plantureux S., Bonischot R., Guckert A. (1992) Utilisation d'une typologie des prairies permanentes du Plateau Lorrain pour le diagnostic agronomique. *Fourrages*, 132, 381-394.
- Plantureux S. (1996) Biodiversité, type de sol et intensité de l'exploitation de prairies permanentes du plateau lorrain. *Acta Botanica Gallica*, 143, 339-348.
- Plantureux S., Peeters A., McCracken D. (2005a) Biodiversity in intensive grasslands : effect of management, improvement and challenges. *Grassland Science in Europe*, 10, 417-426.
- Plantureux S., Thorion G. (2005b) Combined prediction of forage production and biodiversity of permanent pastures in Vosges Mountains (France). *Conference of the FAO-CIHEAM Sub-Network of Mountain pasture : quality production and quality of the environment in the mountain pastures of an enlarged Europe*, Udine, Italie
- Pokorny M. L., Sheley R. L., Zabinski C. A., Engel R. E., Svejcar T. J., Borkowski J. J. (2005) Plant functional group diversity as a mechanism for invasion resistance. *Restoration ecology*, 13, 448-459.
- Romera A. J., Morris S. T., Hodgson J., Stirling W. D., Woodward S. J. R. (2004) A model for simulating rule-based management of cow-calf systems. *Computers and electronics in Agriculture*, 42, 67-86.
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Mills J., Osoro K., Scimone M., Wallies de Vries M.F. (2006) Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in sustainable grazing systems. *Grassland Science in Europe*, 11, 646-648.
- Rotz C.A., Buckmaster D.R., Comeford J.W. (2005): "A beef herd model for simulating feed intake, animal performance, and manure excretion in farm systems", *Journal of Animal Science*, 83, 231-242.
- Santa-Maria M., Chocarro C., Aguirre J., Fillat F. (2004) Relationship between floristic composition, Ellenberg values and farmer utilization of hay meadows in the Central Pyrenees. *Grassland Science in Europe*, 9, 207-209.
- Schlapfer F., Tucker M., Seidl I. (2002) Returns from hay cultivation infertilized low diversity and non-fertilized high diversity grassland - An "insurance" value of grassland plant diversity? *Environmental and resource economics*, 21, 89-100.
- Soussana J. F., Lafarge M. (1998) Competition for resources between neighbouring species and patch scale vegetation dynamics in temperate grasslands. *Annales de Zootechnie*, 47, 371-382.
- SRVA (2002) Qualité écologique : clés d'appréciation. Suisse.
- Steiner N., Köhler W. (2003) Effects of landscape patterns on species richness – a modelling approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 353-361.
- Stratégie Nationale Pour la Biodiversité (2004), *Ministère Ecologie et Développement Durable*, [http://www.environnement.gouv.fr/actua/cominfos/dosdir/DIRNP/media/Biodiversite\\_complet.pdf](http://www.environnement.gouv.fr/actua/cominfos/dosdir/DIRNP/media/Biodiversite_complet.pdf)
- Tallowin J. R. B., Jefferson R. G. (1999) Hay production from lowland semi-natural grasslands: a review of implications for ruminant livestock systems. *Grass and Forage Science*, 54, 99-115.
- Teague W.R., Foy J.K. (2002) Validation of SPUR2.4 rangeland simulation model using a cow-calf field experiment. *Agricultural Systems*, 74, 287-302.

- Thoeni E., Jeangros B., Amaudruz M. (1991) Recommandations pour la fumure des prairies et des pâturages. *Revue Suisse d'Agriculture*, 23, 91-98.
- Tilman D. G. (1997) Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology*, 78, 81-92.
- van der Werf H. M. G., Petit J. (2002) Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 93, 131-145.
- van Ruijven J., Berendse F. (2005) Diversity-productivity relationships: initial effects, long-term patterns, and underlying mechanisms. *PNAS*, 102, 695-700.
- van Wenum J., Buys J., Wossink A. (1999) Nature quality indicators in agriculture. *Environmental indicators and agricultural policy*, CAB International
- Veysset P., Bébin D, Lherm M. (2005) Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area : a model-based study. *Agricultural Systems*, 83, 179-202.
- Vivier M. (1990) Les prairies et les pratiques d'exploitation. Eléments de réponse pour un diagnostic. *Fourrages*, 124, 337-355.
- Whittaker, R.H. (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.
- Wilman D., Riley J. A. (1993) Potential nutritive value of a wide range of grassland species. *Journal of Agricultural Science*, 120, 43-49
- Wilson J. D., Tilman D. G. (2002) Quadratic variation on old-field species richness along gradients of disturbance and nitrogen. *Ecology*, 83, 492-504.

# **Chapitre II**

**Construction d'un Simulateur d'Elevages Bovins en  
Interaction avec l'ENvironnement (SEBIEN)**



**Comment modéliser les systèmes d'élevage allaitants herbagers pour étudier les compromis entre production animale et utilisation durable des prairies ? Quelles entités et quelles interactions faut-il considérer ? Quelles échelles de temps et d'espace sont le plus appropriées ? Ce chapitre décrit le modèle de simulation SEBIEN (Simulateur d'Elevages Bovins en Interaction avec l'ENvironnement) et en particulier la manière dont sont représentées la structure et la conduite des exploitations, en justifiant les choix de modélisation. La capacité du modèle à représenter une variété d'exploitations est évaluée à l'aide d'une analyse de sensibilité.**

SEBIEN développe une approche biotechnique centrée sur le fonctionnement fourrager. En effet, dans les systèmes allaitants herbagers les performances environnementales et de production sont fortement tributaires des interactions multi-échelles entre le troupeau et les prairies, régulées par la conduite du système fourrager. SEBIEN représente trois entités en interaction dynamique : i) la conduite, caractérisée par une composante stratégique (planification) et une composante tactique (pilotage), ii) le troupeau, subdivisé en un lot de vaches suitées et un lot de génisses caractérisés chacun par le nombre d'animaux et leur production potentielle, et iii) les ressources, comprenant des parcelles caractérisées par leur surface et leur type de prairie, des fourrages conservés répartis en trois classes selon leur valeur alimentaire et des aliments achetés (foin, concentré) caractérisés par leur quantité et leur valeur alimentaire. A chacune de ces entités correspond un sous-modèle.

Les sous-modèles biologiques et leur validation, rapidement annoncés dans ce chapitre, sont plus amplement décrits au chapitre 3. Le sous-modèle de conduite applique la planification et les règles de pilotage définies en entrée du modèle. Les objectifs de production animale sont planifiés et toujours atteints, au prix si besoin d'achats d'aliments : le troupeau fonctionne en rythme de croisière. L'utilisation des parcelles est également planifiée, en distinguant cinq périodes dans l'année : le déprimage, le printemps, l'été, l'automne et l'hiver. Les règles de pilotage modulent les rotations au pâturage, les surfaces fauchées, les dates de fauche et la complémentation au concentré en fonction de l'état du troupeau, des ressources et de la météo. SEBIEN est déterministe, mais la croissance de l'herbe et la conduite répondent au climat : des simulations pluriannuelles permettent ainsi d'apprécier le fonctionnement moyen du système et sa variabilité.



Les entrées de SEBIEN sont : i) la structure de l'exploitation : nombre de parcelles, surface et types de prairie ; nombre de lots, composition et potentiel de production, ii) la stratégie de conduite : planification des objectifs de production animale et de l'utilisation des parcelles, valeurs seuils définissant les règles de conduite, et iii) les données climatiques journalières (température moyenne, rayonnement, précipitations, évapo-transpiration potentielle) pour la période simulée. Les sorties du modèle sont : i) le fonctionnement journalier du système fourrager : calendrier fourrager, quantité et qualité du fourrage récolté, aliments achetés, ii) la dynamique d'ingestion et de performances des animaux moyens de chaque lot, et iii) la dynamique d'état et d'utilisation du couvert végétal sur chaque parcelle.

SEBIEN réunit les caractéristiques essentielles des modèles à l'exploitation décrites dans la bibliographie : il aborde plusieurs échelles de temps et d'espace, répond au climat et à la conduite, et ses entrées et sorties sont simples et parlantes. Les résultats des simulations présentées sont cohérents avec les références bibliographiques sur les systèmes allaitants. Les indicateurs de production animale et d'utilisation des prairies prévus par SEBIEN sont sensibles aux types de prairie et au chargement. SEBIEN est donc apte à représenter plusieurs types d'exploitation différant dans ces critères. Il pourra être utilisé pour simuler l'impact de règles de conduite favorables à la biodiversité sur la production et l'utilisation des prairies, pour plusieurs exploitations-type.

*Pour construire SEBIEN, je me suis appuyée sur les référentiels des réseaux d'élevage (Institut de l'Elevage, 2001 ; 2002), et en particulier le cas-type BV10 (Naisseur strict, vaches allaitantes Salers conduites en croisement), présenté en annexe 3. J'ai également mobilisé l'expertise de chercheurs et d'acteurs du développement, et enquêté trois exploitations contrastées par le chargement, la stratégie de conduite et les types de prairie. La méthodologie d'enquête est présentée en annexe 4, les résultats des enquêtes en annexe 2 (chapitre I). Les communications en annexes 5 et 6 décrivent les prototypes successifs de SEBIEN: d'abord, un prototype simplifié à un lot (annexe 5), puis un prototype à 2 lots avec conduite plus modulable (annexe 6).*

## **Simulating the dynamic interactions between management, herd and grassland resources in suckler systems based on permanent pasture.**

### **1- SEBIEN, a whole-farm simulation model**

*M. Jouven, R. Baumont*

*INRA, Unité de Recherches sur les Herbivores, St Genès Champanelle, France*

#### **Abstract**

Grassland-based suckler systems almost exclusively exploit permanent pasture, which is of high conservation interest, especially for its contribution to biodiversity. These systems, which rely on feed autonomy for their economic sustainability, are under increasing pressure to produce meat (calves) and preserve permanent pasture. In order to find a compromise between these apparently conflicting objectives, a model is needed to characterize how animal production and grassland utilization respond to farm structure and management strategies. In this context, we constructed the whole-farm simulation model SEBIEN.

SEBIEN uses a bio-technical approach focussed on grassland utilization by the herd to predict the daily functioning of suckler systems based on permanent pasture. The farming system is divided into three main components which interact at multiple time scales: i) management, which is characterized by a strategic component (management plan) and a tactical component (management rules), ii) herd, which is divided into a group of cows and a group of heifers characterized by number of animals and their potential production, and iii) feed, which comprises grasslands paddocks characterized by surface and grassland type, three categories of conserved forage based on organic matter digestibility, and purchased feed (hay and concentrate) characterized in terms of feed value and volume purchased. Each component is the subject of a sub-model. The dynamic models predicting animal intake and performance and permanent pasture growth, structure and digestibility have been published previously. The management sub-model applies scheduled paddock utilization. Management rules adjust daily paddock utilization, grazing rotations, forage harvests and concentrate supplementation in order to achieve the production objectives scheduled.

The inputs to SEBIEN include farm structure and management (plan and management rules), which were calibrated using data from an existing farm typology, expert knowledge and farm surveys, and weather data, which introduces uncertainty. The outputs of SEBIEN

include the daily operation of the forage system (forage calendar, forage harvests, feed purchased), the dynamics of intake and performance for the average animals of the herd, and the dynamics of grassland production and utilization on each paddock. These outputs can be translated into global indicators of animal production and grassland utilization at whole-farm scale.

We tested the sensitivity of SEBIEN to major characteristics of farm structure (grassland types, stocking rate) and herd management (calving date, calf weight at sale). Grassland types and stocking rate greatly affected both production and grassland utilization indicators, which suggests that SEBIEN is able to simulate a variety of farms. The other input parameters tested almost exclusively influenced production. Therefore, they can be adjusted to improve production without damaging the sustainable utilization of grasslands.

**Keywords:** dynamic model, forage system, beef cattle, grassland, sustainability

## **1. Introduction**

Grassland-based farming systems are under increasing pressure to produce and apply nature-friendly management practices in order to preserve biodiversity (Parris, 2002). At field scale, production is often in conflict with biodiversity (Hodgson et al., 2005; and reviewed in Plantureux et al., 2005). However, at farm scale, is it possible to find an acceptable compromise between production and biodiversity, and how? This issue can be addressed by research into how animal production and biodiversity indicators such as grassland utilization respond to different farm structures and management strategies (Milne and Sibbald, 1998; Hopkins and Holz, 2005). To detect situations where field and whole-farm trends are reverse, both scales should be considered (van der Werf and Petit, 2002).

Models are useful tools for understanding and quantifying interactions between the components of farming systems and for testing alternative scenarios (Halberg et al., 2005). Models of grassland-based farming systems already exist. Most of these models describe either empirically or mechanistically the biological components of the systems and predict the impact of management on forage calendar or on animal and grassland production (e.g. Coléno and Duru, 1999; Cros et al., 2004; Delaby et al., 2001 and Rotz et al., 2005 for dairy cattle, Armstrong et al., 1997 and Freer et al., 1997 for sheep, Teague and Foy, 2002 and Romera et al., 2004 for beef cattle). Other models investigate the interactions between management and climatic conditions (Andrieu, 2004; Fitzgerald, 2005). Indications of grassland diversity in a production context are given in the models of Donnelly et al. (1997) and Teague and Foy (2002), which describe grassland state and specific composition, and in the model of Andrieu (2004), which describes the diversity of grassland types in the farm. Finally, a few models predict the farm structure and management strategies that optimize economic returns at steady state (e.g. Herrero et al., 1999 and Pacini et al., 2004 for dairy cattle; Veysset et al., 2005 for beef cattle). Environmental constraints can be included in the optimization rules provided that they can be easily translated into structural or management rules. To date, there has been no published model using a simple approach of the biological components to predict the combined effects of farm structure and management strategy on both production dynamics and biodiversity indicators such as grassland utilization for suckler systems based on permanent pasture.

In order to study the dynamic interactions between management, production and grassland utilization, we constructed SEBIEN, a farm-scale simulation model. The model was designed as a research tool to analyze the production and grassland conservation functions of grassland-

based suckler systems. To represent a variety of farm scenarios, the model had to respond to different farm structures and management strategies. This paper presents and discusses the structure of the model, its management component, and the model's sensitivity to these factors.

## **2. Representation of suckler farms based on permanent pasture**

### *Methods for data collection*

We focussed on suckler systems exclusively based on permanent pasture and producing 9-month-old calves, as can be found in upland areas of the Auvergne region of France. We collected data from: i) a typology of local farms and a farm network monitored by the “Réseaux d'élevage” (Institut de l'Elevage, 2002), ii) experts from research institutes (INRA, CEMAGREF) and extension services (Institut de l'Elevage, Chambre d'Agriculture, Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne), and iii) three farm surveys. The farms chosen differed in terms of structure and management strategy, and especially type of grassland resources, stocking rate, feed autonomy, and average calving date. The survey procedure was similar to the functional analysis of forage systems described by Moulin et al. (2001) and was designed to discuss grassland resources, dynamics of vegetation and herd requirements, and the way the farmer managed to balance them. The surveys were completed by a tour of the paddocks in order to determine grassland type, and by an analysis of grazing and fertilization records.

### *Suckler systems in upland areas of the Auvergne region of France*

A typical farm exploits 60 ha of permanent grassland supporting 50 cows and 20 heifers (stocking rate 1.1 LSU/ha, 15-20% of heifers kept as replacements). The most common breed is *Salers*, followed by *Charolais*. The herd is divided into two groups of cows with their calves (depending on the sex of calves), and one or two groups of heifers. First calving is at 3 years old. Calving generally occurs in winter. All calves except females kept for replacement are sold in autumn at around 9 months of age and weighing 280-400 kg. The diet of calves, and especially males, is usually supplemented with concentrate feed during the last months before sale.

Roughly half of the grassland (hay meadows) is cut for hay in June or July (yield range 3.2-4.6 t DM ha<sup>-1</sup>), and a part of it undergoes a second cut in August or September (yield

range 1.5-2.5 t DM ha<sup>-1</sup>). The animal groups graze rotationally - and sometimes continuously in summer - on the free paddocks, with the heifers grazing the poorest pastures. A small portion of the hay meadows is grazed very early in spring (topping) in order to delay the first cut. The hay meadows are fertilized with the manure produced on the farm (25 to 60 kg N ha<sup>-1</sup>), and with little mineral fertilizer (15 to 75 kg N ha<sup>-1</sup>). The pastures receive little or no fertilization (0 to 40 kg N ha<sup>-1</sup>).

In order to compensate for uncertainties between years, which are mainly driven by weather, the farmers can adjust dates of turnout to pasture, grazing calendar, surface cut for hay and dates of harvest. If the weather is too humid for drying hay, some farmers make bale silage, especially with the second cut. The animals can be given forage outdoors if there is insufficient grass, in autumn for example, or else concentrate feed if their performance is judged too poor. During the winter, the herd is fed conserved forage produced on the farm. Often, the systems are not self-sufficient, and farmers need to buy in hay at the end of winter. In exceptionally bad years, the number of animals sold and the date of sale can be modified in order to lower the stocking rate.

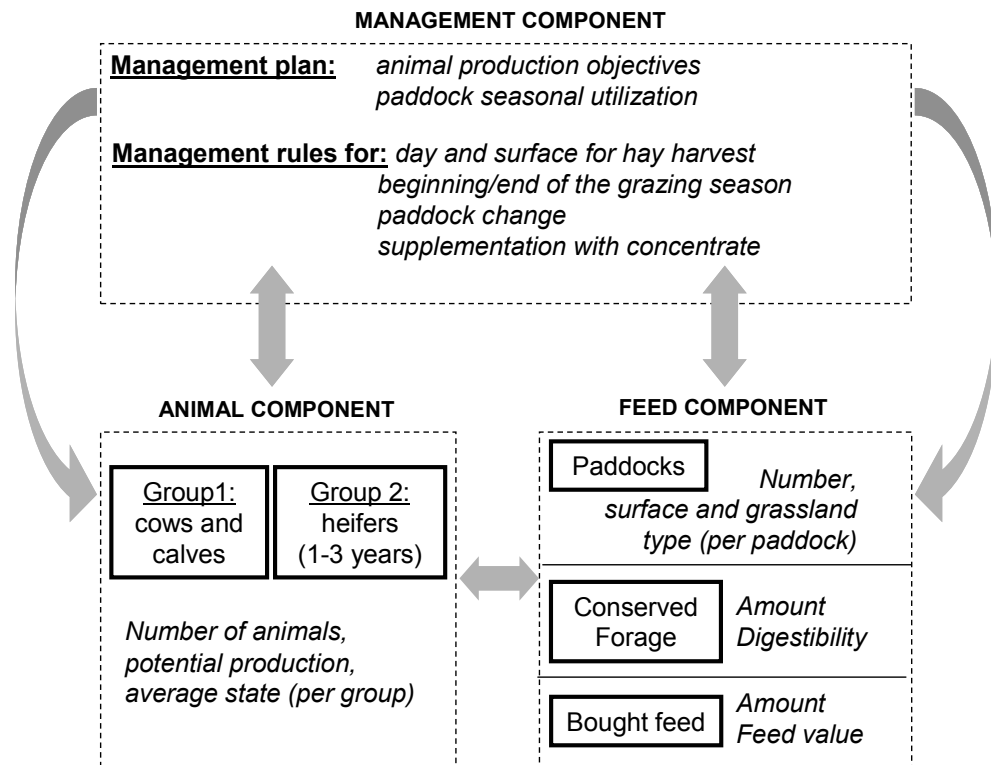
#### *Key features of suckler systems and consequences for a modelling approach*

We focussed on the representation of the forage system and its management (figure 1) with the objective of modelling the dynamic interactions between management, herd and forage resources.

#### The system is built of three main components

The system can be divided into a management component, and two biological components, i.e. animal and feed (figure 1). Management comprises a strategic component (management plan) and a tactical component (management rules). Management plan has been defined by Cros et al. (2004) as a projected organization of herd and resource management in space and time. Management rules modify how the management plan is applied depending on the current weight of the average animals of the herd, the amount of grass available and weather conditions.

The herd, which represents the animal component of the system, is divided into a group of cows and a group of heifers. These two groups are complementary in exploiting the grassland resources, and are characterized by the state and potential performance of the average animals in each category (cow, calf, 1-year-old heifer, 2-year-old heifer). Since the focus is set on the forage system and not on the reproductive management of the herd, the number of calves is



**Figure 1:** Conceptual model of a suckler farm focussing on the forage system and its management.

set as equal to the number of cows, thus simulating a productivity of 1. Given the limited available data on the different responses of male and female calves to feed allowances, calf sex is not taken into account.

The feed component comprises grasslands, which are divided into paddocks characterized by surface and grassland type (including soil fertility and functional types of grass species), conserved forage, which is divided into three categories on the basis of nutritive value expressed in MJ of net energy for lactation per kg DM ( $>5.5$ ,  $4.5 << 5.5$ ,  $<4.5$ ), and feed purchased, i.e. hay or concentrate, characterized by its nutritive value and by the volume purchased. By differentiating the paddocks, we represent the diversity of grassland resources on the farm, which farmers can use for production and biodiversity conservation purposes (Jouven et al., submitted). By differentiating the forage conserved, we represent how the best forage is distributed to the animal categories with the highest requirements.

#### The components of the forage system interact at multiple time scales

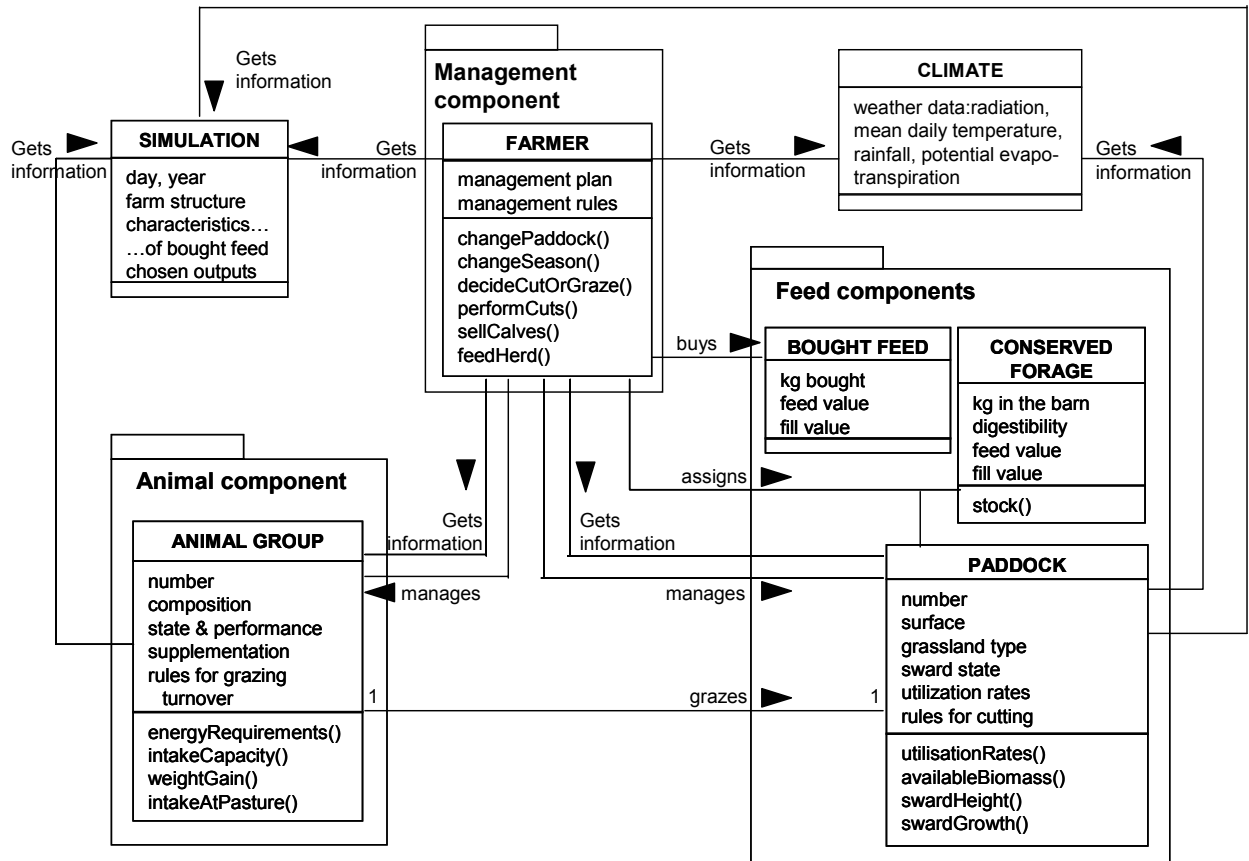
The interactions between the three main components of the system vary during the year and between years, essentially with the dynamics of grass growth and to a minor extent with animal sales, physiological stage of the cows and age of the calves and heifers (Fleury et al., 1996). Three time scales need to be considered: i) the day, because many management decisions are made on a day-to-day basis, ii) the year, divided into five seasons (winter, early spring or “topping”, spring, summer and autumn) characterized by a given balance between herd requirements and forage resources, and iii) a series of years in order to assess the average functioning of the farm and variability between years due to weather conditions.

#### The biology of animals and vegetation accounts for much of system performance

Weather impacts on system performance by influencing grass growth and management rules. In upland grazing systems, weather can be highly limiting as a factor of grazing management (e.g. low temperatures or dry weather can limit grass growth) and hay harvests (e.g. rainfall can constrain harvest dates) (Loiseau et al., 1990). A mechanistic approach to grass growth can introduce system variability between seasons and years.

In suckler systems, grassland is often extensively managed, which results in heterogeneous swards containing low quality items, i.e. dead leaves or stems (Marriott and Carrère, 1998). The application of biodiversity-friendly management practices can enhance this structural heterogeneity. The ability of the animals to maintain the quality and quantity of their diet by selecting the best items in the sward is a key factor for animal production in extensive





**Figure 2:** Class diagram of the SEBIEN whole-farm model. The three main components correspond to the units of the conceptual model (figure 1) and to the three sub-models described in the text. The “climate” class introduces year-to-year variability through weather data, and the “simulation” class deals with specific simulation parameters and incremental variables.

conditions (reviewed in Baumont et al., 2005). It can be represented by modelling the structural components of herbage and the selective behaviour of the animals at pasture.

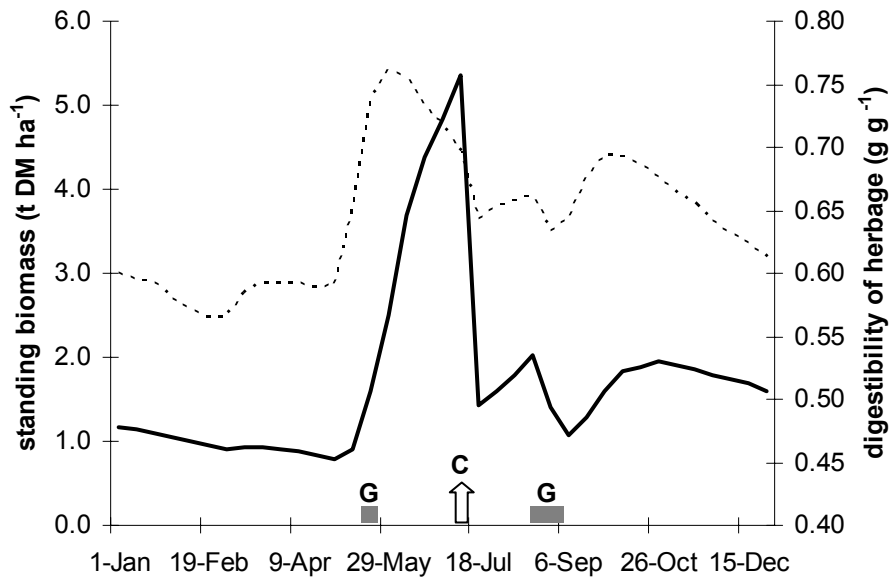
Cow condition often acts as a buffer against variable forage availability: the animals lose weight in autumn and winter when forage availability is low and put on weight in spring when grass is abundant and of high quality. If the animals put on sufficient weight at pasture, the farmer can save forage in winter without compromising the reproductive performance of the cows, or save concentrate for calves (Petit and Agabriel, 1993; Petit et al., 1995). The effect of these dynamics on the feed autonomy of the systems can be taken into account by modelling animal performance.

### **3. Model structure**

#### *Overview of the whole-farm simulation model SEBIEN*

We constructed the whole-farm simulation model SEBIEN based on the conceptual model presented in section 2.3. The model is made up of three interacting sub-models, one for each component of the system. The vegetation sub-model (Jouven et al., 2006a) predicts grass growth and quality at paddock level, based on soil quality, functional traits of the grass species, and weather data. The animal sub-model (Jouven et al., submitted) calculates, for the average animals in each group, selective intake at pasture, weight gain and milk production based on energy intake, animal state, condition, physiological stage and potential production. The management sub-model applies the management (plan and rules), which are inputs to SEBIEN, and makes decisions on paddock changes, concentrate supplementation, indoor feeding, dates for hay harvest, and surface to be harvested.

The model was implemented in the object-oriented language Python (Python 2.3, copyright 1991-1995 by Stichting Mathematisch Centrum, Amsterdam, The Netherlands). It comprises seven interacting classes (figure 2): three for the feed component (paddock, feed purchased, forage conserved), one for the animal component (animal group), one for the management component (farmer), plus a “climate” class as a source of variation between years, and a “simulation” class containing the simulation variables and parameters.



**Figure 3:** Example of biomass and digestibility dynamics predicted by the model for a field that is cut (C) and grazed (G). The predictions correspond to paddock 5, year 3, for the standard situation of the sensitivity analysis described in the text.

*The vegetation sub-model, applied to each paddock*

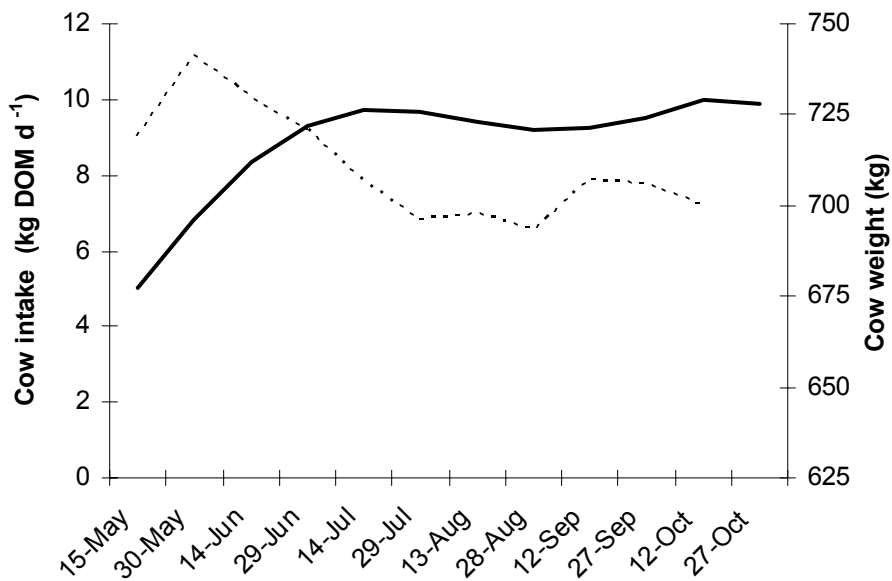
The vegetation sub-model (Jouven et al., 2006a) applies a simple mechanistic approach to predict the dynamics of above-ground herbage production, structure and digestibility. Permanent pastures are characterized by: i) a set of functional parameters related to their constituent grass species, ii) nitrogen nutrition index and iii) water-holding capacity. In each paddock, the sward is subdivided into four structural compartments (green leaves and sheath, dead leaves and sheath, green stems and flowers, dead stems and flowers), each characterized by biomass, age and digestibility. Herbage growth is modelled using a light-utilization efficiency approach modulated by seasonal growth patterns in response to storage and mobilization of reserves. Ageing of structural compartments, driven by both cumulative thermal time from 1 January and biomass flows, affects the senescence, abscission and digestibility of green compartments.

The model inputs required are: i) grassland type (proportion of functional grass groups, nitrogen nutrition index and water-holding capacity), ii) weather data for the simulated period (photosynthetically active radiation, temperature, precipitation and potential evapotranspiration), and iii) sward status (biomass and age of the four compartments) at the beginning of the simulation. An example of simulated outputs is given figure 3. The vegetation sub-model was validated against experimental data (Jouven et al., 2006b). The overall precision of model predictions (measured with the root mean-squared deviation) was evaluated at about 0.5 t DM ha<sup>-1</sup> for biomass and 0.02 g g<sup>-1</sup> for organic matter digestibility.

*The animal sub-model, applied to each animal category within each group*

The animal sub-model (Jouven et al., submitted) predicts the intake and production of the average cow, calf and heifer of each group. Energy requirements and intake are calculated based on the dynamic application of feed evaluation systems developed by the INRA (1989), and completed by two newly constructed equations representing the effects of herbage availability and sward structural composition on the amount and quality of intake at pasture. The sub-model is fit for French beef cattle breeds *Charolais* and *Salers*.

When the animals are fed indoors, dry matter intake is either set at a given level of energy supply or estimated for animals fed *ad libitum* based on forage net energy content and fill value (both calculated from forage digestibility), animal energy requirements and intake capacity. For animals grazed at pasture, intake is determined by selection of sward structural



**Figure 4:** Example of model predictions of intake (dotted line) and live weight (solid line) dynamics for the average cow at pasture. The predictions correspond to year 3 for the standard situation of the sensitivity analysis described in the text.

components, which determines diet digestibility, and by intake limitations due to the biomass of the herbage on offer. Animal performance (e.g. daily milk production and weight/condition gain for cows, daily weight gain for calves and heifers) depends on energy balance, which is calculated as the difference between net energy intake and net energy requirements, which in turn depend on animal condition on the previous day.

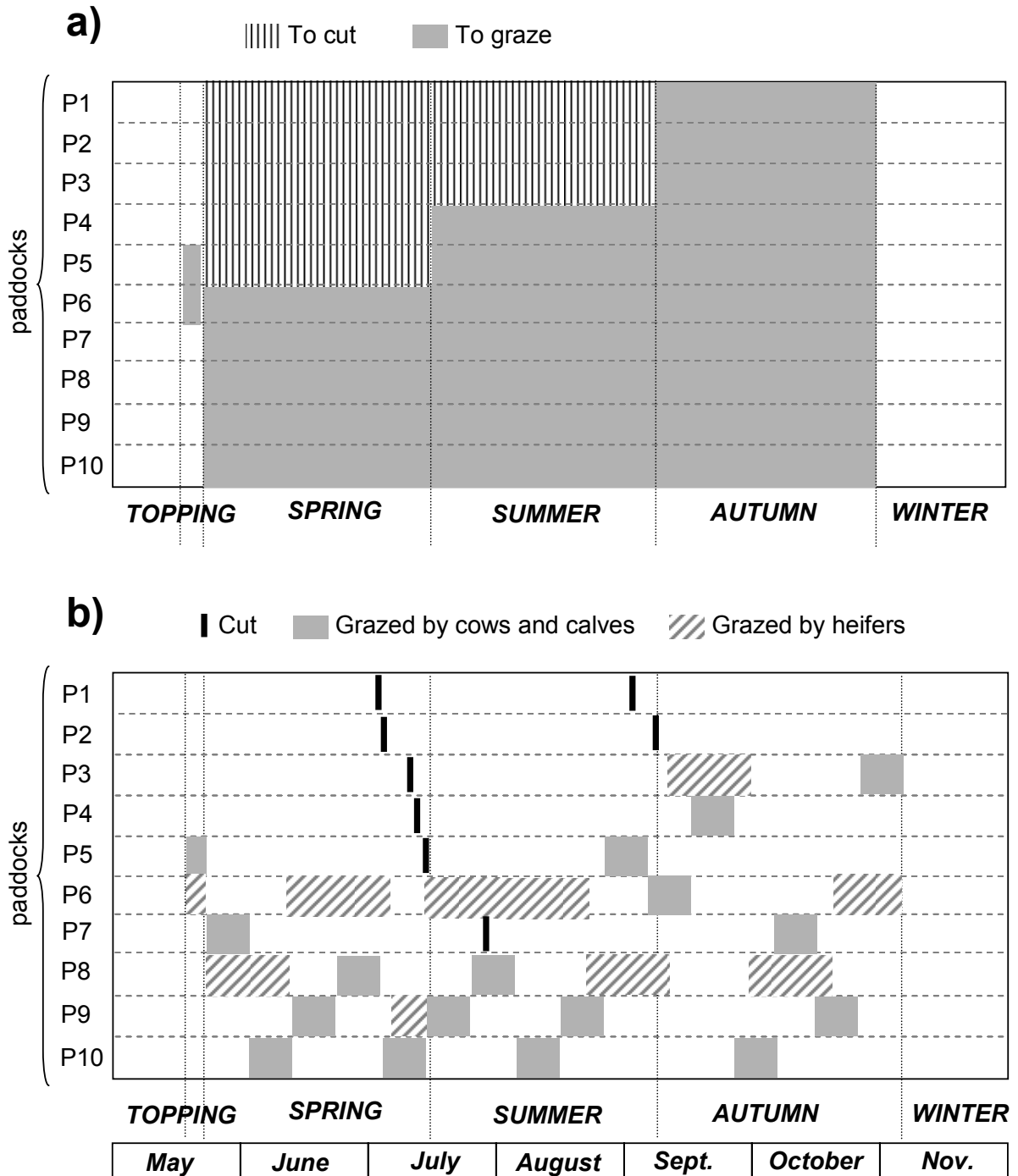
Model inputs are i) initial weight, body condition and milk potential of the cows, ii) initial weight and age of the calves and heifers, and iii) characteristics of the forage ingested or pasture grazed, which can be calculated by the vegetation model. An example of model outputs is illustrated in figure 4. The model was validated against experimental data (Jouven et al., submitted). The overall precision of model predictions (measured with the root mean-squared deviation) was evaluated at about 1.2 kg DOM for cow intake, 15 kg and 11 kg for cow and calf live weight respectively, and 1.0 kg for cow milk production.

#### *The management sub-model*

The global production objective is to sell a certain number of calves, at a given weight and season, with minimum use of purchased feed. Forage system management is designed to secure, via a management plan and tactical rules, i) reproductive performance, by ensuring sufficient weight and condition of cows at calving and heifers at first mating (Garel et al., 1988), ii) calf growth, with sufficient milk production, and iii) forage availability throughout the year in order to minimize feed purchase. The inputs to the management sub-model are the management plan, which can be represented on a calendar (figure 5a), critical values for management rules, and weather data. The outputs are the sequence of management actions realized each simulated year, which can be summarized using a forage calendar (figure 5b).

#### Management is organized in five seasons

Each year is divided into five seasons differentiated by the interactions between herd and grassland resources (Fleury et al., 1996). For most winter-calving suckler systems, the dynamics of herd-grassland interactions can be roughly described as follows. During “winter”, the herd is fed indoors on conserved forage. At turnout to pasture, “topping” begins, when the herd is grazed lightly on a few paddocks in order to regulate sward growth in the next season “spring”, where the abundant grass is used to rebuild cow condition and stocks of conserved forage. “Summer” begins at the end of the 1<sup>st</sup> cut, where grass growth is primarily devoted to grazing, and the last season “autumn” begins at the end of the 2<sup>nd</sup> cut, where the standing grass must be spared in order to maximize the length of the grazing season.



**Figure 5:** Example of (a) forage plan as defined as inputs and (b) forage calendar as simulated by the model. The predictions correspond to year 3 for the standard situation of the sensitivity analysis described in the text. In this specific simulated year, management rules led to cutting P7, which was initially planned for grazing, cancelling the second P3 cutting, and grazing the heifers on P6 for over 20 consecutive days.

### Management plan sets herd production objectives and paddock use

Herd management works mainly to a preplanned schedule. Calving date, calf age and weight at sale, and cow and heifer weight and condition at calving are set by the user, and feed management is adapted in order to reach exactly these objectives. In this way, the herd recovers its initial state at each calving date and is thus maintained at a steady-state over the years. Since the production objectives of the herd are always reached, system performance is measured by the amount of feed bought in to achieve these objectives.

The utilization of each paddock, for each season, is also planned. The paddock can be either planned for no use (reserve), for cutting or for grazing. Paddocks planned for grazing can be allocated to a specific animal group, which will graze them until there is no available herbage left. Management rules can modify the application of this planning.

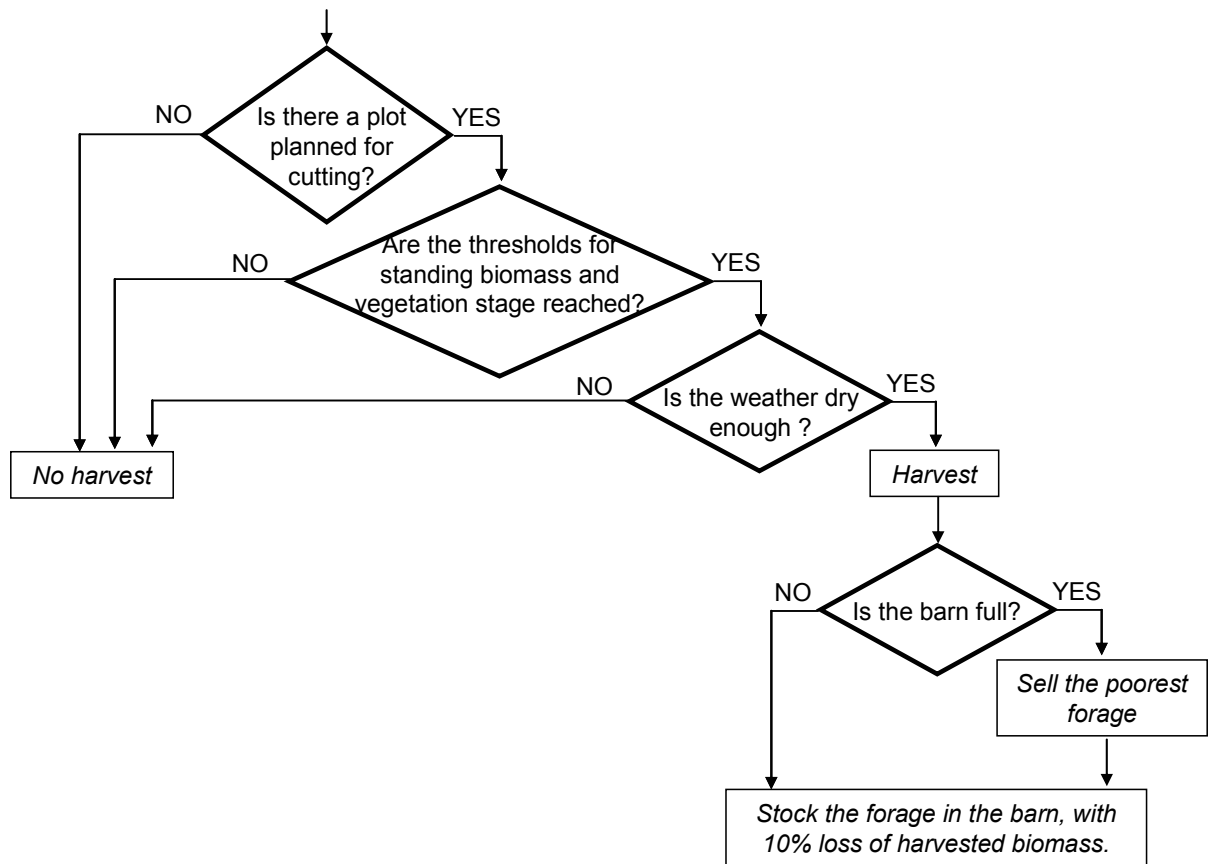
### Management rules adjust feed availability for the herd

The rules described below are illustrated via three algorithms (figure 6, 7 and 8). Indicative values are given for rule thresholds which correspond to the simulations reported in this paper. Thresholds are included in model inputs, and can therefore be easily modified by the user.

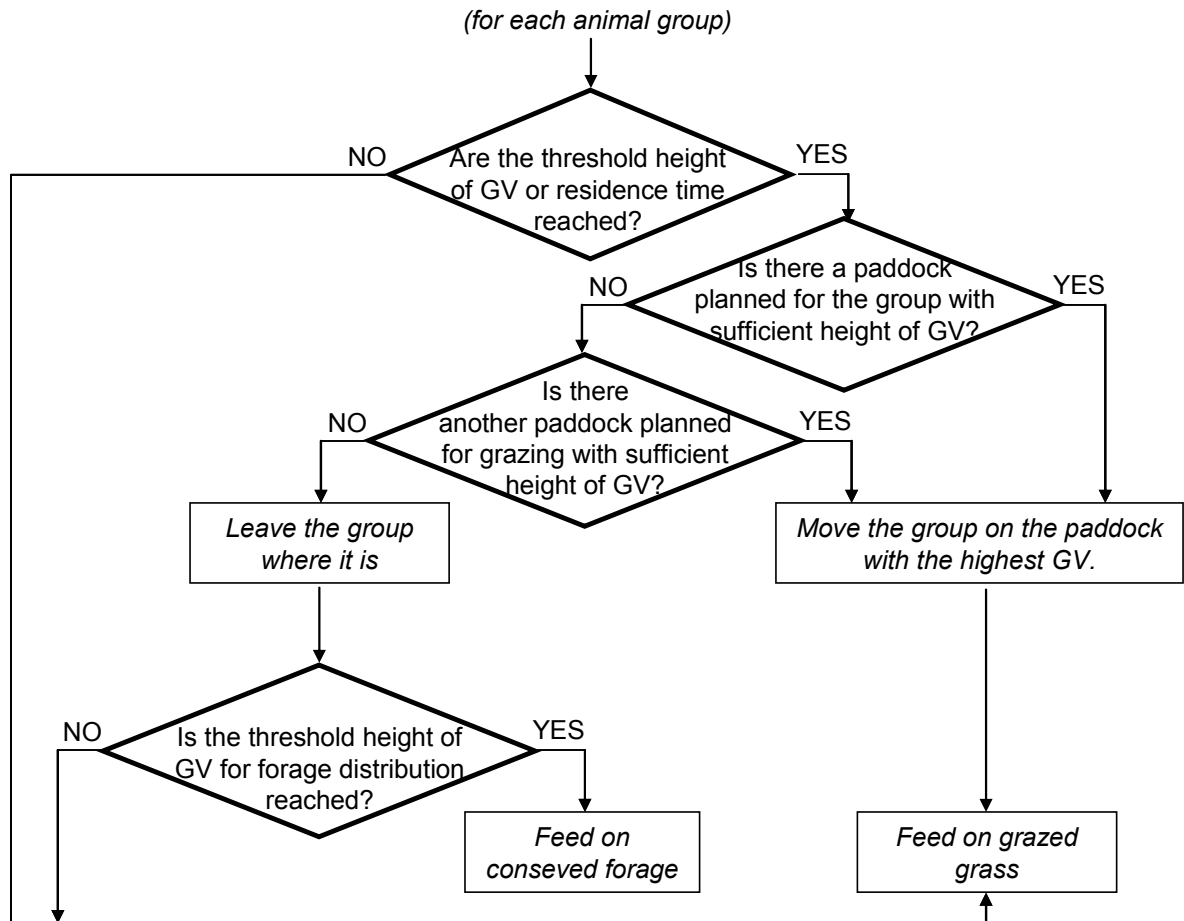
A grazing budget (Duru et al., 1988) is calculated at three critical dates in spring (14 June), summer (29 July) and autumn (12 September). A 10-day grazing budget means that the stock of herbage on the paddocks currently scheduled for grazing can feed the herd for 10 days. If needed, paddock utilization is re-planned in order to keep the grazing budget within an acceptable range (10-60 days): if there is too little herbage, paddocks planned for cutting are made available for grazing, and conversely if there is too much herbage the paddocks planned for grazing are made available for cutting. An example of re-planning is illustrated in figure 5b. Cutting takes place after the critical stage of earing and the minimum biomass accumulation (2.5 or 1.5 t DM ha<sup>-1</sup> for first and second cut, respectively) are reached, and only if the weather is fine (4 or 3 days with on average < 1 mm rain for first and second cut, respectively) (figure 6). The forage is stocked with 10% losses between the field and the barn (Dulphy, 1987). If the barn is full (>2.3 t DM LSU<sup>-1</sup>), the lowest quality forage is sold.

The herd is turned out to pasture when threshold values are reached for both the 4-day average temperature (4°C) and the grazing budget (5 days), and it is housed after a minimum date (27 October), when at least one of the variables falls below the threshold. At pasture, the animal group changes paddock when either the height of the green vegetative (GV)

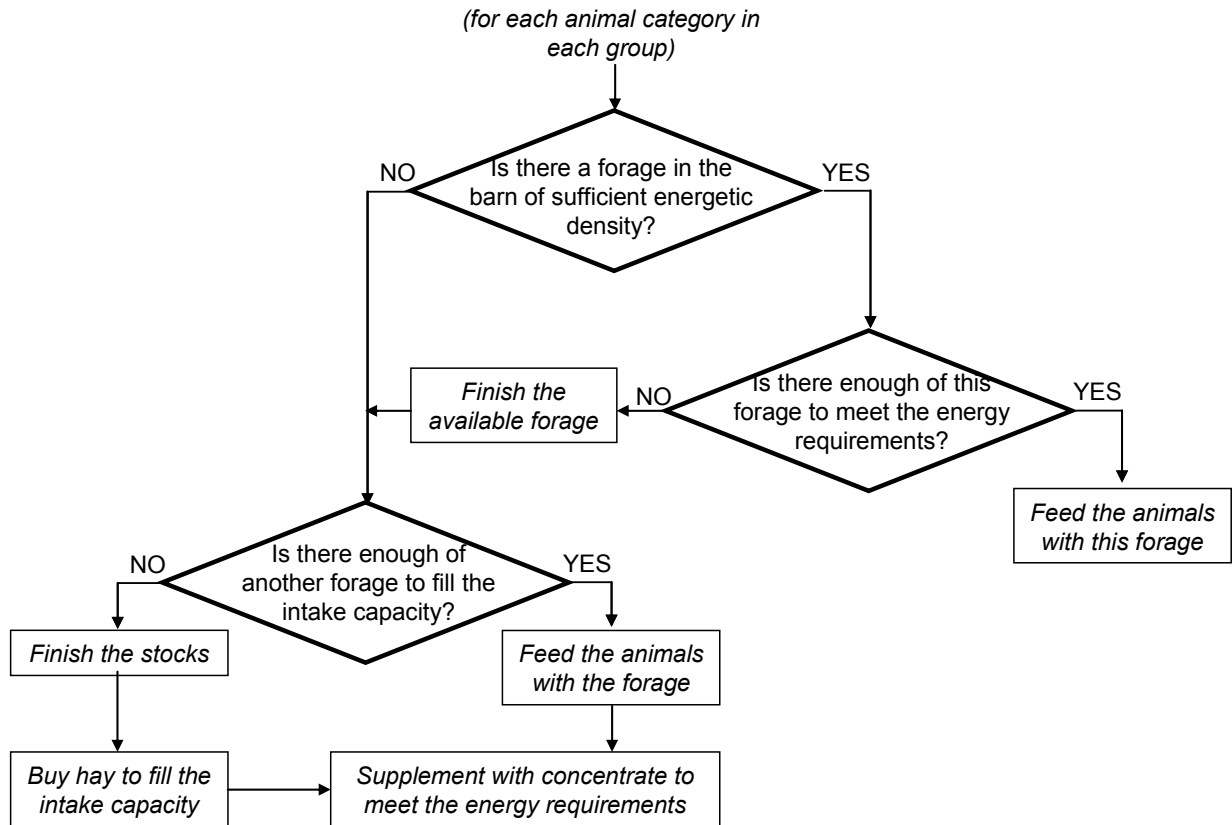




**Figure 6:** Management rules for forage harvests: algorithm of the management model, applied at each simulated day.



**Figure 7:** Management rules for paddock change: algorithm of the management model, applied to each simulated day when the herd is at pasture. GV: green vegetative component of the sward.



**Figure 8:** Management rules for winter feeding: algorithm of the management model, applied to each day in winter, when the herd is fed indoors. Forage energy density is the nutritive value per unit of fill value. The energy density is sufficient when the animals can ingest enough forage to meet their energy requirements.

component of the sward falls under a threshold value (5 cm for all seasons) or when a maximum residence time is reached (cows with calves: 10 days, heifers: 20 days, for all seasons; figure 7). GV height is calculated as the ratio of GV biomass on GV bulk density. The paddocks with the highest GV are grazed first. If there is no paddock that has enough available GV, the group does not change paddock and receives hay if GV height falls under a critical value (4 cm). An example of this situation is given figure 5b. The group of cows has priority access to the greenest paddocks at pasture, and to the best conserved forage indoors. The calves are supplemented daily after a critical age (180 days) if their daily weight gain is insufficient to reach the target weight at sale.

Winter feeding is calculated for each animal type in order to reach the target weights with the minimum use of purchased feed (figure 8). Concentrate is purchased only if the energy density (ratio of nutritive value on fill value, INRA, 1989) of the forage intake is too low, i.e. when the animals cannot ingest enough forage to fill their energy requirements. Hay is only purchased if the barn is empty.

#### *Inputs and outputs of SEBIEN*

The inputs to the whole-farm simulation model SEBIEN are: i) farm structure, i.e. paddock number, surface area and grassland type, and the number of animal groups, their composition and the profile of the average animal in each category, ii) management strategy, i.e. the planned animal production objectives, the planned use of each paddock throughout the year and a set of threshold values defining management rules, and iii) weather data for the simulated period.

The outputs of SEBIEN are: i) the daily operation of the forage system: forage calendar, amount and quality of forage harvested, amount of feed purchased, ii) the dynamics of animal state and intake in each group, and iii) the dynamics of sward state and grassland utilization on each paddock.

#### **4. Model sensitivity to farm structure and management plan**

To explore the behaviour of the whole-farm model SEBIEN, we investigated its sensitivity to key elements of farm structure and management plan for a simple farm.

## *Methods*

Grassland resources are described using a simple typology (Jouven et al., submitted) combining nutrition index classes and management practices (cut and grazed or exclusively grazed). The grass species in each type were determined using a database of permanent grassland communities (Orth et al., 2004) and floristic records in INRA experimental farms, and were used to calculate the functional parameters which are inputs to the vegetation sub-model. Four grassland types were characterized: i) rich hay meadows (RM) made up of highly productive and early grass species (*Arrhenatherum eliatum*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, etc.) with high digestibility in spring, ii) medium hay meadows (MM) made up of a variety of both productive and less productive grass species (*Anthoxanthum odoratum*, *Festuca rubra*, *Holcus lanatus*, etc.), iii) medium pastures (MP) containing a variety of species adapted to grazing (*Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*, etc.) and iv) poor pastures (PP) dominated by low-productive and late grass species (*Festuca ovina*, *Nardus stricta*, etc.).

The model was calibrated for a simple virtual farm of 30 ha divided into 10 three-hectare paddocks, running 26 cows with calf and 10 heifers (stocking rate 1.1 LSU ha<sup>-1</sup> - cow with calf = 1 LSU, average heifer = 0.7 LSU). The standard grassland resources chosen were 15 ha of medium pastures (MP, exclusively grazed) and 15 ha of medium hay meadows (MM, cut and grazed), of which 3 ha were scheduled for cutting once in spring, 3 ha to be topped then cut in spring, and 9 ha to be cut twice. The cows calved on 15 January at a weight of 700 kg and with a milk potential of 8 kg. Calves weighed 42 kg at birth, and heifers weighed 350, 550 and 630 kg at 1, 2 and 3 years old, respectively. Calves (males and females) could begin receiving concentrate supplements at 6 months old, were sold at 9 months old, and calf weight at sale was 325 kg.

We tested the model's sensitivity to the structure of the grassland resources by applying the four possible combinations of grassland resources: MM+MP (standard situation), MM+PP (lower average and pasture productivity) and RM+MP (higher average and meadow productivity), RM+PP (high contrast between fields, same average productivity). We also tested the model's sensitivity to stocking rate (altered by  $\pm 0.2$  LSU ha<sup>-1</sup>), which is another major characteristic of farm structure, and to herd management parameters such as calving date (altered by  $\pm 2$  months) and calf weight at sale (altered by  $\pm 25$  kg). Each simulation run lasted 10 consecutive years. The first two years were discarded to allow the vegetation model to converge (Jouven et al., 2006a and b). Weather data were taken from a series of years

(1993-2002) recorded at an INRA Research Station in Auvergne, France (Marcenat, altitude 1100 m asl).

We focussed our sensitivity analysis on a few global indicators at farm scale. Since feed autonomy is a good indicator of suckler system performance (Lherm and Benoit, 2003), we chose autonomous meat production as global indicator of production, which corresponds to the weight of animals sold corrected with the feed imported (bought or harvested the year before) to produce it. We supposed that replacement heifers weighed 290 kg at calf sale, and that cows were sold at 700 kg. All variables are expressed in kg, and 1 kg hay or concentrate costed the equivalent of 0.06 or 0.11 kg calf live weight, respectively:

$$\text{Autonomous meat production} = n^{\circ} \text{ calves} \times \text{calf weight at sale} - n^{\circ} \text{ replacement heifers} \times 290 \\ + n^{\circ} \text{ cull cows} \times 700 + 0.06 \times \text{forage balance} - 0.11 \times \text{concentrate purchased}$$

with forage balance = forage sold – forage bought + stock variation and  $n^{\circ}$  = number

To explain autonomous meat production, we looked at other indicators, i.e. forage balance, concentrate consumption, and amount of forage grazed or harvested. All indicators were expressed per LSU, in order to extract the direct effect of stocking rate. When comparing simulated farms with different stocking rates, the autonomous meat production was also expressed per hectare.

Grassland utilization rates are useful indicators of grassland conservation (Balent et al., 1999; Louault et al., 2005). Combined with soil fertility, they can be translated into a biodiversity indicator (Jouven et al., submitted). We chose the herbage and flower utilization rates of pastures and fields as indicators of grassland conservation:

$$\text{Utilization rate} = \text{biomass consumption by cutting or grazing} / \text{gross biomass production}$$

## *Results*

### Model predictions for the “standard” farm

The autonomous meat production of the standard farm simulated averaged 289 kg LSU<sup>-1</sup> (or 318 kg ha<sup>-1</sup>) per year, with a standard deviation (s.d.) of 41 kg (table 1). There was a slight deficit in forage balance (-0.38 t DM LSU<sup>-1</sup>), and concentrate consumption reached 55 kg LSU<sup>-1</sup>. Most of the forage produced on the farm was grazed (grazed/harvested = 1.9). The grazing season lasted 175 days, from 13 May to 3 November. The average daily intake of the cow at pasture was 12.2 kg DM, average milk production during the first six months of

**Table 1:** Sensitivity of animal production to the type of grassland resources (RM: rich hay meadows, MM: medium hay meadows, MP: medium pastures, PP: poor pastures) and to herd management. Average predictions and standard deviations over 8 simulated years.

		Autonomous meat production (kg LSU <sup>-1</sup> ) *	Concentrate purchased (kg LSU <sup>-1</sup> )	Forage balance (t DM LSU <sup>-1</sup> )	Forage harvested (t DOM LSU <sup>-1</sup> )	Forage grazed (t DOM LSU <sup>-1</sup> )
STANDARD (MM+MP)		289 (41)	55 (20)	-0.38 (0.66)	0.88 (0.35)	1.69 (0.06)
Grassland resources	RM+MP	357 (36)	20 (18)	0.68 (0.58)	1.39 (0.30)	1.86 (0.10)
	RM+PP	300 (48)	64 (36)	-0.18 (0.73)	1.20 (0.20)	1.41 (0.30)
	MM+PP	218 (40)	117 (44)	-1.45 (0.60)	0.77 (0.18)	1.11 (0.19)
Stocking rate (LSU ha <sup>-1</sup> ) *	0.9	328 (54)	54 (19)	0.26 (0.88)	1.21 (0.47)	1.73 (0.08)
	1.3	266 (34)	67 (17)	-0.74 (0.54)	0.75 (0.23)	1.61 (0.09)
Calf weight at sale (kg)	300	275 (41)	19 (13)	-0.40 (0.64)	0.87 (0.34)	1.68 (0.07)
	350	300 (37)	121 (22)	-0.39 (0.59)	0.88 (0.30)	1.69 (0.07)
Calving date	15-Mar	281 (38)	91 (34)	-0.45 (0.59)	0.91 (0.32)	1.65 (0.06)
	15-Nov	283 (36)	81 (20)	-0.44 (0.57)	0.87 (0.31)	1.63 (0.05)

\*cow with calf = 1 LSU, average heifer (1 to 3 years old) = 0.7 LSU  
DM: dry matter, DOM: digestible organic matter.

**Table 2:** Sensitivity of grassland utilization to type of grassland resource (RM: rich hay meadows, MM: medium hay meadows, MP: medium pastures, PP: poor pastures) and to herd management. Average predictions and standard deviations between paddocks.

Utilization rate of		Hay meadows (cut and grazed)		Pastures (grazed only)	
		herbage	flowers	herbage	flowers
STANDARD (MM+MP)		0.42 (0.03)	0.59 (0.01)	0.41 (0.02)	0.28 (0.05)
Grassland resources	RM+MP	0.53 (0.01)	0.70 (0.02)	0.32 (0.04)	0.28 (0.04)
	RM+PP	0.59 (0.01)	0.64 (0.15)	0.32 (0.01)	0.47 (0.02)
	MM+PP	0.50 (0.04)	0.63 (0.06)	0.35 (0.01)	0.49 (0.03)
Stocking rate (LSU* ha <sup>-1</sup> )	0.9	0.38 (0.03)	0.59 (0.01)	0.37 (0.04)	0.21 (0.06)
	1.3	0.45 (0.05)	0.63 (0.05)	0.46 (0.01)	0.35 (0.03)

lactation was 7.1 kg, and average body condition score at housing was 3.0. In spring, 13.1 ha were cut, on average on the July 8, giving a yield of 3.2 t DM ha<sup>-1</sup>. In summer, 5.6 ha were cut, on average on August 25, giving a yield of 1.5 t DM ha<sup>-1</sup>. The variability in animal production at farm scale was mainly driven by variability in the amount and surface of forage harvested. Biomass utilization rate was close to 0.40 for both pastures and meadows, but flower utilization rate was two-fold higher on meadows (0.59) than on pastures (0.28; table 2).

#### Sensitivity to the type of grassland resources

Changing the grassland types increased the productivity gap between pastures (less productive) and meadows (more productive) compared to the baseline setting. Introducing rich hay meadows or poor pastures had symmetrical effects on both autonomous meat production and forage balance (table 1): more productive paddocks led to a marked increase in these variables (around +70 kg LSU<sup>-1</sup> and +1.1 t DM LSU<sup>-1</sup>, respectively), while less productive paddocks led to a marked decrease. RM produced more and earlier grass than MM, which resulted in an earlier cutting date (30 June), higher yields (+1t DM ha<sup>-1</sup> on the first cut) and more surface harvested, especially in the second cut (+4.2 ha for RM+MP and +1.5 ha for RM+PP). Introducing rich hay meadows also increased the amount of forage grazed, since the meadows were grazed in both summer and autumn. For RM+MP, intake at pasture was higher (+0.3 kg DM cow<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>), resulting in better performance and therefore lower use of concentrate, and the grazing season was longer (+8 days). Poor pastures produced less grass than MP, which resulted in lower intake at pasture (-0.8 kg DM cow<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>), hay feeding at pasture in autumn, lower animal performance and higher use of concentrate. Since grass was scarce under this regime, the second cut was scaled down (only 1.9 ha for MM+PP) and the grazing season was shortened (-13 days for MM+PP). Combining RM+PP decreased the proportion of grazed grass, and increased the forage autonomy of the system, which on the whole affected positively the autonomous meat production.

The grassland resource structure that showed the least production variability between years was RM+MP, i.e. the most productive grassland resources. There was higher variability in harvested forage when the hay meadows were richer, because good years were taken advantage of with more second cuts. Variability of grazed forage increased with the contrast between meadows and pastures, in response to variations in herd access to the best paddocks.

Changing grassland types led to an increase in the herbage utilization rate of hay meadows due to more cutting when the meadows were rich and due to more grazing when the pastures were poor. The highest flower utilization of hay meadows occurred on rich meadows (which



have an early reproductive stage), when the associated pastures produced enough to cover all spring grazing needs, and therefore all the meadows could be cut. Changing grassland types led to a decrease in the herbage utilization rate of pastures, either because the higher productivity of hay meadows meant there was less grazing pressure on MP or because the higher sward density of PP resulted in a lower proportion of herbage available for grazing. Flower utilization rate was higher for PP than for MP, because PP endured higher grazing pressure in spring. These effects were combined in the RM+PP scenario.

#### Sensitivity to stocking rate

Modifying the stocking rate affected both animal production and grassland utilization. Decreasing stocking rate to 0.9 LSU ha<sup>-1</sup> led to an increase in available forage per LSU, and subsequently also increased forage balance (+0.6 t DM LSU<sup>-1</sup>) and autonomous meat production per LSU (+39 kg, table 1) while decreasing autonomous meat production per hectare (-23 kg). In terms of farm operations, more paddocks were cut in summer (+3 ha), and the grazing season was 3 days longer. There was higher production variability because the system was better equipped to take advantage of the good years. Biomass and flower utilization rates were reduced (table 2), except flower utilization rate on meadows which mainly depended on the date of 1<sup>st</sup> cut and on the surface cut in spring.

The opposite situation was observed when stocking rate was raised to 1.3 LSU ha<sup>-1</sup>: autonomous meat production per LSU decreased (-23 kg) while the autonomous meat production per hectare increased (+28 kg). The stocking rate increase meant that forage balance was reduced (-0.4 t DM LSU<sup>-1</sup>), less meadows were cut in summer (-1.5 ha) and the grazing season was 6 days shorter. As a consequence of lower herbage availability, grasslands were used more intensively, and concentrate consumption increased. There was less production variability because the system always depended on purchased forage.

#### Sensitivity to calf weight at sale and calving date

Modifying calf weight at sale mainly affected animal production and concentrate consumption (table 1): the higher the target weight, the higher the value of these output variables. Heavier calves also tended to eat more at pasture (on average +0.3 kg DM d<sup>-1</sup> between the extreme treatments). Modifying the calving date had a number of indirect consequences due to the fact that the dynamic equilibrium between forage resources and herd requirements changed. The two calving dates tested appeared less favourable to production than in the standard setting, with slightly lower forage autonomy and higher concentrate

consumption. Delaying calving date made it possible to take maximum advantage of spring grass for milk production, but the calves were finished in autumn and winter, i.e. on lower-quality forage than at pasture, which resulted in higher concentrate consumption. Calves were younger at pasture, and therefore intake was lower ( $-1.1 \text{ kg DM d}^{-1}$ ), especially in spring, which explains a slightly lower flower utilization rate for pastures (data not shown). Bringing forward calving date made it possible to take advantage of spring grass for calf growth: calves were older at pasture, and therefore intake was higher ( $+0.8 \text{ kg DM d}^{-1}$ ). However, the peak milk production was achieved in winter, and therefore average milk production in the first six months of lactation was reduced by 0.6 kg and more concentrate was needed to bring the calves to the target weight at sale.

## **5. Discussion**

SEBIEN, a whole-farm simulator of the functioning of grassland-based suckler systems as seen from a bio-technical approach, was built to study the dynamic interactions between management, production and grassland utilization. Model inputs are farm structure and management which is divided into a strategic component (planning) and a management component (management rules). Model outputs include the daily operation of the forage system, the dynamics of grass biomass, structure and quality on each paddock, and the dynamics of intake and production for each animal category in the herd, which can be translated into global indicators of system production and grassland utilization. This section is designed as a recap on the distinctive features of SEBIEN followed by discussion on the consistency of model predictions and the validity domain of the model.

### *Distinctive features of SEBIEN*

The simulation model SEBIEN was designed for suckler systems based on permanent pasture, which until now have been rarely modelled compared to more intensive dairy systems or rangeland systems. Suckler systems are particularly interesting because the dynamic interactions that exist between diverse grassland resources and herd determine both production and biodiversity through grassland utilization (Coléno and Duru, 2005). SEBIEN explains the functioning of a grassland-based suckler system by modelling the behaviour of the two main biological components of the farming system (herd and grasslands) with a similar level of integration. This type of approach has previously been adopted by Armstrong et al. (1997) and Freer et al. (1997) for sheep, but most of the existing models tend to focus on

either the animal or on the grassland production system. SEBIEN can comfortably simulate a wide range of farm structures and management strategies by modifying the input parameters. This flexibility makes it an interesting tool for research.

SEBIEN satisfies all five requirements of whole-farm models listed by Milne and Sibbald (1998) and Thornton and Herrero (2001), i.e. i) to describe and quantify the interactions between system components and their variability in response to weather or other external factors, ii) to respond to management strategies, iii) to provide simple and practical indicators in the outputs, iv) to give indications of system operations at various scales of space and time, and v) to require a minimum set of simple inputs. In fact, our model analyzes the dynamic interactions between management, herd and grassland resources using an integrated approach to the biological components of the farm. Grass growth and management respond to weather patterns, thereby introducing variability between simulated years. Model outputs are sensitive to farm structure and management, which can easily be changed since both are model inputs. Model outputs can be analyzed at daily, seasonal and multiple-year time scales and include farm management-specific biological outputs such as animal intake or grass composition as well as integrated outputs that are easily understandable by economists, farmers and advisory services such as forage calendar, concentrate consumption, forage balance or autonomous meat production. Model inputs (weather data, potential production of each animal category, grassland types, and management plan and rules) can be easily assessed via experts or farm surveys. However, since the model represents the steady-state functioning of the farm, the user should make sure that model inputs are coherent with model outputs. Users should in particular check that: i) the description of grassland types matches the predicted use of paddocks, and ii) the predicted dynamics of animal state would not impact negatively on reproductive performance, since the latter is set to an ideal value of 1 calf per cow.

#### *Consistency of model predictions with field measurements and expert knowledge*

Model predictions for forage system performance are on the whole consistent with field measurements and experimental results. The length of the grazing season predicted by the model (157 to 183 days) is only just below the 193 days reported by Petit et al. (1995) and the 184 days reported by D'Hour et al. (1998) for suckler systems in the upland areas of Auvergne. The slight under-prediction of days at pasture can be related to the relatively high altitude of the site where the weather data was collected (1100 m asl.): the vegetation period decreases from 7 to 5 months when altitude increases from 700 to 1200 m asl (Loiseau, 1990). The forage yields predicted by the model are close to data from the farming networks

monitored by the Institut de l'Elevage (2001) for both medium hay meadows (a predicted 3.2 and 1.5 t DM ha<sup>-1</sup> for first and second cut, respectively, compared to an observed 3.3 and 1.8 t DM ha<sup>-1</sup>) and for rich hay meadows (a predicted 4.4 and 1.6 t DM ha<sup>-1</sup> for first and second cut respectively, compared to an observed 4.2 and 2.0 t DM ha<sup>-1</sup>). The slight under-prediction of second-cut yields can be attributed to the higher altitude modelled, to error in the vegetation model, or to the use of mineral fertilization which is not modelled. The model predicts a weight gain at pasture of 30 to 60 kg for the cows, which is within the range of values reported by Petit et al. (1995) for multiparous *Charolais* or *Salers* cows (30 to 80 kg). The consumption of concentrate predicted by the model (20 to 150 kg calf<sup>-1</sup>) is close to INRA (1989) recommendations: 0 to 150 kg for *Charolais* calves, depending on grass quality.

The sensitivity analysis performed confirms the importance of stocking rate and of the structure and productivity of grassland resources in suckler systems based on permanent pasture. Since these variables affected both production and grassland utilization, it seems that finding the right balance between grassland resources and stocking rate is a crucial factor in the sustainability of these systems. This balance could be modulated by grazing or cutting management, which influence the interactions between herd and grassland resources. The model predicted little effect on grassland utilization of the production objectives tested (calving date, calf weight at sale), which means these variables can be tailored to market opportunities, especially the prices of young cattle and concentrate feed, without negatively impacting on grassland conservation.

#### *Validity domain of the model*

Our model contains a number of simplifications that tend to restrict its validity domain to systems exploiting relatively well-grouped grassland resources in temperate climatic conditions within a normal range. The major simplifications are: i) no fertilization and no evolution of grassland types, ii) no adjustments of herd management policy during the year or between years, and iii) no spatial or topographic considerations for grass growth and grassland management.

The vegetation sub-model in SEBIEN is highly sensitive to soil fertility, which differs between grassland types. However, the management sub-model does not deal with fertilization since it follows the hypothesis that fertilization is set in order to compensate for forage harvest losses. These simplifications remain justified for grassland-based suckler systems where fertilization is low, because fertilization management is a complex problem

and there is still insufficient data to reliably model the evolution path of grasslands in response to management. High levels of fertilization can over the years, alter soil fertility and thus grassland type (Loiseau et al., 1979). Similarly, the intensity of grass utilization over the years influences the specific and functional composition of grasslands (Louault et al., 2005). As a consequence, in situations of very high or very low grassland utilization which would normally rapidly (3-5 years) lead to grassland deterioration (Balent et al., 1999), the model's predictions should not be interpreted as steady-state functioning but as short-term functioning in an unbalanced system.

Herd management in SEBIEN is mainly pre-scheduled, as often happens in grassland-based suckler systems. However, farm surveys confirmed that in exceptionally bad years adjustments can be made to herd management: farmers mentioned changing animal groups and putting a few females in livery, while experts added lowering feed allowance in winter, bringing calf weaning forward, and lowering stocking rate by increased or earlier sales. Consequently, the model may under-predict production performance in exceptionally bad years, especially by accentuating forage deficit both at pasture and during the winter. Conversely, the strict application of management rules such as “first graze the paddock with the highest green vegetative biomass”, “buy forage only when needed” and “supplement concentrate to achieve the exact production objectives” might lead to an over-estimation of autonomous production in normal years compared to real situations.

SEBIEN applies the same climatic conditions to predict grass growth on every paddock: topography and position are not taken into account. Grassland-based suckler systems often combine upland (1000-1400 m asl.) pastures grazed during the summer with hay meadows at a lower altitude (700-1000m asl.). Altitude significantly influences the dynamics of grass growth (Loiseau, 1990). Within-field slope, distance from the stable and between field altitude gradient all play an important role in resource management, and the way they are exploited can modify the forage autonomy of the system (Coléno et al., 2005). We first opted to exclude these criteria from the description of grassland resources, but altitude gradient in particular could be easily included by modifying the weather data according to altitude, as done by Andrieu (2004).

### *Conclusion and perspectives.*

We constructed a simulation model of grassland-based suckler farms using a bio-technical approach focussed on the forage system. The model outputs can be used to calculate global indicators of production and grassland utilization which in turn can be used in discussions on system sustainability. Model predictions at different space and time scales can be analyzed to gain a better understanding of the interactions between farm management, production and grassland utilization. Given its high sensitivity to grassland types and stocking rate, the model is able to simulate different farm structures. It can be used to study the effects of biodiversity-friendly or production-oriented management rules and thus identify systems that best reconcile production and grassland conservation.

### **Acknowledgements**

The authors are grateful to the following people for their contribution to the development of the whole farm model: J. Agabriel, P. D'Hour, M. Duru, D. Egal, A. Farruggia, P. Faverdin, J-P. Garel, M. Lherm, P. Loiseau and M. Petit (INRA), E. Josien (CEMAGREF), R. Bouchy (Cantal Department Chamber of Agriculture), C. Desserre and G. Pradel (Parc des Volcans d'Auvergne). They also thank Mr. Roddes, Mr. Brugerolles and Mr. Taillefer, farmers in the Cantal department. This study was supported by a grant from the Auvergne region of France and the INRA PHASE department.

### **References**

- Andrieu, N. (2004) L'utilisation de la diversité de la ressource fourragère dans les systèmes d'exploitation d'élevage pour tamponner les effets de la variabilité inter-annuelle du climat, *PhD thesis at the Institut National Agronomique Paris-Grignon*, 321 p.
- Armstrong, H. M., Gordon, I. J., Grant, S. A., Hutchings, N. J., Milne, J., Sibbald, A. (1997) A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. I - The prediction of vegetation biomass. II - The prediction of offtake by sheep. *Journal of Applied Ecology*, 34, 166-207.
- Balent, G., Alard, D., Blanfort, V., Poudevigne, I. (1999) Pratiques de gestion, biodiversité floristique et durabilité des prairies. *Fourrages*, 160, 385-402.
- Baumont, R., Ginane, C., Garcia, F., Carrère, P. (2005) How herbivores optimize diet quality and intake in heterogeneous pastures, and consequences on vegetation dynamics. In: Milne J.A. (ed.) *Pastoral systems in Marginal Environments*. Satellite workshop of the XX International Grassland Congress, 2005, pp.39-50. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers.

- Coléno, F.C., Duru, M. (1999) 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, 151-164.
- Coléno, F.C., Duru, M. (2005) L'apport de la gestion de la production aux sciences agronomiques. Le cas des ressources fourragères. *Natures Sciences Sociétés*, 13, 247-257.
- Coléno, F.C., Duru, M., Theau, J-P. (2005) A method to analyse decision-making processes for land use management in livestock farming. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 3, 69-78.
- Cros, M. J., Duru, M., Garcia, F., Martin-Clouaire, R. (2004) Simulating management strategies: the rotational grazing example. *Agricultural Systems*, 80, 23-42.
- Delaby, L., Peyraud, J.L., Faverdin, P. (2001) Pâtur'IN: le pâturage des vaches laitières assisté par ordinateur. *Fourrages*, 167, 385-398.
- D'Hour, P., Revilla, R., Wright, I.A. (1998) Possible adjustments of suckler herd management to extensive situations. *Annales de Zootechnie*, 47, 453-463.
- Diaz-Solis, H., Kothmann, M.M., Hamilton, W.T., Grant, W.E. (2003) A simple ecological sustainability simulator (SESS) for stocking rate management on semi-arid grazing lands. *Agricultural Systems*, 76, 655-680.
- Donnelly, J.R., Moore, A.D., Freer, M. (1997) GRAZPLAN: decision support system for Australian grazing enterprises - I. Overview of the GRAZPLAN project, and a description of the MetAccess and LambAlive DSS. *Agricultural Systems*, 54, 57-76.
- Dulphy, J-P. (1987) Fenaison : pertes en cours de récolte et de conservation. In: Demarquilly C. (ed.) *Les fourrages secs : récolte, traitement.*, INRA, Paris, p.103-124.
- Duru, M., Fiorelli, J. L., Osty, P. L. (1988) Propositions pour le choix et la maîtrise du système fourrager : I - Notion de trésorerie fourragère. *Fourrages*, 113, 37-50.
- Fitzgerald, J.B., Brereton, A.J., Holden, N.M. (2005) Assessment of regional variation in climate on the management of dairy cow systems in Ireland using a simulation model. *Grass and Forage Science*, 60, 283-296.
- Fleury, P., Duboeuf, B., Jeannin, B. (1996) Forage management in dairy farms: a methodological approach. *Agricultural Systems*, 52, 199-212.
- Freer, M., Moore, A. D., Donnelly, J. R. (1997) GRAZPLAN: decision support system for Australian grazing enterprises - II. The animal biology model for feed intake, production and reproduction and the GrazFeed DSS. *Agricultural Systems*, 54, 77-126.
- Garel, J. P., Petit, M., Agabriel, (1988) Alimentation hivernale des vaches allaitantes en zone de montagne. *INRA Productions Animales*, 1, 19-23.
- Halberg, N., Van der Werf, H.M.G., Basset-Mens, C., Dalgaard, R., de Boer, I.J.M. (2005) Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*, 96, 33-50.
- Herrero, M., Fawcett, R.H., Dent, J.B. (1999) Bio-economic evaluation of dairy farm management scenarios using integrated simulation and multiple-criteria models. *Agricultural Systems*, 62, 169-188.
- Hodgson, J. & coll. (2005) How much will it cost to save grassland diversity? *Biological Conservation*, 122, 263-273.

- Hopkins, A., Holz, B. (2005) Grasslands for agriculture and nature conservation: production, quality and multi-functionality. *Grassland Science in Europe*, 10, 15-29.
- INRA (1989) *Ruminant nutrition: recommended allowances and feed tables*. John Libbey Eurotext, Paris.
- Institut de l'élevage (2001) *Référentiel fourrager des Réseaux d'élevage Auvergne et Lozère*.
- Institut de l'élevage (2002) *Cas type BV10 des Réseaux d'élevage Auvergne et Lozère*, available at: [http://www.inst-elevage.asso.fr/html1/IMG/pdf/357-BV10\\_Salers.pdf](http://www.inst-elevage.asso.fr/html1/IMG/pdf/357-BV10_Salers.pdf)
- Jouven, M., Baumont, R. (2005) Development of a model simulating the impact of management strategies on production from beef cattle farming systems based on permanent pasture. *Proceedings of the XX International Grassland Congress*, Dublin, 882.
- Jouven, M., Agabriel, J., Carrère, P., Josien, E., Baumont, R. (2005) Quelles conduites des systèmes bovins allaitants herbagers pour produire en préservant les prairies ? Eléments de réponse à l'aide de la modélisation. *Proceedings of the 12<sup>th</sup> Rencontres Recherche Ruminants*, Paris, 199-202.
- Jouven, M., Carrère, P., Baumont, R. (2006a) Model predicting dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures -1: Model description. *Grass and Forage Science*, 61, 112-124.
- Jouven, M., Carrère, P., Baumont, R. (2006b) Model predicting dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures -2: Model evaluation. *Grass and Forage Science*, 61, 125-133.
- Jouven, M., Agabriel, J., Baumont, R., (*submitted*). A model predicting the seasonal dynamics of intake and production for suckler cows and their calves, fed indoors or at pasture.
- Jouven, M., Loiseau, P., Orth, D., Farruggia, A., Baumont, R., (*submitted*). Peut-on concilier production et biodiversité dans les systèmes d'élevage herbagers ? Perspectives apportées par la modélisation à l'échelle de l'exploitation.
- Jouven, M., Baumont, R., (*submitted*). Simulating the impact of management on production and grassland utilization in suckler systems based on permanent pasture. 1- Model description.
- Lherm, M., Benoit, M. (2003) L'autonomie de l'alimentation des systèmes d'élevage allaitant : évaluation et impacts économiques. *Fourrages*, 176, 411-424.
- Loiseau, P., de Montard, F., Gachon, L., Ricou, G., Jouis, M., Bechet, G., Martin-Rosset, W., Molenat, G., Theriez, M. (1979) Aspects biologiques et techniques de la remise en exploitation des hauts pâturages dégradés des Monts Dore. *Utilisation par les ruminants des pâturages d'altitude et des parcours méditerranéens*. Versailles, INRA.
- Loiseau, P., de Montard, F-X., Ricou, G. (1990) Grasslands in upland areas: the Massif Central (France). In: Breymer A.I. (ed.) *Managed Grasslands, regional studies*, 71-97. Amsterdam: Elsevier Science Publishers.
- Louault, F., Pillar, V.D., Aufrère, J., Garnier, E., Soussana, J.F. (2005) Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16, 151-160.
- Marriott, C. A., Carrère, P. (1998) Structure and dynamics of grazed vegetation. *Annales de Zootechnie*, 47, 359-370.



- Milne, J., Sibbald, A. (1998) Modelling of grazing systems at the farm level. *Annales de Zootechnie*, 47, 407-418.
- Moulin, C., Girard, N., Dedieu, B. (2001) L'apport de l'analyse fonctionnelle des systèmes d'alimentation. *Fourrages*, 167, 337-364.
- Orth, D., Loiseau, P., Loisel, A., Perrin, O., Balay, O. (2004) Un cas d'évaluation physiologique de la biodiversité : options et questions. *Fourrages*, 179, 335-352.
- Pacini, C., Giesen, G., Wossink, A., Omodei-Zorini, L., Huirne, R. (2004) The EU's Agenda 2000 reform and the sustainability of organic farming in Tuscany: ecological-economic modelling at field and farm level. *Agricultural Systems*, 80, 171-197.
- Parris, K. (2002) Grasslands and the environment: recent European trends and future directions - an OECD perspective. *Grassland Science in Europe*, 7, 957-984.
- Petit, M., Agabriel, J. (1993) Etat corporel des vaches allaitantes Charolaises : signification, utilisation pratique et relations avec la reproduction. *INRA Productions Animales*, 6, 311-318.
- Petit, M., D'Hour, P., Garel, J.P. (1995) Le troupeau de vaches allaitantes au pâturage. *Proceedings of the 2<sup>nd</sup> Rencontres Recherche Ruminants*, Paris, 45-54.
- Plantureux, S., Peeters, A., Mc Cracken, D. (2005) Biodiversity in intensive grasslands: effect of management, improvement and challenges. *Grassland Science in Europe*, 10, 417-426.
- Romera, A.J., Morris, S.T., Hodgson, J., Stirling, W.D., Woodward, S.J.R. (2004) A model for simulating rule-based management of cow-calf systems. *Computers and electronics in Agriculture*, 42, 67-86.
- Rotz, C.A., Buckmaster, D.R., Comerford, J.W. (2005) A beef herd model for simulating beef intake, animal performance, and manure excretion in farm systems. *Journal of Animal Science*, 83, 231-242.
- Teague, W.R., Foy, J.K. (2002) Validation of SPUR2.4 rangeland simulation model using a cow-calf field experiment. *Agricultural Systems*, 74, 287-302.
- Thornton, P.K., Herrero, M. (2001) Integrate crop-livestock simulation models for scenario analysis and impact assessment. *Agricultural Systems*, 70, 581-602.
- Van der Werf, H.M.G., Petit, J. (2002) Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 93, 131-145.
- Veysset, P., Bebin, D., Lherm, M. (2005) Adaptation of Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83, 179-202.

# **Chapitre III**

**Les sous-modèles biologiques  
de la végétation et de l'animal**



**Comment modéliser les composantes biologiques des systèmes d'élevage herbagers dans SEBIEN, en intégrant les modèles existants à des échelles inférieures ? Quelle est la fiabilité des sous-modèles ainsi construits ? Ce chapitre détaille les choix de modélisation et décrit les sous-modèles de la végétation et de l'animal, ainsi que leur évaluation en deux temps : i) analyse de sensibilité et lois de réponse à des paramètres ou variables d'entrée pour vérifier que le comportement du modèle est en accord avec les connaissances et les objectifs d'utilisation, ii) validation sur données expérimentales pour évaluer la capacité à reproduire l'allure des dynamiques observées et mesurer la précision des prévisions.**

Le sous-modèle de végétation prévoit la dynamique saisonnière de biomasse, structure et digestibilité du couvert sur chaque parcelle à partir de données climatiques journalières (température moyenne, rayonnement, précipitations, évapo-transpiration potentielle) et du type de prairie (fertilité, composition fonctionnelle en graminées). Il a une importance capitale car c'est principalement lui qui traduit l'aléa climatique en aléa de production. Le sous-modèle de végétation est basé sur une approche fonctionnelle et structurelle du couvert : la composition fonctionnelle en graminées détermine les paramètres du modèle, et la végétation est subdivisée en quatre compartiments (végétatif vert, végétatif sec, reproducteur vert et reproducteur sec) caractérisés chacun par une biomasse, une digestibilité et un âge moyen. L'âge, comptabilisé en sommes de température, stimule les flux de sortie de biomasse et fait baisser la digestibilité des compartiments verts. Le sous-modèle de végétation a été calibré et validé pour des prairies permanentes et des conditions climatiques de moyenne montagne. Ses prévisions sont réalistes pour des prairies pauvres, moyennes et riches, soumises à différentes fréquences de coupe. Sa précision est proche de 0.5 t MS/ha pour la biomasse, et 0.02 g/g pour la digestibilité.

Le sous-modèle animal calcule l'ingestion et la production journalière pour chaque catégorie d'animal de chaque lot. Il permet de traduire l'aléa fourrager en aléa de production animale, et de prévoir ainsi la quantité d'aliment concentré nécessaire pour atteindre les objectifs de production. En interaction avec le modèle de conduite, il explique la dynamique d'utilisation des prairies. Le sous-modèle animal développe une approche intégrée qui s'appuie sur les modèles INRA (1988) des besoins alimentaires et des apports recommandés

(exprimés en unités fourragères et en unités d'encombrement) pour les races allaitantes Charolaise et Salers. La qualité de l'ingéré au pâturage est déterminée par un modèle de sélectivité original. Les quantités ingérées sont calculées en mettant en regard la valeur d'encombrement du fourrage, la capacité d'ingestion des animaux et la disponibilité de l'herbe au pâturage. Les performances, qui dépendent de l'état des animaux et de l'énergie ingérée, influencent la capacité d'ingestion le jour suivant. Ce modèle a été évalué seul, et en interaction avec le modèle de végétation. Ses prévisions ont été réalistes pour la dynamique saisonnière d'ingestion et de poids des animaux. La production laitière au pâturage et l'état des vaches ont été moins bien prévus. La précision du modèle a été bonne pour le poids des vaches (13 kg ou 2%), le poids des veaux (8 kg ou 3%) et la digestibilité de l'ingéré (0.04 ou 5%) ; elle a été moyenne pour la production laitière à l'étable en début de lactation (0.6 kg ou 7%), les quantités ingérées au pâturage (1.5 kg MS ou 10%) et l'état des vaches (0.2 ou 10%), et mauvaise pour la production laitière au pâturage, après le troisième mois de lactation (1.5 kg ou 23%).

*Ce travail a été réalisé avec la collaboration de P. Carrère (INRA-Agronomie) et J. Agabriel (INRA-URH) pour le développement et la validation respectivement du sous-modèle de végétation et du sous-modèle animal. P. Loiseau (INRA-Agronomie), M. Petit (INRA-URH) et J-P Garel (INRA-Unité Expérimentale de Marcenat) ont également apporté leur expertise. Le plupart des expériences utilisées pour la validation se sont déroulées à l'Unité Expérimentale des Monts Dore (site de Laqueuille) entre mai 2004 et novembre 2005, avec des vaches Charolaises suitées vêlant en janvier. En annexe 7, une communication au congrès de l'European Grassland Federation (2006) présente l'expérience comparant l'ingestion et les performances suivant le chargement (haut ou bas) en pâturage continu ; l'expérience comparant les performances suivant le niveau d'alimentation hivernal (haut, moyen ou faible) est décrite en annexe 8 ; l'expérience comparant les performances suivant la conduite du pâturage (continu ou rotation) est décrite en annexe 9.*

# Model predicting dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures. 1. Model description

M. Jouven\*, P. Carrère† and R. Baumont\*

\*INRA, Unité de Recherches sur les Herbivores, St Genès Champanelle, France, and †INRA, Unité d'Agronomie, Clermont-Ferrand, France

## Abstract

To investigate seasonal and annual interactions between management and grassland dynamics, a simple mechanistic model of the dynamics of production, structure and digestibility in permanent pastures was constructed. The model is designed to respond to various defoliation regimes, perform multiple-year simulations and produce simple outputs that are easy to use as inputs for a model of ruminant livestock production. Grassland communities are described using a set of average functional traits of their constituent grass groups. The sward is subdivided into four structural compartments: green leaves and sheath, dead leaves and sheath, green stems and flowers, and dead stems and flowers. Each compartment is characterized by its biomass, age and digestibility. Only above-ground growth is modelled, using a light-utilization efficiency approach modulated by a seasonal pattern of storage and mobilization of reserves. Ageing of plant parts is driven by cumulative thermal time from 1 January and by biomass flows. Age affects senescence, abscission and digestibility of green compartments and, therefore, the quality of green leaves and stems can increase or decrease over time in relation to net growth and defoliation dynamics. The functional traits having the greatest impact on model outputs are seasonal effects, period of reproductive growth and effects of temperature on photosynthetic efficiency.

The functional traits of the grass groups were parameterized for temperate pastures of the Auvergne region in France. The other model inputs are few: proportion of functional groups, basic weather data (incident photosynthetically active radiation, mean daily temperature, precipitation and potential evapotranspiration) and site characteristics (nitrogen nutri-

tion index, soil water-holding capacity). In the context of a whole-farm simulator, the model can be applied at a field scale.

**Keywords:** mechanistic dynamic model, permanent grassland, functional traits

## Introduction

Understanding and predicting the dynamics of managed pastures at the field and farm scales could help define more sustainable management strategies for permanent pastures. Dynamic, mechanistic and deterministic models can greatly assist the investigation of this topic. According to Milne and Sibbald (1998), there is a need for models that (i) deal with permanent pastures with multiple objectives, (ii) predict daily biomass production, structure and quality in order to simulate selective defoliation and digestible energy as inputs for an animal production model, (iii) predict management-related changes in grassland dynamics over years and (iv) require few, easily collectable inputs.

Dynamic models of managed grasslands already exist. They usually predict daily growth as the product of potential growth and a number of functions of environmental factors (temperature, water and nutrient supply and season). In the earliest models, potential growth was determined empirically from the plant's genetic potential (Brown *et al.*, 1986) or from field measurements (Fick, 1980). More recent models (Moore *et al.*, 1997; Schapendonk *et al.*, 1998; Coléno and Duru, 1999; Herrmann and Schachtel, 2001; Bonesmo and Bélanger, 2002; McCall and Bishop-Hurley, 2003) have used a mechanistic approach, based on light-utilization efficiency, which enables a better understanding of seasonal dynamics of production. Several models predict the quality of the forage by estimating either the proportion of green and dead material (Fick, 1980; Brown *et al.*, 1986) or the digestibility of herbage, often in relation to the proportion of green leaves, stem and senescent material (Blackburn and Kothmann, 1989; Moore *et al.*, 1997; Bonesmo and

*Correspondence to:* M. Jouven, INRA, Unité de Recherches sur les Herbivores, Theix, 63122 St Genès Champanelle, France.

E-mail: mjouven@clermont.inra.fr

Received 8 July 2005; revised 20 December 2005

Bélanger, 2002; Groot and Lantinga, 2004). The existing models are based on single species or growth forms, and the models that predict the behaviour of diverse pastures (Blackburn and Kothmann, 1989; Moore *et al.*, 1997) consider each species or growth form separately, which brings in a great complexity in inputs and outputs for highly diverse pastures.

The objective was to develop a model of permanent pasture, capable of simulating the effects of management (type and intensity) on biomass, structure and quality dynamics at the field scale. The model was designed for a whole-farm simulator, where it would be applied to each field. Therefore, the model had to be as simple as possible and had to produce outputs that could be used directly as inputs for an intake and production model of ruminant livestock. To keep the model simple, a functional approach instead of a species-based approach was chosen; it was assumed that the dynamics of permanent pastures could be explained by the average biological attributes (functional traits) of the plant community making up the grassland. This paper discusses the conceptual basis of the model and describes its equations and the parameterization procedure, with an analysis of model sensitivity to parameter values.

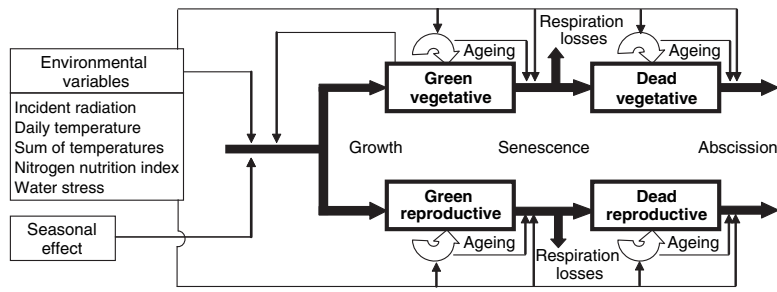
### Conceptual basis of the model

The aim of the model was to predict the dynamics of permanent grasslands in an agricultural context. For this purpose, the model was based on the following five assumptions.

1. The functioning of a permanent pasture can be explained by the mean value of the biological attributes (functional traits) of its constituent grass groups. It was decided not to model each species separately because of the multitude of species and the limited knowledge available on interactions between species and on the functioning of secondary grasses and forbs other than legumes. The focus was on grasses because they constitute most of the standing biomass in permanent pastures in temperate areas (Louault *et al.*, 2005). Plants, and especially grasses, can be classified into functional groups according to their functional traits (Lavorel and Garnier, 1997). Recent studies have demonstrated that functional traits can not only be associated with production dynamics (Craine *et al.*, 2002) but also with environmental conditions (Diaz *et al.*, 1998) and specific responses to defoliation regimes (grazing: Bullock *et al.*, 2001; Diaz *et al.*, 2001; grazing and cutting: Louault *et al.*, 2005). Cruz *et al.* (2002) proposed a functional classification of grasses into four groups, based on vegetative and reproductive traits [mainly leaf dry-matter (DM) content], in a

similar way to Louault *et al.* (2005). Ansquer *et al.* (2004) used this functional classification to show that permanent pastures are made up of an association of functional groups and that the proportions of the functional groups in permanent pastures vary according to soil fertility and disturbance regime. In the model, a permanent pasture community is defined as an association, in constant proportions, of groups of species with similar functional traits (Lavorel and Garnier, 2002). As the aim was to develop a simple model, only one community per field is considered. The functional traits of the community were defined as the average of the functional attributes of the groups, defined by Cruz *et al.* (2002), weighted by the proportion of these groups in the community. By changing the proportions of the functional groups, a great variety of pasture communities can be simulated.

2. Sward heterogeneity can be described by the relative abundance of structural plant components, which is useful for explaining changes in sward quality and selective grazing. In the model, the sward is divided into four compartments representing the structural components of herbage (Carrère *et al.*, 2002): green leaves and sheath (green vegetative, GV), dead leaves and sheath (dead vegetative, DV), green stems and flowers (green reproductive, GR) and dead stems and flowers (dead reproductive, DR). Many authors (Terry and Tilley, 1964; Demarquilly and Chenost, 1969; Duru, 1997; Wilman and Rezvani Moghaddam, 1998) have shown that digestibility varies among plant parts, with leaves usually being more digestible than stems. Sward leafiness and stage of maturity, which can be determined by GV and GR content, respectively, have been extensively used as indicators of forage digestibility, nutritive value and voluntary intake (for reviews, see Fick *et al.*, 1994 and Demarquilly *et al.*, 1995). The differing digestibility of plant parts may explain why they are grazed selectively (Wallis de Vries and Daleboudt, 1994; Garcia *et al.*, 2003b).
3. In permanent pastures, growth, senescence and abscission can be described as continuous flows. Johnson and Parsons (1985) modelled sward dynamics using cohorts of leaves. At a sward scale, a cohort of leaves can be defined as a group of leaves that appear on the same day, and successively expand, mature and disappear together. As there is insufficient information to model each species separately in complex mixtures of grass and dicotyledonous species, it was decided to model continuous flows rather than cohort dynamics: the model calculates daily, at a field scale, the biomass flows in each structural compartment, given the environmental variables (Figure 1) and the average func-



**Figure 1** Flow diagram of the model: structural compartments of the sward are represented by boxes, biomass flows by thick arrows, and ageing functions by empty arrows. Thin arrows indicate direct and feedback effects of the various variables on the main flows.

tional traits of the community. Continuous flows have regularly been used to model grassland dynamics, for example, by Thornley and Johnson (1990).

- In temperate regions, shoot growth is modulated by a seasonal pattern because of storage and mobilization of reserves in plant organs (for a review, see Volenec *et al.*, 1996). Growth is stimulated by mobilization of reserves and reduced by storage of reserves. Mobilization of reserves begins in early spring, peaks during vegetative growth and decreases during the reproductive period. In late summer and autumn, shoot growth is slowed down by storage of reserves and root growth (Bausenwein *et al.*, 2001). Protease activity in storage organs follows a similar pattern (Thornton and Bausenwein, 2000). This seasonal pattern was considered as a functional trait, because seasonal processes of storage and mobilization of reserves vary within grass groups; mobilization of reserves is higher for conservative grass species (e.g. *Dactylis glomerata*, *Agrostis capillaris* or *Festuca rubra*) and in low-fertility environments (Thornton *et al.*, 1993; 1994).
- Quality of green compartments, senescence and abscission are affected by compartment ageing. During periods of rapid growth, such as in early spring, the sward is young because it is mainly composed of newly formed leaves, and the senescence rate is low. During the growing season, the lower the growth rate or the higher the biomass accumulation, the more the sward will age and the senescence rate will be higher. Duru and Ducrocq (2000) found that the senescence rate in swards of cocksfoot (*D. glomerata*) after cutting was initially very low and increased after 7–15 d of regrowth, with wide variation between seasons and years. It was hypothesized that a similar functioning for abscission in relation to age of dead tissues occurs. Demarquilly *et al.* (1995), like many other authors, measured a decrease in digestibility of green leaves and stems with ageing of the structural compartment. Fewer references exist on the digestibility of dead plant parts. Garcia *et al.* (2003a) found that it was fairly constant throughout the grazing season.

In the model, the digestibility of senescing compartments (DV and DR) is considered constant, while digestibility of green compartments (GV and GR) decreases with compartment age.

## Model functions

### Equations for compartment characteristics

Each compartment is described by its standing biomass (BM, kg DM ha<sup>-1</sup>), age expressed in units of thermal time (AGE, degree-days, °C d) and organic matter digestibility (OMD).

Biomass of the green compartments is calculated daily as the difference between growth (GRO, kg DM ha<sup>-1</sup>), distributed between GV and GR compartments with a reproductive function (REP), and senescence (SEN, kg DM ha<sup>-1</sup>). Biomass of the dead compartments is calculated as the difference between senescence and abscission (ABS, kg DM ha<sup>-1</sup>);  $\sigma_{GV}$  and  $\sigma_{GR}$  represent biomass losses through respiration during senescence (based on Ducrocq, 1996). The equations are

$$\frac{dBM_{GV}}{dt} = GRO_{GV} - SEN_{GV} \quad (1)$$

where

$$GRO_{GV} = GRO \times (1 - REP),$$

$$\frac{dBM_{GR}}{dt} = GRO_{GR} - SEN_{GR} \quad (2)$$

where

$$GRO_{GR} = GRO \times REP,$$

$$\frac{dBM_{DV}}{dt} = (1 - \sigma_{GV}) \times SEN_{GV} - ABS_{DV}, \quad (3)$$

and

$$\frac{dBM_{DR}}{dt} = (1 - \sigma_{GR}) \times SEN_{GR} - ABS_{DR}. \quad (4)$$

The mean age of the biomass in each compartment (AGE, °C d) is calculated daily as the weighted average of the age of the residual biomass and the age of the biomass entering the pool, which by definition is



considered to be zero. The age of the residual biomass is increased daily by the mean daily temperature ( $T$ , °C), if this temperature is positive. For each compartment, age can increase or decrease depending on the relative impacts of the inflow of new biomass and the ageing of old biomass. The equations are

$$\frac{dAGE_{GV}}{dt} = \frac{BM_{GV} - SEN_{GV}}{BM_{GV} - SEN_{GV} + GRO_{GV}} \times (AGE_{GV} + T) - AGE_{GV}, \quad (5)$$

$$\frac{dAGE_{GR}}{dt} = \frac{BM_{GR} - SEN_{GR}}{BM_{GR} - SEN_{GR} + GRO_{GR}} \times (AGE_{GR} + T) - AGE_{GR}, \quad (6)$$

$$\frac{dAGE_{DV}}{dt} = \frac{BM_{DV} - ABS_{DV}}{BM_{DV} - ABS_{DV} + (1 - \sigma_{GV}) \times SEN_{GV}} \times (AGE_{DV} + T) - AGE_{DV}, \quad (7)$$

and

$$\frac{dAGE_{DR}}{dt} = \frac{BM_{DR} - ABS_{DR}}{BM_{DR} - ABS_{DR} + (1 - \sigma_{GR}) \times SEN_{GR}} \times (AGE_{DR} + T) - AGE_{DR}. \quad (8)$$

The OMD of dead compartments (OMD<sub>DV</sub> and OMD<sub>DR</sub>) is constant, while the digestibility of green compartments decreases linearly with compartment age (AGE, °C d). By definition, maximum digestibility (maxOMD) is the theoretical value at zero age and minimum digestibility (minOMD) is the theoretical value for maximum age, which are the leaf lifespan for GV (LLS, °C d) and the duration of reproductive growth for GR (Duru, 1997). The duration of reproductive growth (°C d) is the difference between the sum of temperatures at the end (ST<sub>2</sub>, °C d) and at the beginning (ST<sub>1</sub>, °C d) of the reproductive period. The equations are

$$OMD_{GV} = \max OMD_{GV} - \frac{AGE_{GV} \times (\max OMD_{GV} - \min OMD_{GV})}{LLS} \quad (9)$$

and

$$OMD_{GR} = \max OMD_{GR} - \frac{AGE_{GR} \times (\max OMD_{GR} - \min OMD_{GR})}{(ST_2 - ST_1)}. \quad (10)$$

## Growth functions

Only the above-ground biomass is simulated. Total growth (GRO, kg DM ha<sup>-1</sup>) is calculated daily as the product of the potential growth (PGRO, kg DM ha<sup>-1</sup>) obtained in optimum conditions, a function represent-

ing growth limitation by environmental variables related to soil and climate characteristics (ENV), and a threshold function empirically accounting for the seasonal pattern of shoot growth because of reserve storage and mobilization (SEA). The equation is

$$GRO = PGRO \times ENV \times SEA. \quad (11)$$

Potential growth is calculated according to Schapendonk *et al.* (1998) as the product of incident photosynthetically active radiation (PAR<sub>i</sub>, MJ m<sup>-2</sup>), maximum radiation use efficiency (RUE<sub>max</sub>, 3 g DM MJ<sup>-1</sup>; Schapendonk *et al.*, 1998) and a function of leaf area index (LAI) that accounts for the proportion of light intercepted by the sward. LAI is the product of specific leaf area (SLA, m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>), GV biomass (BM<sub>GV</sub>, kg DM ha<sup>-1</sup>) and percentage of laminae in GV (%LAM). According to Schapendonk *et al.* (1998) and Bonesmo and Bélanger (2002), in the model the extinction coefficient is set at a constant value of 0.6 and potential growth (PGRO) is given by the equation

$$PGRO = PAR_i \times RUE_{max} \times [1 - \exp(-0.6 \times LAI)] \times 10, \quad (12)$$

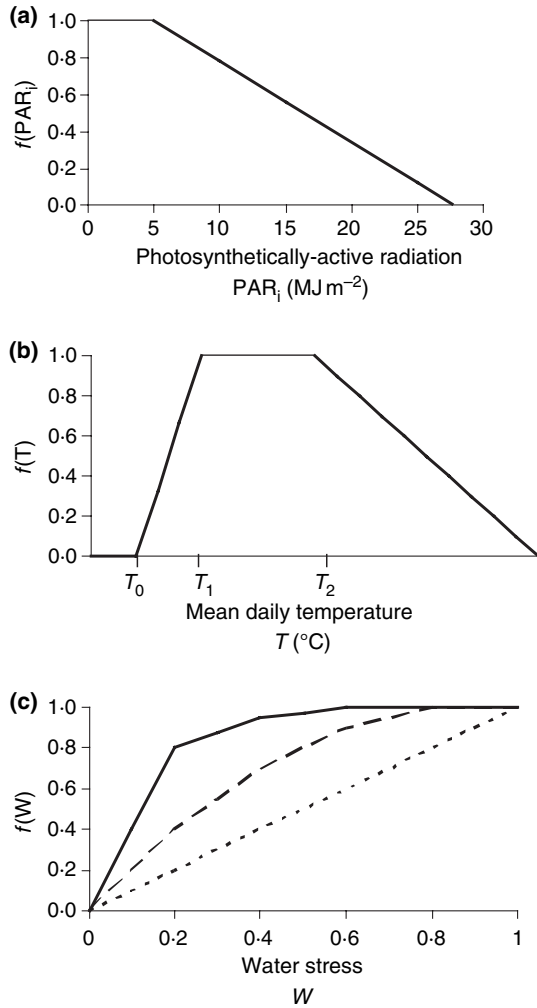
where

$$LAI = SLA \times \frac{BM_{GV}}{10} \times \%LAM.$$

Environmental limitation of growth (ENV) is the product of nutrition index (NI; Bélanger *et al.*, 1992), which is a site-specific parameter, and three functions (Figure 2) accounting, respectively, for: (i) the decrease in RUE at light intensities higher than 5 MJ m<sup>-2</sup> [ $f(PAR_i)$ , based on Schapendonk *et al.*, 1998]; (ii) photosynthesis activation when the 10-d moving average temperature ( $T_{m10}$ , °C) is above  $T_0$  (°C) and photosynthesis stimulation by mean daily temperature ( $T$ , °C) [ $f(T)$ , following Schapendonk *et al.*, 1998] and (iii) growth limitation when water stress ( $W$ ) increases [ $f(W)$ , following McCall and Bishop-Hurley, 2003]. The equation describing the environmental limitation of growth is

$$ENV = NI \times f(PAR_i) \times f(T) \times f(W). \quad (13)$$

Water stress ( $W$ ) is given by the ratio of water reserves (WR, mm) to soil water-holding capacity (WHC, mm). The WR vary between zero and WHC; precipitations (PP) fill the WHC, increasing WR, while actual evapotranspiration (AET, mm) empties it. It is considered that AET is equal to potential evapotranspiration (PET, mm) when the cover intercepts approximately 0.95 of the incident photosynthetically active radiation (PAR<sub>i</sub>), that is when LAI > 3 (Johnson and Parsons, 1985), and that AET is proportional to LAI when the proportion of intercepted radiation is lower



**Figure 2** Threshold functions representing growth limitation exerted by three environmental variables: (a)  $f(\text{PAR}_i)$  (Schapendonk *et al.*, 1998); (b)  $f(T)$  (Schapendonk *et al.*, 1998); (c)  $f(W)$  (McCall and Bishop-Hurley, 2003); solid line for  $\text{PET} < 3.8$  mm, dashed line for  $3.8 < \text{PET} < 6.5$  mm, and dotted line for  $\text{PET} > 6.5$  mm. When functions reach 1.0, the corresponding environmental variable is not limiting for growth.

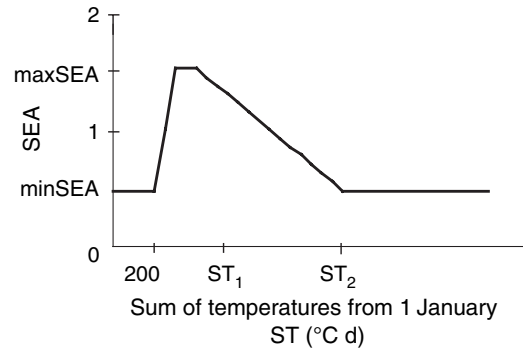
than 0.95 ( $\text{LAI} < 3$ ). Water stress is described by the equation

$$W = \frac{\text{WR}}{\text{WHC}} \quad (14)$$

where  $\text{WR} = \max(0, \text{WR} + \text{PP} - \text{AET})$

$$\text{and } \text{AET} = \min \left[ \text{PET}; \text{PET} \times \frac{\text{LAI}}{3} \right].$$

The seasonal effect (SEA; Figure 3) is an empirical function, drawn from information gathered from the literature (Thornton *et al.*, 1993; 1994; Volenec *et al.*, 1996; Thornton and Bausenwein, 2000; Bausenwein



**Figure 3** Seasonal effect (SEA) on growth, driven by the sum of temperatures from 1 January (ST).  $\text{SEA} > 1$  indicates above-ground growth stimulation by mobilization of reserves;  $\text{SEA} < 1$  indicates growth limitation by storage of reserves. SEA is equal to  $\text{minSEA}$  when  $\text{ST} < 200$  °C d, then increases and reaches  $\text{maxSEA}$  when  $(\text{ST}_1 - 200) < \text{ST} < (\text{ST}_1 - 100)$  ( $\text{ST} = \text{ST}_1$  at the beginning of the reproductive period). During summer, SEA decreases, returning to  $\text{minSEA}$  at  $\text{ST}_2$  ( $\text{ST} = \text{ST}_2$  at the end of the reproductive period).  $\text{minSEA}$  and  $\text{maxSEA}$  are functional traits, arranged symmetrically around 1:  $(\text{minSEA} + \text{maxSEA})/2 = 1$ .

*et al.*, 2001), because there are few data available on the dynamics of storage and mobilization of reserves for the many species that constitute permanent grasslands. In the model, SEA is low during autumn and winter. It increases from the onset of growth, i.e. when the cumulated thermal time from 1 January (ST, °C d) is above 200 °C d and reaches a peak ( $\text{maxSEA}$ ) when  $\text{ST}_1 - 200 < \text{ST} < \text{ST}_1 - 100$ , before the period of reproductive growth. During summer, it decreases linearly with thermal time, returning to its minimum value ( $\text{minSEA}$ ) at the end of the reproductive period, when  $\text{ST} = \text{ST}_2$ .

Reproductive growth is determined by the REP function and driven by ST; it begins at  $\text{ST}_1$  (°C d) and ends at  $\text{ST}_2$  (°C d). Before and after the period of reproductive growth, REP is set to zero. During the period of reproductive growth, REP is a function of the NI, as it has been shown that the proportion of stem in the herbage depends on the level of nitrogen nutrition (Duru *et al.*, 2000). The minimum NI has been set to 0.35 (Bélanger *et al.*, 1994) and the associated minimum GR growth rate to 0.25 (Balent *et al.*, 1997). A boolean function (CUT) stops reproductive growth ( $\text{CUT} = 0$ ) if defoliation occurs when  $\text{ST}_1 < \text{ST} < \text{ST}_2$ . The REP function is

$$\text{REP} = \left[ 0.25 + \frac{(1 - 0.25) \times (\text{NI} - 0.35)}{1 - 0.35} \right] \times \text{CUT}. \quad (15)$$

As second-cycle reproductive growth is a limited phenomenon in permanent pastures in temperate regions, it is not included in the model for simplicity.

## Senescence and abscission functions

Senescence (SEN, kg DM ha<sup>-1</sup>) is proportional to green biomass, mean daily temperature ( $T$ , °C) and basic senescence rates ( $K$ , based on Ducrocq, 1996). When  $T$  exceeds the minimum temperature for growth ( $T_0$ , °C), senescence is proportional to  $T$  and stimulated by pool-ageing through the functions described in Figure 4. For temperatures between zero and  $T_0$ , no senescence occurs. When temperature drops below zero, senescence is driven by freezing effects and is proportional to  $|T|$ . The senescence equations are

$$\text{SEN}_{\text{GV}} = K_{\text{GV}} \times \text{BM}_{\text{GV}} \times T \times f(\text{AGE}_{\text{GV}}) \text{ if } T > T_0, \\ \text{and similarly for compartment GR} \quad (16)$$

and

$$\text{SEN}_{\text{GV}} = K_{\text{GV}} \times \text{BM}_{\text{GV}} \times |T| \text{ if } T < 0, \\ \text{and similarly for compartment GR.} \quad (17)$$

Abscission of dead tissues (ABS) is proportional to senescing biomass, mean daily temperature ( $T$ , °C) and basic rates of abscission (KL, based on Ducrocq, 1996). Abscission only occurs when  $T$  is above zero and is

stimulated by pool-ageing through the functions described in Figure 4:

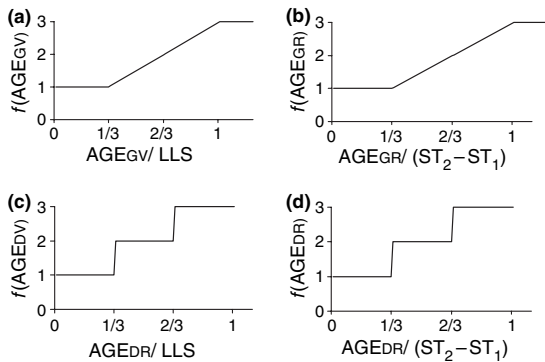
$$\text{ABS}_{\text{DV}} = \text{KL}_{\text{DV}} \times \text{BM}_{\text{DV}} \times T \times f(\text{AGE}_{\text{DV}}) \text{ and,} \\ \text{similarly, for compartment DR.} \quad (18)$$

## Harvested biomass

The model simulates standing biomass (BM, kg DM ha<sup>-1</sup>). To predict harvested biomass (hBM), the pasture is considered to be cut 0.05 m above ground level. The residual biomass after cutting (resBM, kg DM ha<sup>-1</sup>) in each structural compartment (Eq. 19) is calculated using herbage bulk densities (BD, g DM m<sup>-3</sup>), then the biomass harvested in each structural compartment is calculated as the difference between standing and residual biomass:

$$\text{resBM}_{\text{GV}} = 0.05 \times 10 \times \text{BD}_{\text{GV}} \text{ and, similarly,} \\ \text{for compartments GR, DV and DR.} \quad (19)$$

Finally the total harvested biomass (hBM) is calculated as the sum of the biomass harvested in each compartment, and the digestibility of harvested forage as the weighted average of the digestibility of the structural compartments. For greater realism, it is assumed that during harvest, 0.10 of the harvestable biomass in each structural compartment is lost.



**Figure 4** Effect of compartment age (AGE, °C d) on senescence functions (a and b) and abscission functions (c and d). AGE effect is assumed to be linear for senescence but non-linear for abscission, as leaves yellow and die progressively, but fall at once. Senescence of the green vegetative (GV) and green reproductive (GR) compartments, and abscission of the dead vegetative (DV) and dead reproductive (DR) compartments increase up to threefold when compartment AGE increases from one third of the theoretical maximum age to the theoretical maximum age. The theoretical maximum age is considered to be the leaf lifespan (LLS, °C d, functional trait) for the vegetative compartments, and the duration of the reproductive period ( $\text{ST}_2 - \text{ST}_1$ , °C d,  $\text{ST}_2$  and  $\text{ST}_1$  are functional traits) for the reproductive compartments.

## Model parameterization and sensitivity analysis

### Model parameters associated with functional traits

In the model, a site is described by its NI, WHC and community, which is defined by the relative abundance of the four functional groups described in Table 1. Model functions are based on NI, WHC and twenty-two parameters associated with functional traits of the community and calculated as the weighted average of the parameter values of the four functional groups. Eleven parameters are related to growth functions: rates of biomass loss with respiration ( $\sigma_{\text{GV}}$  and  $\sigma_{\text{GR}}$ ), SLA (m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>), percentage of laminae in GV (%LAM), threshold temperatures for growth ( $T_0$ ,  $T_1$ ,  $T_2$ , °C), sum of temperatures profiling the period of reproductive growth ( $\text{ST}_1$  and  $\text{ST}_2$ , °C d) and maximum and minimum seasonal effect on growth (maxSEA and minSEA). Five parameters deal with senescence, abscission and ageing: basic senescence ( $K_{\text{GV}}$  and  $K_{\text{GR}}$ ) and abscission ( $\text{KL}_{\text{DV}}$  and  $\text{KL}_{\text{DR}}$ ) rates and leaf lifespan (LLS, °C d). Six parameters indicate the digestibility of dead compartments ( $\text{OMD}_{\text{DV}}$  and  $\text{OMD}_{\text{DR}}$ , g g<sup>-1</sup>) and green compartments

**Table 1** Functional groups for grass species in the classification of Cruz *et al.* (2002).

	Rich/fertile sites	Poor/infertile sites
Frequent defoliation	Group A: high specific leaf area and high digestibility, short leaf lifespan, early reproductive growth	Group C: low specific leaf area and medium digestibility, long leaf lifespan, medium-to-late reproductive growth
Infrequent or lenient defoliation	Group B: medium specific leaf area and high digestibility, long leaf lifespan, medium-to-late reproductive growth	Group D: low specific leaf area and low digestibility, very long leaf lifespan, very late reproductive growth

(maxOMD<sub>GV</sub>, minOMD<sub>GV</sub>, maxOMD<sub>GR</sub> and minOMD<sub>GR</sub>, g g<sup>-1</sup>). Bulk densities of the structural compartments (BD<sub>GV</sub>, BD<sub>GR</sub>, BD<sub>DV</sub> and BD<sub>DR</sub>) determine the vertical distribution of biomass.

### The functional groups: a framework for model parameterization

According to Cruz *et al.* (2002), temperate grasses can be classified into four groups on the basis of their functional traits (Table 1):

1. Group A comprises species found in fertile sites, adapted to frequent defoliation (e.g. *Lolium perenne*). Characteristic traits include high SLA and high digestibility, short leaf lifespan and early reproductive growth and flowering.
2. Group B comprises species found in medium-to-fertile sites, with infrequent defoliation (e.g. *D.*

*glomerata*). Characteristic traits include a medium SLA and high digestibility, and long leaf lifespan.

3. Group C comprises species found in medium-to-poor sites, resistant to defoliation (e.g. *A. capillaris* and *F. rubra*). Characteristic traits include low SLA and medium digestibility, long leaf lifespan and late reproductive period and flowering.
4. Group D comprises species found in poor sites with infrequent defoliation (e.g. *F. ovina* and *Nardus stricta*). Characteristic traits include low SLA and low digestibility, very long leaf lifespan and late reproductive period and flowering.

### Parameterization of the four functional groups

The parameterization of groups A–D is given in Tables 2 and 3. Some functional traits (SLA, %LAM, ST<sub>1</sub>, ST<sub>2</sub>, LLS) were directly measured by Cruz *et al.* (2002),

**Table 2.** Estimation of the functional traits for groups A–D, described in Table 1 (Cruz *et al.*, 2002).

Functional trait	Value for functional group				Sources
	A	B	C	D	
SLA (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	0.033	0.025	0.022	0.019	Cruz <i>et al.</i> (2002)
%LAM	0.68	0.68	0.68	0.68	Louault <i>et al.</i> (2005)
ST <sub>1</sub> (°C d)	600	700	850	1000	Ansquer <i>et al.</i> (2004);
ST <sub>2</sub> (°C d)	1200	1350	1550	1850	Louault <i>et al.</i> (2005)
maxSEA	1.20	1.30	1.40	1.50	Bausenwein <i>et al.</i> (2001);
minSEA	0.80	0.70	0.60	0.50	Thornton <i>et al.</i> (1993, 1994)
LLS (°C d)	500	800	900	1400	Ansquer <i>et al.</i> (2004)
maxOMD <sub>GV</sub>	0.90	0.90	0.85	0.75	Terry and Tilley (1964); Demarquilly
minOMD <sub>GV</sub>	0.75	0.60	0.65	0.65	and Chenost (1969); Duru (1997);
maxOMD <sub>GR</sub>	0.90	0.90	0.85	0.75	Armstrong <i>et al.</i> (1986)
minOMD <sub>GR</sub>	0.65	0.45	0.45	0.45	
BD <sub>GV</sub> (g DM m <sup>-3</sup> )	850	850	1200	800	Ferrer Cazcarra and Petit (1995);
BD <sub>DV</sub> (g DM m <sup>-3</sup> )	500	500	1800	2200	Ferrer Cazcarra <i>et al.</i> (1995);
					Ginane <i>et al.</i> (2003)
BD <sub>GR</sub> (g DM m <sup>-3</sup> )	300	300	200	150	Louault <i>et al.</i> (2005)
BD <sub>DR</sub> (g DM m <sup>-3</sup> )	150	150	300	450	

SLA, specific leaf area; %LAM, percentage of laminae; ST<sub>1</sub> and ST<sub>2</sub>, initial and end reproductive growth temperatures, respectively; maxSEA and minSEA, maximum and minimal seasonal effects, respectively; LLS, leaf lifespan; OMD, organic matter digestibility; BD, bulk densities.

**Table 3** Estimation of the parameter values of functional traits common to all groups.

Functional trait	Value	Sources
$\sigma_{GV}$	0.4	Ducrocq (1996)
$\sigma_{GR}$	0.2	
$T_0$ (°C)	4	Schapendonk <i>et al.</i> (1998)
$T_1$ (°C)	10	
$T_2$ (°C)	20	
$K_{GV}$	0.002	Ducrocq (1996)
$K_{GR}$	0.001	
$Kl_{DV}$	0.001	
$Kl_{DR}$	0.0005	
$OMD_{DV}$	0.45	Garcia <i>et al.</i> (2003a; b)
$OMD_{DR}$	0.40	

$\sigma_{GV}$  and  $\sigma_{GR}$ , rates of biomass loss with respiration;  $T_0$ ,  $T_1$ ,  $T_2$ , threshold temperatures for growth;  $K_{GV}$  and  $K_{GR}$ , basic senescence rates for green vegetative (GV) and green reproductive (GR), respectively;  $Kl_{DV}$  and  $Kl_{DR}$ , basic abscission rates for dead vegetative (DV) and dead reproductive (DR), respectively; OMD, organic matter digestibility.

Ansquer *et al.* (2004) and Louault *et al.* (2005). For the other traits, values were selected from the literature, preferably from measurements carried out in the Auvergne region of France. When regional data were not available, the values of the traits were set constant whatever the functional group (Table 3). The bulk densities of the structural compartments were parameterized using measurements on various grassland communities, differing in their dominant functional group and management regime. For functional groups A and B, rich well-managed pastures were used. These pastures contain a high proportion of green herbage and, therefore, the bulk density is higher for green than for dead compartments. The opposite situation is found in less productive and less well-managed pastures, which were used to set bulk densities for groups C and D.

### Model sensitivity to functional traits

Sensitivity analysis was performed on a grassland community composed of 0.20 of group A, 0.30 group B and 0.50 group C, with NI set at 0.75 and WHC at 60 mm. The values of each functional trait were successively altered by  $\pm 10\%$  and model response to these changes was measured under a simple management regime consisting of three cuts (cut 1 on 30 June, cut 2 on 25 August and cut 3 on 30 October). The model was run for eight years (1993–2000) using weather data recorded at an INRA Research Station in Auvergne,

France (Marcenat, altitude 1100 m asl). The average sensitivity was considered over years at each cutting date. With the standard values of the functional traits, the model predicted harvested biomass of 3.80, 1.83 and 0.74 t DM ha<sup>-1</sup>, values of forage OMD of 0.74, 0.68 and 0.78, and a green herbage content of 0.50 GV + 0.34 GR, 0.69 GV and 0.95 GV for the first, second and third cuts respectively. The remaining dead herbage was essentially composed of DV.

Model sensitivity was assessed with normalized sensitivity coefficients (NSC), defined as the ratio between the rate of variation of the output variable and the rate of variation of the parameter. As NSC for positive and negative alterations were similar, a single sensitivity indicator is given for each functional trait in Table 4. As results for the third cut were similar to those of the second cut, they are not shown.

The functional traits having the greatest impact on model outputs were the seasonal effect, period of reproductive growth and the temperature effect on photosynthetic efficiency. Harvested biomass was most sensitive to the seasonal effect (maxSEA and minSEA) and to the minimum temperature for optimum growth ( $T_1$ ); it was also sensitive to leaf area (SLA) and percentage of laminae in compartment GV (%LAM). OMD was mainly sensitive to maximum and minimum digestibility (max- $OMD_{GV}$ , min $OMD_{GV}$ ) in compartment GV. Structural composition of the herbage was sensitive at the first cut to the sum of temperatures from the beginning of the reproductive period ( $ST_1$ ), the minimum temperature for optimal growth ( $T_1$ ) and leaf traits (SLA, %LAM); and at the second cut to the sum of temperatures to the end of the reproductive period ( $ST_2$ ) in relation to the seasonal effect. In the range of conditions tested, model outputs showed almost no sensitivity to functional traits related to the reproductive compartments.

### Discussion

The model predicts production, structure and quality dynamics for managed permanent pastures, using a simple mechanistic approach based on the average functional traits of the grassland community. The biomass is subdivided into four compartments, representative of the structural components of herbage (Carrère *et al.*, 2002). Each compartment is described according to its biomass, age and digestibility. Above-ground growth is assumed to be affected by a seasonal pattern because of the dynamics of storage and mobilization of reserves. The quality of the green compartments, senescence and abscission are assumed to depend on the ageing of a compartment. This section is aimed at discussing the modelling choices, and especially the functional, structural and mechanistic approaches used.

**Table 4** Model sensitivity to functional traits: average results for eight simulated weather years for harvested biomass (hBM), organic matter digestibility (OMD) and proportion of compartments green vegetative (GV) and green reproductive (GR) (for cuts 1 and 2) under a simple management consisting of three cuts (results of cut 3 not shown).

Functional trait	Values used for grassland community	Sensitivity: cut 1				Sensitivity: cut 2		
		hBM	OMD	Proportion of GV	Proportion of GR	hBM	OMD	Proportion of GV
$\sigma_{GV}^*$	0.4	–	n.s.	+	+	–	+	+
$\sigma_{GR}$	0.2	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
SLA	0.0256 m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> DM	++	n.s.	n.s.	--	+	n.s.	–
%LAM	0.68	++	n.s.	n.s.	--	+	n.s.	–
$T_0$	4°C	--	n.s.	n.s.	+	n.s.	n.s.	n.s.
$T_1$	10°C	---	+	n.s.	++	–	n.s.	n.s.
$T_2$	20°C	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	+	n.s.	n.s.
ST <sub>1</sub>	775°C d	n.s.	n.s.	+++	---	n.s.	n.s.	–
ST <sub>2</sub>	1450°C d	+	n.s.	n.s.	+	+	–	--
MaxSEA	1.33	+++	n.s.	n.s.	–	+	n.s.	–
MinSEA	0.67	+	n.s.	n.s.	–	+++	n.s.	–
$K_{GV}$	0.002°C <sup>-1</sup>	--	n.s.	--	+	–	n.s.	–
$K_{GR}$	0.001°C <sup>-1</sup>	n.s.	n.s.	n.s.	–	n.s.	n.s.	n.s.
$Kl_{DV}$	0.001°C <sup>-1</sup>	–	n.s.	+	+	–	+	+
$Kl_{DR}$	0.0005°C <sup>-1</sup>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
LLS	790°C d	+	n.s.	+	–	+	+	+
OMD <sub>DV</sub>	0.45	0	n.s.	0	0	0	+	0
OMD <sub>DR</sub>	0.40	0	n.s.	0	0	0	n.s.	0
MaxOMD <sub>GV</sub>	0.88	0	+	0	0	0	++	0
MinOMD <sub>GV</sub>	0.66	0	+	0	0	0	+	0
MaxOMD <sub>GR</sub>	0.88	0	+	0	0	0	n.s.	0
MinOMD <sub>GR</sub>	0.49	0	n.s.	0	0	0	n.s.	0
BD <sub>GV</sub>	1025 g DM m <sup>-3</sup>	n.s.	n.s.	–	n.s.	n.s.	–	–
BD <sub>GR</sub>	1150 g DM m <sup>-3</sup>	n.s.	n.s.	n.s.		n.s.	n.s.	n.s.
BD <sub>DV</sub>	250 g DM m <sup>-3</sup>	–	n.s.	+	+	–	n.s.	+
BD <sub>DR</sub>	225 g DM m <sup>-3</sup>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

$\sigma_{GV}$  and  $\sigma_{GR}$ , rates of biomass loss with respiration; SLA, specific leaf area; %LAM, percentage of laminae;  $T_0$ ,  $T_1$ ,  $T_2$ , threshold temperatures for growth; ST<sub>1</sub> and ST<sub>2</sub>, initial and end reproductive growth temperatures, respectively; maxSEA and minSEA, maximum and minimal seasonal effects, respectively;  $K_{GV}$  and  $K_{GR}$ , basic senescence rates for green vegetative (GV) and green reproductive (GR), respectively;  $Kl_{DV}$  and  $Kl_{DR}$ , basic abscission rates for dead vegetative (DV) and dead reproductive (DR), respectively; LLS, leaf lifespan; OMD, organic matter digestibility; BD, bulk densities.

Positive or negative signs indicate the level of correlation between input parameter and output variable; '+++’ and ‘---’ indicate NSC > 1 and NSC < -1, respectively; ‘++’ and ‘--’ indicate 0.5 < NSC < 1 and -1 < NSC < -0.5, respectively; ‘+’ and ‘-’ indicate 0.1 < NSC < 0.5 and -0.5 < NSC < -0.1, respectively; n.s. indicates -0.1 < NSC < 0.1; and indicate NSC = 0, due to the structure of the model.

### Can permanent grassland be reduced to a set of average functional traits?

Functional traits have already been used for modelling grass growth. For example, LAI has been used when an approach using light-utilization efficiency has been chosen (Moore *et al.*, 1997; Schapendonk *et al.*, 1998; Coléno and Duru, 1999; Herrmann and Schachtel, 2001; Bonesmo and Bélanger, 2002). Representing complex grassland communities with average traits is

consistent with previous models. Moore *et al.* (1997) used similar functions to predict growth, senescence and abscission dynamics for annual and perennial grasses and forbs, and Blackburn and Kothmann (1989) were able to simulate grass and forb dynamics from equations established for grasses by adjusting growth, senescence and abscission rates, and biomass losses via respiration.

The functional approach used reduces model inputs to a minimum (NI, WHC, proportion of functional

groups and sward state at the beginning of the simulation). The main drawback of this approach is the difficulty in parameterization of certain functional traits. Traits to which the model is not sensitive can be set as constants without altering the accuracy of model, but traits to which the model is very sensitive should ideally be carefully estimated. The model is particularly sensitive to the seasonal effect, which is difficult to estimate, because the function of seasonal growth is empirical and remains poorly documented in the literature. The low sensitivity to traits related to reproductive growth is probably due to the range of conditions where the model was tested: in more extensive situations, with late or low herbage utilization (e.g. late first cut), the results would have been different.

The model has been parameterized for temperate pastures of the Auvergne region in France. To apply the model to other grasslands, the parameterization of the four functional groups from Cruz *et al.* (2002) should be adjusted to habitat and management conditions, because of species plasticity (Garnier *et al.*, 2001; Al Haj Khaled *et al.*, 2005). However, while the exact values of the parameters may vary between sites, species ranking remains unchanged (Lavorel and Garnier, 2002; Al Haj Khaled *et al.*, 2005). Clearly, the model was not designed for tropical grasslands or grasslands containing a high proportion of forbs or shrubs. In most well-exploited grasslands of the Auvergne region in France, forbs and legumes constitute less than 0.20 of the standing biomass.

### Value of a simple, predominantly mechanistic, approach

Considering that the model was built for a whole-farm simulator, it develops a simple mechanistic approach to grassland dynamics, based on (i) the functional description of grassland, (ii) the subdivision of the sward into four interacting structural compartments, (iii) the light-utilization efficiency approach to growth and (iv) the temperature- and age-driven senescence and abscission functions. The morphological and physiological approaches to growth and quality dynamics are kept extremely simple in the model; more complex models describing nutrient flows and morphological stages of the grass tillers have been developed, e.g. by Thornley and Johnson (1990) and Groot and Lantinga (2004).

Without the empirical function representing the seasonal effect on growth, the model would not reproduce the peak of growth in spring and the low autumn growth observed in the grasslands of Auvergne, France. McCall and Bishop-Hurley (2003) and Dolling *et al.* (2005) also used an empirical function of time of year to influence shoot growth dynamics for

grasses and lucerne respectively. Using an empirical function could alter model predictions of year-to-year variability for contrasted weather scenarios or extreme management regimes. Actually, growth stimulation by mobilization of reserves in a given year depends on the amount of energy stored the year before, which is a function of photosynthetic activity, and thus of weather and management conditions (Volenec *et al.*, 1996). In the model of Herrmann and Schachtel (2001), based on a sink/source approach, growth can be stimulated by mobilization of reserves from previously stored matter.

### Sward structural composition: a tool for predicting changes in digestibility of herbage and for interacting with a model of selective grazing

Dividing the sward into structural compartments is a simple tool for explaining changes in the digestibility of herbage over time. Relating digestibility of herbage to age makes it possible for the digestibility of a given compartment to increase or decrease over time depending on net growth and defoliation dynamics. Such a description of the sward also enables direct interactions with a model of selective defoliation, because grazers' preferences can be related to the abundance and quality of plant structural components (Baumont *et al.*, 2005). Similar approaches have been used in previous models, mainly with the objective of evaluating herbage quality and modelling diet selection. Blackburn and Kothmann (1989) divided the sward into green, old and dead vegetative matter, and reproductive matter. Herrmann and Schachtel (2001) considered separately leaf, stem, ear and dead material. Bonesmo and Bélanger (2002) modelled green leaves, dead leaves and stem, and McCall and Bishop-Hurley (2003) differentiated green and dead biomass.

To keep the model simple, sward heterogeneity was represented only by the relative abundance of structural components, without spatial arrangement. Hence, the predictions of the model could be less accurate in situations where the spatial arrangement of the sward plays an important role in vegetation dynamics, e.g. in extensively grazed pastures (Baumont *et al.*, 2005).

### Conclusion

The originality of the model described here lies in the combination of two simple approaches to grasslands: functional – based on the average functional traits of the grassland community – and structural – based on the distinction between vegetative and reproductive, i.e. green and dead matter. The model should enable the simulation of the dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage at the field and farm scales

for a wide range of grassland communities and management regimes. Once functional group parameters are calibrated, there are few other model inputs: proportion of functional groups, basic weather data (incident photosynthetically active radiation, mean daily temperature, precipitation, potential evapotranspiration) and site characteristics (nitrogen nutrition index, soil water-holding capacity). Model outputs are simple (biomass and digestibility of the four structural compartments) and can be readily used as inputs for an intake and production model for ruminant livestock. The model's behaviour and its ability to reproduce the dynamics of permanent pastures under various cutting regimes and to perform multiple-year simulations are discussed in a companion article (Jouven *et al.*, 2006).

## Acknowledgments

J.F. Soussana, F. Louault, P. Loiseau and D. Orth contributed valuable suggestions during model development and calibration. J.-P. Garel provided additional expert knowledge. This work was supported by the Auvergne Region and the INRA PHASE department.

## References

- AL HAJ KHALED R., DURU M., THEAU J.-P., PLANTUREUX S. and CRUZ P. (2005) Variation in leaf traits through seasons and N-availability levels and its consequences for ranking grassland species. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 391–398.
- ANSQUER P., THEAU J.P., CRUZ P., VIEGAS J., AL HAJ KHALED R. and DURU M. (2004) Caractérisation de la diversité fonctionnelle des prairies naturelles. [Characterisation of the functional diversity of natural grasslands]. *Fourrages*, **179**, 353–368.
- ARMSTRONG R.H., COMMON T.G. and SMITH H.K. (1986) The voluntary intake and *in vivo* digestibility of herbage harvested from indigenous hill plant communities. *Grass and Forage Science*, **41**, 53–60.
- BALENT G., DURU M., GIBON A., MAGDA D., THEAU J.P., CLAVIÈRE I. and SOS L. (1997) *Outils de diagnostic agro-écologique et guide pour leur utilisation. [Tools for agro-ecological diagnosis and utilization guidebook]*. Toulouse, France: Agronomie-SAD Research Group INRA-Toulouse.
- BAUMONT R., GINANE C., GARCIA F. and CARRÈRE P. (2005) How herbivores optimize diet quality and intake in heterogeneous pastures, and consequences on vegetation dynamics. In: Milne J.A. (ed.) *Pastoral systems in Marginal Grassland Congress, 2005*, pp. 39–50. Wageningen, the Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- BAUSENWEIN U., MILLARD P. and RAVEN J.A. (2001) Remobilized old-leaf nitrogen predominates for spring growth in two temperate grasses. *New Phytologist*, **152**, 283–290.
- BÉLANGER G., GASTAL F. and WAREMBOURG F.R. (1992) The effects of nitrogen fertilization and the growing season on carbon partitioning in a sward of tall fescue (*Festuca arundinacea*). *Annals of Botany*, **70**, 239–244.
- BÉLANGER G., GASTAL F. and WAREMBOURG F.R. (1994) Carbon balance of tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.): effects of nitrogen fertilization and the growing season. *Annals of Botany*, **74**, 653–659.
- BLACKBURN H.D. and KOTHMANN M.M. (1989) A forage dynamics model for use in range or pasture environments. *Grass and Forage Science*, **44**, 283–294.
- BONESMO H. and BÉLANGER G. (2002) Timothy yield and nutritive value by the CATIMO model: I. Growth and nitrogen. *Agronomy Journal*, **94**, 337–345.
- BROWN W.F., MOSER L.E. and KLOPFENSTEIN T. J. (1986) Development and validation of a dynamic model of growth and quality for cool season grasses. *Agricultural Systems*, **20**, 37–52.
- BULLOCK J.M., FRANKLIN J., STEVENSON M.J., SILVERTOWN J., COULSON S.J., GREGORY S.J. and TOFTS R. (2001) A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 253–267.
- CARRÈRE P., FORCE C., SOUSSANA, J.F., LOUAULT F., DUMONT B. and BAUMONT R. (2002) Design of a spatial model of perennial grassland grazed by a herd of ruminants: the vegetation sub-model. In: Durand J.-L., Emile J.-C., Huyghe C. and Lemaire G. (eds) *Grassland Science in Europe*, **7**, pp. 282–283.
- COLÉNO F.C. and DURU M. (1999) 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**, 151–164.
- CRAINE J.M., TILMAN D.G., WEDIN D.A., REICH P., TJOELKER M. and KNOPS J. (2002) Functional traits, productivity and effects on nitrogen cycling of 33 grassland species. *Functional Ecology*, **16**, 563–574.
- CRUZ P., DURU M., THEROND O., THEAU J.P., DUCOURTIEUX C., JOUANY C., AL HAJ KHALED R. and ANSQUER P. (2002) Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. [A new approach to the characterization of natural grasslands and their use value]. *Fourrages*, **172**, 335–354.
- DEMARQUILLY C. and CHENOST M. (1969) Etude de la digestion des fourrages dans le rumen par la méthode des sachets de nylon; liaisons avec la valeur alimentaire. [Study of forage digestion in the rumen using small nylon bags; relation to feed value]. *Annales de Zootechnie*, **18**, 419–436.
- DEMARQUILLY C., CHENOST M. and GIGER-REVERDIN S. (1995) Pertes fécales et digestibilité des aliments et des rations. [Faecal output and feed and diet digestibility]. In: Jarrige R., Ruckebusch Y., Demarquilly C., Farce M.H. and Journet M. (eds) *Nutrition des ruminants domestiques*, pp. 601–647. Paris, France: INRA Editions.
- DÍAZ S., CABIDO M. and CASANOVES F. (1998) Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science*, **9**, 113–122.
- DÍAZ S., NOY-MEIR I. and CABIDO M. (2001) Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology*, **38**, 1–12.



- DOLLING P.J., ROBERTSON M.J., ASSENG S., WARD P.R. and LATTA R.A. (2005) Simulating lucerne growth and water use on diverse soil types in a Mediterranean-type environment. *Australian Journal of Agricultural Research*, **56**, 503–515.
- DUCROCQ H. (1996) *Croissance des prairies de graminées selon la fertilisation azotée, l'intensité et la fréquence de défoliation. Application pour l'évaluation et l'aide à la gestion du pâturage tournant.* [Growth of grass pastures with the use of nitrogen fertilizer, and in relation to the intensity and frequency of defoliation.] Ph.D. thesis, National School of Agronomy, Paris.
- DURU M. (1997) Leaf and stem in vitro digestibility for grasses and forbs of meadow plant communities in spring. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **74**, 175–185.
- DURU M. and DUCROCQ H. (2000) Growth and senescence of the successive grass leaves on a tiller. Ontogenic development and effect of temperature. *Annals of Botany*, **85**, 635–643.
- DURU M., DELPRAT V., FABRE C. and FEULLERAC E. (2000) Effect of nitrogen fertilizer supply and winter cutting on morphological composition and herbage digestibility of *Dactylis glomerata* L. swards in spring. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **80**, 33–42.
- FERRER CAZCARRA R. and PETIT M. (1995) The influence of animal age and sward height on the herbage intake and grazing behaviour of Charolais cattle. *Animal Science*, **61**, 497–506.
- FERRER CAZCARRA R., PETIT M. and D'HOOR P. (1995) The effect of sward height on grazing behaviour and herbage intake of three sizes of Charolais cattle grazing cocksfoot (*Dactylis glomerata*) swards. *Animal Science*, **61**, 511–518.
- FICK G.W. (1980) A pasture production model for use in a whole farm simulator. *Agricultural Systems*, **5**, 137–161.
- FICK G.W., WILKENS P.W. and CHERNEY J.H. (1994) Modelling forage quality changes in the growing crop. In: Fahey G.C. (ed.) *Forage quality, evaluation and utilization*, pp. 757–795. Madison, WI, USA: American Society of Agronomy Inc., Crop Science Society of America Inc. and Soil Science Society of America Inc.
- GARCIA F., CARRÈRE P., SOUSSANA J.F. and BAUMONT R. (2003a) The ability of sheep at different stocking rates to maintain the quality and quantity of their diet during the grazing season. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **140**, 113–124.
- GARCIA F., CARRÈRE P., SOUSSANA J.F. and BAUMONT R. (2003b) How do severity and frequency of grazing affect sward characteristics and the choices of sheep during the grazing season? *Grass and Forage Science*, **58**, 138–150.
- GARNIER E., LAURENT G., BELLMANN A., DEBAIN S., BERTHELIER P., DUCOUT B., ROUMET C. and NAVAS M.-L. (2001) Consistency of species ranking based on functional leaf traits. *New Phytologist*, **152**, 69–83.
- GINANE C., PETIT M. and D'HOOR P. (2003) How do grazing heifers choose between maturing reproductive and tall or short vegetative swards? *Applied Animal Behaviour Science*, **83**, 15–27.
- GROOT J.C.J. and LANTINGA E.A. (2004) An object-oriented model of the morphological development and digestibility of perennial ryegrass. *Ecological Modelling*, **117**, 297–312.
- HERRMANN A. and SCHACHTEL G.A. (2001) OSYAO, an organ-specific growth model for forage grasses. *Grass and Forage Science*, **56**, 268–284.
- JOHNSON I.R. and PARSONS A.J. (1985) Use of a model to analyse the effects of continuous grazing management on seasonal patterns of grass production. *Grass and Forage Science*, **40**, 449–458.
- JOUVEN M., CARRÈRE P. and BAUMONT R. (2006) A model predicting biomass, structure and quality dynamics in managed permanent pastures. 2. Model evaluation. *Grass and Forage Science* (this issue).
- LAVOREL S. and GARNIER E. (1997) Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Tree*, **12**, 474–478.
- LAVOREL S. and GARNIER E. (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revising the Holy Grail. *Functional Ecology*, **16**, 545–556.
- LOUAULT F., PILLAR V.D., AUFRÈRE J., GARNIER E. and SOUSSANA J.-F. (2005) Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 151–160.
- MCCALL D. G. and BISHOP-HURLEY G.J. (2003) A pasture growth model for use in a whole-farm dairy production model. *Agricultural Systems*, **76**, 1183–1205.
- MILNE J.A. and SIBBALD A.R. (1998) Modelling of grazing systems at the farm level. *Annales de Zootechnie*, **47**, 407–417.
- MOORE A.D., DONNELLY J.R. and FREER M. (1997) GRAZPLAN: decision support system for Australian grazing enterprises. III. Pasture growth and soil moisture submodels, and the GrassGro DSS. *Agricultural Systems*, **54**, 535–582.
- SCHAPENDONK A.H.C.M., STOL W., VAN KRAALINGEN D.W.G. and BOUMAN B.A.M. (1998) LINGRA, a sink/source model to simulate grassland productivity in Europe. *European Journal of Agronomy*, **9**, 87–100.
- TERRY R.A. and TILLEY J.M.A. (1964) The digestibility of the leaves and stems of perennial ryegrass, cocksfoot, timothy, tall fescue, lucerne and sainfoin, as measured by an in vitro procedure. *Journal of the British Grassland Society*, **19**, 363–372.
- THORNLEY J.H.M. and JOHNSON I.R. (1990) *Plant and crop modelling – a mathematical approach to plant and crop physiology*. New York, NY, USA: Oxford University Press.
- THORNTON B. and BAUSENWEIN U. (2000) Seasonal protease activity in storage tissue of the deciduous grass *Molinia cerulea*. *New Phytologist*, **146**, 75–81.
- THORNTON B., MILLARD P., DUFF E. I. and BUCKLAND S. T. (1993) The relative contribution of remobilization and root uptake in supplying nitrogen after defoliation for regrowth of laminae in 4 grass species. *New Phytologist*, **124**, 689–694.
- THORNTON B., MILLARD P. and DUFF E. I. (1994) Effects of nitrogen supply on the source of nitrogen used for regrowth of laminae after defoliation of 4 grass species. *New Phytologist*, **128**, 615–620.

VOLENEC J.J., OURRY A. and JOERN B.C. (1996) A role for nitrogen reserves in forage regrowth and stress tolerance. *Physiologia Plantarum*, **97**, 185–193.

WALLIS DE VRIES M.F. and DALEBOUDT C. (1994) Foraging strategy of cattle in patchy grassland. *Oecologia*, **100**, 98–106.

WILMAN D. and REZVANI MOGHADDAM P. (1998) *In vitro* digestibility and neutral detergent fibre and lignin content of plant parts of nine forage species. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **131**, 51–58.



# Model predicting dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures. 2. Model evaluation

M. Jouven\*, P. Carrère† and R. Baumont\*

\*INRA, Unité de Recherches sur les Herbivores, St Genès Champanelle, France, and †INRA, Unité d'Agronomie, Clermont-Ferrand, France

## Abstract

A mechanistic model, simulating the dynamics of production, structure and digestibility of managed permanent pastures, was developed. Its evaluation consisted of (i) studying model response to a range of grassland communities, cutting frequencies and site characteristics, and (ii) testing the model against experimental data, focusing on biomass accumulation and digestibility during three different cutting cycles, herbage production under a frequent cutting regime, and sward dynamics during the winter. The model realistically predicted the dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage for various communities of permanent pastures, in different sites and under different management conditions for upland areas of the Auvergne region in France. The predicted responses to environmental conditions and cutting regimes were close to field observations and experimental results. Although the model successfully predicted the dynamics of average herbage production, it lacked precision in predicting the low biomass production observed in relation to the weather conditions found in a few specific years. The model was able to predict the dynamics of the sward during winter and is, therefore, fit for producing multiple-year simulations. To improve the prediction of variability of biomass production and to predict the medium- to long-term dynamics of permanent pastures, the model could be refined by adding seasonal and multiple-year variation in nitrogen availability and in the proportion of grass functional groups in the grassland community.

**Keywords:** model behaviour, model validation, permanent grassland, functional traits

## Introduction

To improve prediction and further understanding of the dynamics of managed grasslands at the field and farm scales, a mechanistic model of the dynamics of production, structure and digestibility of herbage in permanent pastures was constructed (Jouven *et al.*, 2006).

The model is designed to respond to various defoliation regimes, perform multiple-year simulations and enable direct interactions with an intake and production model of ruminant livestock. Permanent pastures are described using the functional traits of groups of their constituent grass species, averaged out in a single set of parameters. The sward is subdivided into four structural compartments: green leaves and sheath, dead leaves and sheath, green stems and flowers, dry stems and flowers. Each compartment is characterized by its biomass, age and digestibility. Only above-ground growth is modelled, using a light-utilization efficiency approach, modulated by a seasonal pattern of growth resulting from storage and mobilization of reserves. Ageing of plant parts is driven by the cumulative thermal time from 1 January, and by biomass flows. Age affects senescence, abscission and digestibility of green compartments. Therefore, the digestibility of green leaves and stems can increase or decrease over time in relation to net growth and defoliation dynamics. The model equations, either adapted from previous models (Schapendonk *et al.*, 1998; Carrère *et al.*, 2002, 2004; McCall and Bishop-Hurley, 2003) or newly constructed, are presented and discussed in a companion paper (Jouven *et al.*, 2006).

This paper describes the evaluation of the model. Model evaluation or validation consists in a series of tests measuring the accuracy with which the model reproduces theoretical knowledge and field

Correspondence to: M. Jouven, INRA, URH, Theix, 63122 Saint Genès Champanelle, France.  
E-mail: mjouven@clermont.inra.fr

Received 8 July 2005; revised 20 December 2005

observations (Jørgensen and Bendoricchio, 2001). It establishes whether or not the model represents reality well enough in regard to the objectives pursued. The results of the validation determine the probability of model acceptance by both the scientific community and users (Rykiel, 1995). As each model has a unique structure and is built for a specific purpose, the techniques used for evaluation have to be chosen on an individual basis. Balci (1998) presented a wide range of techniques for testing models which can be roughly separated into: (i) 'internal' validation: investigation of the model's ability to reproduce theoretical knowledge; and (ii) 'external' validation, which consists in comparing model outputs with experimental results and/or field measurements.

In evaluating the model, the focus is on (i) model behaviour, by exploring the model's response to different grassland communities, cutting frequencies and environmental variables, and (ii) model validation using experimental data and focusing on biomass accumulation and digestibility of herbage for different cutting dates, and herbage production under a frequent cutting regime. Furthermore, to evaluate the ability of the model to perform multiple-year simulations, model predictions of winter senescence and abscission dynamics were tested against field measurements.

## Materials and methods

### Model functioning

The model was developed in Python 2.3 for Windows (Copyright 1991–1995 by Stichting Mathematisch Centrum, Amsterdam, the Netherlands). It runs at a daily time-step because most field-scale management decisions (cutting and rotational grazing management) are usually made on a daily basis. The characteristics of the four structural compartments are calculated daily after taking into account a possible defoliation of the sward. The model outputs are, at a field scale, the standing biomass (BM) or the harvested biomass (hBM), its structural composition and the organic matter digestibility (OMD) of the structural compartments. The required model inputs are (i) the proportion of functional grass groups in the grassland community, (ii) the soil nitrogen nutrition index (NI) and water-holding capacity (WHC) for the site, (iii) the weather data for the simulated period (photosynthetically active radiation, temperature, precipitation and potential evapotranspiration), (iv) cutting regime and (v) the sward status (biomass and age of the four compartments) at the beginning of the simulation. If little is known about sward state, approximate values can be given, provided results for the first simulated year are discarded. If the model is run for several consecutive years with the

same weather and management regime, model predictions will converge from the second simulated year onwards. As the model is deterministic, when it is run for a series of different weather years with the same management regime, year-to-year discrepancies in model output can be interpreted as the production risk associated with variability in weather.

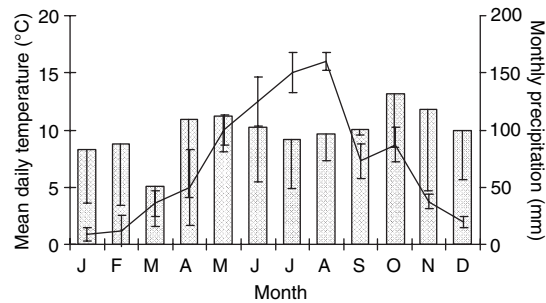
### Inputs used for model evaluation

The model was tested using three communities of permanent pastures in Central France (Billy, 2000), which corresponded to the following scale of nutrient availability and intensity of utilization: H (high fertility and utilization), M (medium fertility and utilization) and L (low fertility and utilization) (see Jouven *et al.*, 2006). Site characteristics and proportion of functional groups for the three communities are given in Table 1. The functional groups, based on Cruz *et al.* (2002), are described in Jouven *et al.* (2006). At the beginning of the simulation, the soil water reserve is full. If no experimental measurements were available for the initial sward state, the model was run twice: once to determine the initial values of biomass and age of the structural compartments at a given date, and the second time for testing. When no specific mention is made in the text, the simulations begin on 1 January.

For almost all the testing, weather data were taken from a series of years recorded at an INRA Research Station in Auvergne, France (Marcenat, altitude 1100 m a.s.l.), where average annual precipitation reaches 1200 mm per year, mean daily temperature is around 7°C, winters are cold and snowy, and summers

**Table 1** Description of three grassland communities corresponding to a range of fertility and utilization (H: high fertility and utilization, M: medium fertility and utilization, and L: low fertility and utilization) and their site characteristics (NI, nitrogen index; WHC, soil water-holding capacity) and proportions of functional groups [A: species adapted to fertile sites and frequent defoliation; B: species adapted to fertile sites and lenient defoliation; C: species adapted to poor sites and frequent defoliation; D: species adapted to poor sites and lenient defoliation (based on Cruz *et al.*, 2002)]. For the description of functional groups, see Tables 1 and 2 in Jouven *et al.* (2006).

Grassland community	Site characteristics		Proportion of functional groups			
	NI	WHC (mm)	A	B	C	D
H	0.85	80	0.50	0.50	–	–
M	0.75	60	0.20	0.30	0.50	–
L	0.55	40	–	–	0.80	0.20



**Figure 1** Weather conditions at the INRA Research Station of Marcenat (Auvergne, altitude 1100 m a.s.l.): mean daily temperature (solid line) and monthly precipitation (bars), with their standard deviations, for eight recent climatic years (1993–2000).

are short (Figure 1). A series of actual weather years rather than an average weather year was chosen. Using a single weather year could have restricted the validity domain of the predictions of the model. To assess how effectively the model predicted the variability in biomass production, the model was run for eight consecutive years (1993–2000), and the average results and the standard deviation considered.

## Methods used for exploring model behaviour

### *Response of model to grassland community and cutting regime*

Predictions for the two extreme grassland communities, H and L, under a simple management regime, consisting of zero, one or three cuts, were made. Cut 1 was set for 30 June, cut 2 for 25 August and cut 3 for 30 October.

### *Model response to site characteristics (nitrogen nutrition index and soil water-holding capacity)*

The response of the model to a range of soil nitrogen NIs (0.5–0.9) and soil WHCs (20–100 mm) was investigated using the M grassland community and when applying three cuts per year, on 30 June, 25 August and 30 October.

## Methods used for validating the model against experimental data

### *Biomass accumulation and quality during three subsequent vegetation cycles*

Predictions of the model were tested against data used for constructing INRA feed value tables (INRA, 1989) for upland, natural grassland in the Auvergne region of

France. These data give minimum and maximum biomass accumulation together with digestibility of harvested green forage for a wide range of harvest dates: first-growth cuts on 10 May, 25 May, 10 June, 25 June and 10 July; second-regrowth cuts 6 or 8 weeks after the 25 June cut and a third-regrowth cut 7 weeks after the second cut. The H grassland community was selected to be closest to intensively managed pastures on which the INRA tables are based.

### *Herbage production under a frequent cutting regime*

Data from a long-term experiment designed to measure growth rates in permanent grassland, from April to late October, under frequent cutting (De Montard, 1981) were used. The experiment was conducted at the INRA Research Station, Marcenat, Auvergne (altitude 1100 m a.s.l.). Three plots of similar permanent grassland were cut every 42 d, from April to October, with a 1-week interval between plots. The measurements made from 1993 to 2000 were used. Application rates of nitrogen (N) fertilizer were set to compensate for the removal of the herbage. The model was run with the same experimental design using the M grassland community.

### *Winter senescence and abscission dynamics*

During the winter of 2004–2005, data were collected on the BM and structural composition for a permanent pasture that had been continuously grazed at low stocking rate (0.7 cows with their calves ha<sup>-1</sup>) from 13 May to 3 November 2004. In a 11 ha-field, eight quadrats (10 m × 0.1 m) were cut to ground level with a hand mower on 4 November 2004, 13 January and 4 April 2005. The pasture was located at the INRA research station, Laqueuille, Auvergne at an altitude of 1200 m a.s.l. The model was run from November 2004 to April 2005 using the L grassland community combined with weather data collected on the research station during the same winter. Sward biomass at the beginning of the simulation, i.e. 4 November, was 2.78 t DM ha<sup>-1</sup>. The sward comprised 0.34 GV and 0.66 DV, and there was almost no reproductive material.

## Statistics used for model evaluation

The root mean-squared deviation (RMSD) was computed to measure the accuracy of model predictions against observations:

$$\text{RMSD} = \sqrt{\frac{\sum(P - O)^2}{N}}$$

where  $P$  is a predicted value,  $O$  is an observed value and  $N$  is the number of observations.

For the experiment with frequent cutting, the predicted and observed total biomass, harvested per year and per field, were compared using a *t*-test and their standard deviation over the 8 years with an *F*-test.

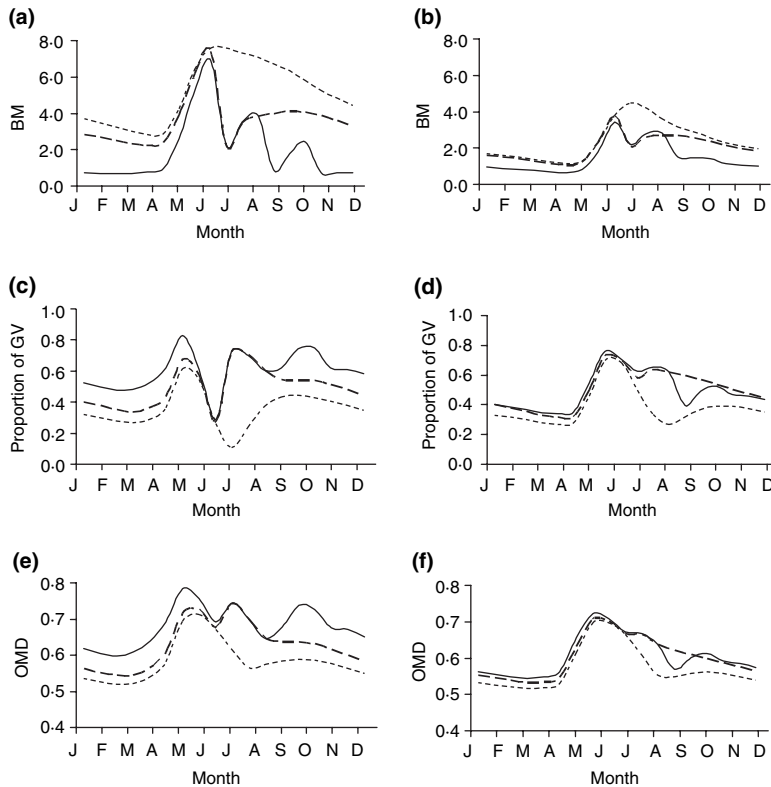
## Results

### Model behaviour

#### *Model response to grassland type and cutting regime*

In a first approach, mean seasonal dynamics of the BM (Figure 2) and hBM (Table 2) over the simulated years were investigated. Sward growth began at the end of April, with grassland community H earlier than L. The BM increased sharply in May and June with mean herbage growth rates of 99 kg DM ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> for grassland community H and 46 kg DM ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> for grassland community L. Mean herbage growth rates slowed in July and August to 41 kg DM ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> for grassland community H and 17 kg DM ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> for grassland community L and almost stopped in the autumn. Running the model with no cutting led to peak BM (standard deviation) being reached at the end of July [7.6 (0.7) t DM ha<sup>-1</sup> for grassland community H and

4.5 (0.5) t DM ha<sup>-1</sup> for grassland community L]. Cutting the sward left a residual biomass of 1.0 t DM ha<sup>-1</sup> for grassland community H and 1.6 t DM ha<sup>-1</sup> for grassland community L, which had a higher bulk density. The total herbage production harvested with three cuts per year amounted to 9.4 (1.1) t DM ha<sup>-1</sup> for grassland community H and only 2.5 (0.4) t DM ha<sup>-1</sup> for grassland community L. The distribution of hBM across the year differed between grassland communities. Herbage production from H comprised 0.54 harvested at cut 1, 0.30 at cut 2 and 0.16 at cut 3, while herbage production from L was concentrated in spring and early summer (0.60 harvested at cut 1, 0.39 at cut 2 and 0.01 at cut 3). Increasing the number of cuts from zero to three modified the sward state in the early spring. It reduced the BM by 1.9 and 0.5 t DM ha<sup>-1</sup> for grassland communities H and L, respectively, and increased the proportion of compartment GV by 0.28 and 0.07 for grassland communities H and L respectively. Running the model with no cutting gave a higher proportion of compartment GV in summer for grassland community L, which suggests that less productive grasslands can be used late in the season or be under-exploited with a lower negative impact on production than would



**Figure 2** Model predictions for standing biomass accumulation (BM, t DM ha<sup>-1</sup>, a) and b), green vegetative content (proportion GV, c and d) and digestibility (OMD, g g<sup>-1</sup>, e and f) under different cutting regimes: no cuts (dotted line), one cut per year (dashed line), or three cuts per year (solid line). a), c) and e) are predictions for an intensively managed grassland community (H); b), d) and f) for an unproductive grassland community (L).

**Table 2** Model predictions [mean (s.d.) over eight simulated years] of harvested biomass (hBM, t DM ha<sup>-1</sup>), structure and digestibility (OMD, g g<sup>-1</sup>) of herbage for grassland communities H (high fertility and utilization) and L (low fertility and utilization) under a simple management regime consisting of three cuts: cut 1 on 30 June, cut 2 on 25 August and cut 3 on 30 October.

	Grass community H			Grass community L		
	Cut 1	Cut 2	Cut 3	Cut 1	Cut 2	Cut 3
hBM	5.1 (0.6)	2.8 (0.6)	1.5 (0.4)	1.5 (0.4)	1.0 (0.3)	0.0 (0.1)
OMD of hBM	0.69 (0.02)	0.63 (0.05)	0.73 (0.01)	0.79 (0.01)	0.73 (0.02)	–
Proportion of GV in hBM	23 (3)	54 (12)	78 (3)	85 (5)	91 (6)	–
Proportion of GR in hBM	51 (4)	0 (0)	0 (0)	15 (1)	0 (0)	–
Proportion of DV in hBM	19 (3)	46 (12)	22 (3)	0 (0)	9 (6)	–
Proportion of DR in hBM	7 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	–

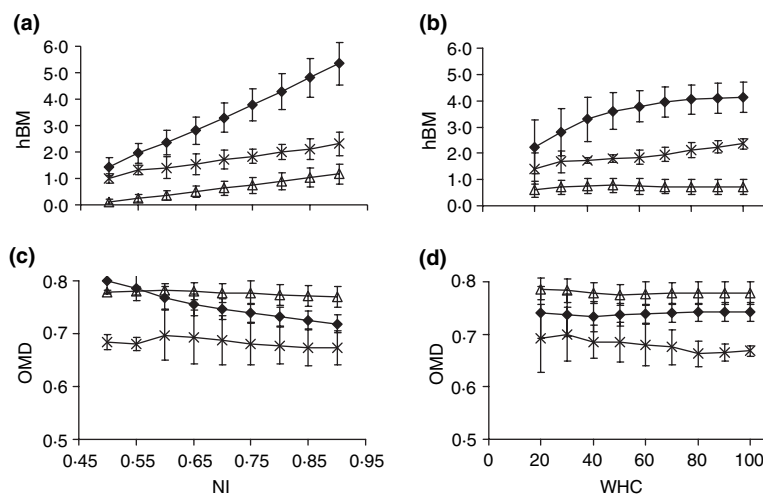
happen with intensively managed grasslands. At fixed cutting dates, the digestibility of the hBM was lower for grassland community H than for L by 0.1 digestibility units for cuts 1 and 2, due to higher proportions of compartments GR and DV (Table 2).

*Model responses to site characteristics (nitrogen nutrition index, soil water-holding capacity)*

The model was highly sensitive and responded almost linearly to soil nitrogen NI (Figure 3a and c), especially at cut 1. Herbage production increased by 0.97 t DM ha<sup>-1</sup> (cut 1), 0.33 t DM ha<sup>-1</sup> (cut 2) and 0.26 t DM ha<sup>-1</sup> (cut 3) for an increase of 0.1 in NI. Variability in herbage production between simulated years increased at high NI values for cut 1 (range of s.d. of 0.34–0.80 t DM ha<sup>-1</sup>) and cut 3 (range of s.d. of 0.11–0.39 t DM ha<sup>-1</sup>). For a given cutting date, raising the NI value also tended to reduce the digestibility of harvested forage by 0.02 for an increase

of 0.1 in NI. This effect was more pronounced for cut 1, with increased proportion of compartment GR (0.05 for an increase of 0.1 in NI) and less pronounced for cuts 2 and 3, with increased proportion of compartment DV.

Response to WHC depends on weather conditions: the drier the climate, the larger the WHC needed to limit water stress. In the range of weather conditions over which the model was run, DM yields showed little sensitivity to a WHC higher than 80 mm for cuts 1 and 2 (Figure 3b and d). Herbage production decreased on average by 0.30 t DM ha<sup>-1</sup> (cut 1) and 0.012 t DM ha<sup>-1</sup> (cut 2) for a reduction of 10 mm in WHC under 80 mm. Year-to-year variability in herbage production showed a tendency to decrease for the first two cuts at high WHC values. The autumn cut was not affected by WHC, probably due to frequent and abundant precipitation during this period. Altering the WHC value affected neither structural composition of the herbage nor its digestibility.



**Figure 3** Response curves of harvested biomass [hBM, t DM ha<sup>-1</sup>, a), b)] and organic matter digestibility [OMD, g g<sup>-1</sup>, c) and d)] of herbage to nitrogen nutrition index (NI) and water-holding capacity (WHC, mm), for a medium grassland community (M), under a management regime consisting of three cuts: cut 1, 30 June (◆); cut 2, 25 August (×); regularization cut, 30 October (△).



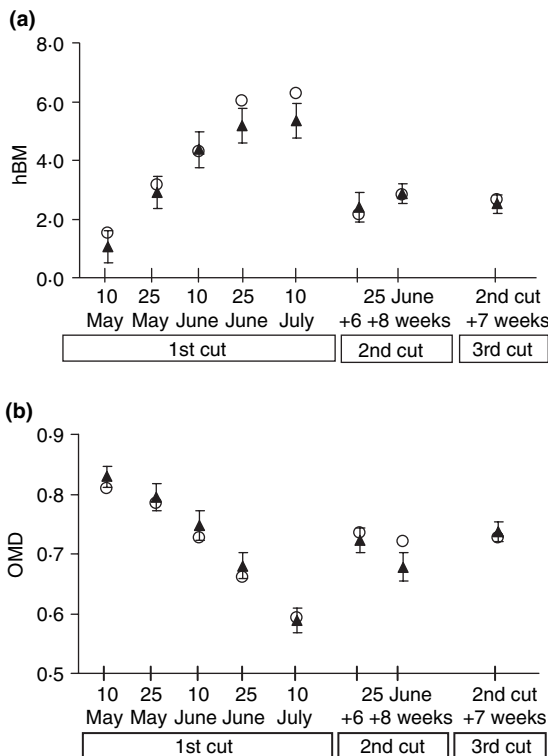
## Validation against experimental data

### *Biomass accumulation and digestibility of herbage during three subsequent vegetation cycles*

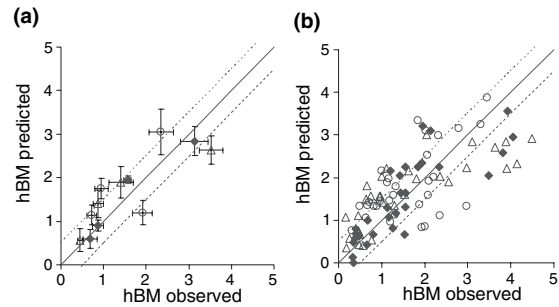
The predicted herbage biomasses were close to field observations, except for 25 June and 10 July when model predictions were lower than that of field observations (Figure 4a). Values of RMSD for biomass were  $0.49 \text{ t DM ha}^{-1}$  for all cuts ( $0.60$  for the first cut,  $0.19$  for the second and third cuts). The OMD of green forage (Figure 4b) was on average well predicted (RMSD,  $0.021$ ), model precision being greater for the first cut (RMSD,  $0.016$ ) than for the second cut (RMSD,  $0.026$ ).

### *Herbage production under a frequent cutting regime*

First, the ability of the model to reproduce the average herbage production and its variability between years, associated with different weather conditions, was measured. Model predictions were not significantly



**Figure 4** Comparison of predicted (▲) and observed (○) data based on tables in INRA (1989) of (a) harvested biomass of herbage ( $\text{hBM}$ ,  $\text{t DM ha}^{-1}$ ), and (b) digestibility of herbage (OMD,  $\text{g g}^{-1}$ ) for three different cycles of harvests. Bars indicate standard deviation of predictions between years.



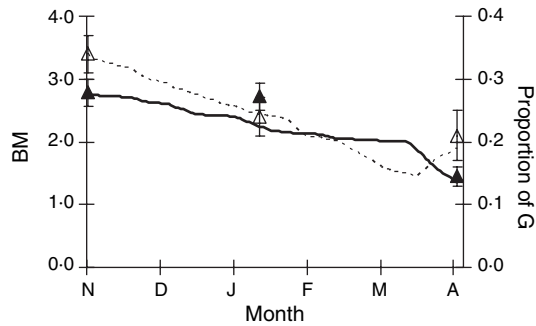
**Figure 5** Comparison of observed and simulated harvested biomass ( $\text{hBM}$ ,  $\text{t DM ha}^{-1}$ ) under a frequent cutting regime of (a) mean  $\text{hBM}$  for each harvest date and standard deviation between years, and (b)  $\text{hBM}$  for all years and all harvest dates: early cut I (◆), intermediate cut I (○), late cut I (△). Solid lines: 1:1 lines. Dotted lines: 1:1 lines  $\pm 0.5 \text{ t DM ha}^{-1}$ .

different from observations for the average total harvested herbage production ( $6.64 \text{ t DM ha}^{-1}$  predicted,  $6.09$  observed,  $P = 0.06$  according to the *t*-test). The standard deviation of total harvested herbage production observed ( $0.74 \text{ t DM ha}^{-1}$ ) was significantly lower than that predicted ( $1.23 \text{ t DM ha}^{-1}$ ,  $P = 0.02$  according to the *F*-test). Predicted values ranged from  $5.1$  to  $8.3 \text{ t DM ha}^{-1}$ , and observed values from  $2.7$  to  $8.6 \text{ t DM ha}^{-1}$ : the model over-predicted the total  $\text{hBM}$  when observed values were low, and especially in 1994 and 1998, the two years with the lowest herbage production. At each cutting date, the predicted production averaged over the 8 years (Figure 5a) was close to that observed (RMSD,  $0.48 \text{ t DM ha}^{-1}$ ) but its standard deviation was higher than that observed (predicted,  $0.37 \text{ t DM ha}^{-1}$ ; observed,  $0.19 \text{ t DM ha}^{-1}$ ).

Second, the ability of the model to reproduce the production per cutting date and per plot in each simulated year was evaluated (Figure 5b). Model predictions were less accurate in this case (RMSD,  $0.72 \text{ t DM ha}^{-1}$ ). The model tended to overestimate low herbage production ( $< 2 \text{ t DM ha}^{-1}$  observed), and to underestimate higher herbage production ( $> 2 \text{ t DM ha}^{-1}$  observed).

### *Dynamics of winter senescence and abscission*

As observed in the field, the model predicted a decrease in BM and proportion of compartment GV until early spring, when the proportion of GV increased again, and old over-wintering dead biomass disappeared (Figure 6). Model predictions for biomass of herbage in April, at the beginning of the growing season, were close to observations:  $1.35 \text{ t DM ha}^{-1}$  compared with  $1.45$  ( $0.15$ )  $\text{t DM ha}^{-1}$  observed, and  $0.19$  of compartment GV compared with  $0.21$  ( $0.04$ ) of compartment



**Figure 6** Comparison of observed (triangles, with s.d. between measures) and predicted (lines) data on winter senescence and abscission dynamics: standing biomass (BM, t DM ha<sup>-1</sup>; ▲, solid line) and proportion of green vegetative matter in the pasture (proportion of GV: △, dotted line).

GV observed. The model tended to overestimate BM in winter.

## Discussion

The objective of the model was to predict the dynamics of herbage production, structure and digestibility of permanent pastures in various sites under different defoliation regimes (cutting or grazing, and at various frequencies and intensities). The model was designed to respond to different weather conditions and perform multiple-year simulations, in order to assess the average dynamics and the variability of herbage production. The model was not designed to predict medium- to long-term changes in soil fertility nor in the composition of the grassland community. The results of the tests in regard to the objectives pursued, namely to (i) determine whether model predictions are consistent with theoretical knowledge and field observations, (ii) measure the ability of the model to reproduce the dynamics of grassland production observed in the field experiments and (iii) evaluate the precision of model predictions, are now discussed.

### Consistency of model predictions with theoretical knowledge and field observations

Model predictions were consistent with current knowledge of permanent grasslands for the distribution of herbage production over the year, the response of productive and less productive grassland communities to cutting regime, and the response in herbage production to site conditions. Loiseau *et al.* (1990) reported that the herbage production of well-managed permanent grasslands of the Auvergne region in France was distributed unevenly across the year: 0.52

in spring, 0.35 in summer and 0.13 in autumn, which is close to 0.54, 0.30 and 0.16 predicted by the model for an intensively managed grassland community. Similarly, the herbage production recorded in the studies used for the INRA feed value tables (INRA, 1989) for the first cut in late spring, the second cut in summer, and the third cut in autumn represent 0.47, 0.33 and 0.20 of the total herbage production respectively.

Management determines the type (cutting or grazing), intensity and frequency of sward defoliation, and can alter soil fertility. During the tests, a focus was on the frequency of sward defoliation by cutting. The model predicted that increasing herbage utilization in late season reduced BM and increased the proportion of green in winter, thereby stimulating early spring growth. D'Hour *et al.* (1996) described similar dynamics for plots grazed late in the season. Site conditions can be represented by climate, soil WHC and fertility. The predicted increase in total herbage production in response to nitrogen NI is within the range of values reported by Loiseau *et al.* (1990), i.e. 0.1–0.6 t DM ha<sup>-1</sup> for each 60 kg N ha<sup>-1</sup> which corresponds to a increase of 0.1 in NI value (Farruggia *et al.*, 2004). Loiseau *et al.* (1990) also reported a 0.18 decrease in total herbage production when soil WHC dropped from 80 to 40 mm, and the model predicted a 0.17 decrease.

### Predictive power of the model at seasonal to multiple-year time scales

Model predictions were in line with experimental results under the different cutting regimes tested: cuts at different levels of biomass accumulation for three vegetation cycles or frequent cuts for several consecutive years. The accuracy of model predictions for the dynamics of average biomass and digestibility of herbage was good (RMSD of 0.49 t DM ha<sup>-1</sup> for biomass and 0.02 for digestibility), and in the range of accuracies reported by Bonesmo and Bélanger (2002), Bonesmo *et al.* (2005) and Dolling *et al.* (2005). In situations of biomass accumulation, the model tended to underestimate the biomass in summer, while under frequent cutting the model slightly overestimated herbage production in summer and underestimated herbage production in spring. Under a frequent cutting regime, the model satisfactorily predicted the dynamics of herbage production, averaged over a number of years, and for a single year, with different weather conditions. However, the model significantly underestimated the variability in total herbage production between years because it over-predicted the lowest values of herbage production observed. The model successfully predicted the dynamics of the pasture during winter, and, hence,

proved able to perform multiple-year simulations. The discrepancies between predicted and observed values, particularly in spring and summer, could be explained by (i) an inaccurate calibration of seasonal effect, (ii) the choice of keeping nitrogen NI constant over the year, whereas it can fluctuate between seasons and with the application of N fertilizer (Farruggia *et al.*, 2004), (iii) an inaccurate calibration of senescence and disappearance functions, (iv) the absence of a function modelling growth stimulation by mobilization of reserves after cutting (for a review, see Volenec *et al.*, 1996) and (v) the assumption of a constant proportion of leaf laminae in the green vegetative compartment, whereas it can fluctuate between seasons and with cutting regimes.

## Conclusion

The model realistically predicted the dynamics of the biomass, structure and digestibility of herbage for various communities of permanent grassland, in different sites and under different management conditions, for upland areas of the Auvergne region in France. The tests reported in this paper show that the model can be useful for investigating interactions between management and grassland dynamics. Although the model successfully predicts the dynamics of average herbage production across years, it lacks precision in predicting the low herbage production observed in a few years with specific weather conditions. For long-term simulations (over 10 years), model predictions may prove inaccurate because, at this time scale, management can affect site fertility (Loiseau, 1991) and the composition of the grassland community (Bullock *et al.*, 2001; Louault *et al.*, 2005). Further developments of the model could consist in (i) modulating the values of certain functional traits with a seasonal pattern, (ii) modelling the evolution of the nitrogen NI through years, depending on the cumulated nitrogen balances at a field scale, and (iii) modelling changes in the composition of the grassland community through considering soil fertility, herbage utilization and flowering rates.

The model was designed to operate at a field scale, in the context of a whole-farm simulator where the foraging system is represented by a mosaic of fields differing in grassland communities, habitat conditions and management. The model could also be used at a patch scale in extensive grazing situations with high within-field patchiness and where a pasture can be represented by a mosaic of patches (Marriott and Carrère, 1998). So far, the model has only been tested under cutting management. Further testing will be made under grazing management after having interfaced the vegetation model with a model of selective grazing.

## Acknowledgments

P. Loiseau and J.-P. Garel provided expert knowledge. This work was supported by the Auvergne region and the INRA PHASE department.

## References

- BALCI O. (1998) Verification, validation and testing. In: Banks J. (ed.) *Handbook of simulation*, pp. 335–393. New York: John Wiley & Sons.
- BILLY F. (2000) Prairies et pâturages en Basse-Auvergne [Grasslands and pastures in the Auvergne region of France]. *Bulletin de la Société Botanique du Centre-Ouest*, **20**, 1–259.
- BONESMO H. and BÉLANGER G. (2002) Timothy yield and nutritive value by the CATIMO model: I. Growth and nitrogen. *Agronomy Journal*, **94**, 337–345.
- BONESMO H., BÉLANGER G., CHARMLEY E., DRAPEAU R., MCKENZIE D.B., MICHAUD R. and TREMBLAY G.F. (2005) Timothy yield and nutritive value by the CATIMO model: III. Validation for eastern Canada. *Agronomy Journal*, **97**, 32–40.
- BULLOCK J.M., FRANKLIN J., STEVENSON M.J., SILVERTOWN J., COULSON S.J., GREGORY S.J. and TOFTS R. (2001) A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 253–267.
- CARRÈRE P., FORCE C., SOUSSANA J.F., LOUAULT F., DUMONT B. and BAUMONT R. (2002) Design of a spatial model of perennial grassland grazed by a herd of ruminants: the vegetation sub-model. *Grassland Science in Europe*, **7**, 282–283.
- CARRÈRE P., SOSINSKI E.E. JR, LOUAULT F. and SOUSSANA J.F. (2004) Validation of a model simulating grassland vegetation dynamics using plant traits measurements along a gradient of disturbance. *Grassland Science in Europe*, **9**, 784–786.
- CRUZ P., DURU M., THEROND O., THEAU J.P., DUCOURTIEUX C., JOUANY C., AL HAJ KHALED R. and ANSQUER P. (2002) Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage [A new approach to the characterization of natural grasslands and their use value]. *Fourrages*, **172**, 335–354.
- D'HOOR P., JOSIEN E., PETIT M. and LASSALAS J. (1996) Allongement de la période de pâturage pour les vaches allaitantes [Extending the grazing period for the suckler herd]. In: Institut de l'Élevage – INRA (eds) *Proceedings of the 3rd Rencontres Recherches Ruminants, Paris, France, 1996*, p. 102.
- DE MONTARD F. (1981) L'action des facteurs climatiques sur la croissance de l'herbe. Exemple d'une prairie à *Agrostis tenuis* et à *Poa pratensis* des Monts d'Auvergne [The influence of climatic factors on grass growth. Example of a permanent grassland dominated by *Agrostis tenuis* and *Poa pratensis* in the Monts d'Auvergne region (Central France)]. *Fourrages*, **85**, 39–52.
- DOLLING P.J., ROBERTSON M.J., ASSENG S., WARD P.R. and LATTI R.A. (2005) Simulating lucerne growth and water use on diverse soil types in a Mediterranean-type

- environment. *Australian Journal of Agricultural Research*, **56**, 503–515.
- FARRUGGIA A., GASTAL F. and SCHOLEFIELD D. (2004) Assessment of the nitrogen status of grassland. *Grass and Forage Science*, **59**, 113–120.
- INRA (1989) *Ruminant nutrition: recommended allowances and feed tables*. Paris: John Libbey Eurotext.
- JØRGENSEN S.E. and BENDORICCHIO G. (eds) (2001) Concepts of modelling. In: *Fundamentals of Ecological Modelling*, pp. 19–92. Amsterdam: Elsevier.
- JOUVEN M., CARRÈRE P. and BAUMONT R. (2006) Model predicting the dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures. 1. Model description. *Grass and Forage Science*, **61**, (in this issue).
- LOISEAU P. (1991) Limite des indices botaniques (valeur pastorale) pour l'aide à la gestion des pâturages d'altitude [Limitations of botanic index (pastoral value) as an aid to upland pasture management]. *Characterisation of Meadows in Mountainous Areas. Proceedings of 7th Meeting of the Working Group on Mountain Pastures, Nyon, Switzerland, 1991*, pp. 96–102.
- LOISEAU P., DE MONTARD F.-X. and RICOU G. (1990) Grasslands in upland areas: the Massif Central (France). In: Breymeyer A.I. (ed.) *Managed grasslands. Regional studies*, pp. 71–97. Amsterdam: Elsevier Science Publishers.
- LOUAULT F., PILLAR V.D., AUFRÈRE J., GARNIER E. and SOUSSANA J.-F. (2005) Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 151–160.
- MARRIOTT C.A. and CARRÈRE P. (1998) Structure and dynamics of grazed vegetation. *Annales de Zootechnie*, **47**, 359–369.
- MCCALL D.G. and BISHOP-HURLEY G.J. (2003) A pasture growth model for use in a whole-farm dairy production model. *Agricultural Systems*, **76**, 1183–1205.
- RYKIEL E.J. (1995) Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, **90**, 229–244.
- SCHAPENDONK A.H.C.M., STOL W., VAN KRAALINGEN D.W.G. and BOUMAN B.A.M. (1998) LINGRA, a sink/source model to simulate grassland productivity in Europe. *European Journal of Agronomy*, **9**, 87–100.
- VOLENEC J.J., OURRY A. and JOERN B.C. (1996) A role for nitrogen reserves in forage regrowth and stress tolerance. *Physiologia Plantarum*, **97**, 185–193.



**A model predicting the seasonal dynamics of intake and production for suckler cows and their calves fed indoors or at pasture.**

M. Jouven, J. Agabriel, R. Baumont

*INRA - Unité de Recherches sur les Herbivores, Site de Theix, 63122 Saint Genès Champanelle, France*

**Abstract**

To investigate the dynamics of animal intake and production in grassland-based suckler systems, we constructed a model for suckling cows with their calves. The model calculates on a day-to-day basis the selective intake at pasture and the animal production (weight, condition, milk production) in response to energy intake. The model dynamically applies the feed evaluation systems developed by the INRA: the "cattle fill unit" system to predict forage intake, and the "feed unit" system to predict net energy requirements and supply. To predict intake at pasture, we adapted the cattle fill unit system by adding effects of herbage availability and sward structural composition on the amount and quality of intake.

At pasture, the grazeable herbage is divided into structural components characterized by their biomass and digestibility. The model predicts the composition of the diet, assuming that the most digestible and abundant components of herbage are preferred. The amount of herbage ingested depends on the animal profile, the digestibility of the diet and the amount of herbage available. Sward depletion by animal intake at pasture has feedback effects on herbage growth and quality, which can be calculated by a vegetation model. Animal production is calculated based on net energy balance, which is the difference between net energy intake and net energy requirements for maintenance (for cow and calf), gestation and lactation (for the cow). The net energy balance determines weight and condition gain or loss, and - after three months of lactation - influences milk production the following day. Changes in weight and condition have feedback effects on energy requirements and intake capacity.

Sensitivity analysis on the input values highlighted the importance of forage digestibility for the production of cows and calves. Calf growth was also driven over three months old by calf live weight, and under three months old by the milk production of the cow. The model's response to stocking rate during the grazing down of a paddock was consistent with current knowledge. The model was validated against experimental data for cows fed indoors or at pasture, at different feed allowances. Model predictions were precise for the digestibility of intake and for live weight (2-3% error), satisfactory for dry matter intake, body condition

score and milk production at the beginning of lactation (10% error), and very imprecise for milk production after the third month of lactation (23% error), but the latter had small consequences on calf live weight.

*Keywords:* model, suckler cow, calf, intake, production, sensitivity analysis, validation

<b>Nomenclature</b>		<b>Unit</b>
BCS	Body condition score, for cows only	/5
BM	Standing biomass of herbage in the pasture	kg DM/ha
CFU	Cattle fill unit: by definition 1 CFU is the “standard” voluntary dry matter intake of a reference herbage by a 400 kg-heifer, set to 95 g/kg metabolic LW (INRA, 1989)	
DMI	Dry matter intake, for cows or calves	kg/d
DR	Dead reproductive structural component of herbage	
DV	Dead vegetative structural component of herbage	
FV	Fill value of the forage (hay or grass)	CFU/kg DM
GR	Green reproductive structural component of herbage	
GV	Green vegetative structural component of herbage	
IC	Intake capacity, for cows or calves	CFU/d
LC	Lack of correlation between predicted and observed data	
LW	Live weight, for cows or calves	kg
MP	Milk production of cows	kg/d
MP <sub>w</sub>	Milk production predicted by the equation of Wood (1969), without feedback effects of energy intake	kg/d
MP <sub>wmax</sub>	Milk maximum production predicted by the equation of Wood (1969)	kg/d
NEB	Net energy balance, for cows or calves	MJ/d
NEG	Net energy for calf growth	MJ/d
NEI	Net energy intake, for cows or calves	MJ/d
NEL	Energy content of the forage, in net energy for lactation	MJ/kg DM
NEM	Net energy for maintenance, for cows or calves	MJ/d
NEP	Net energy for production, for cows or calves	MJ/d
NER	Net energy requirements, for cows or calves	MJ/d
NSC	Normalized sensitivity coefficient. NSC is the ratio of the rate of variation of the output variable to the rate of variation of the input parameter tested in a sensitivity analysis.	
NU	Non-unity slope: measures rotation of the predicted:observed regression from the 1:1 line	
OMD	Organic matter digestibility	
PR	Proportion in the grazeable strata (for structural components of herbage)	
PRI	Proportion in the forage ingested (for structural components of herbage)	
SB	Squared biais: measures translation of the predicted:observed regression from the 1:1 line	
RMSD	Root mean-squared deviation (of model predictions from observed data): measures the precision of model predictions	

## 1. Introduction

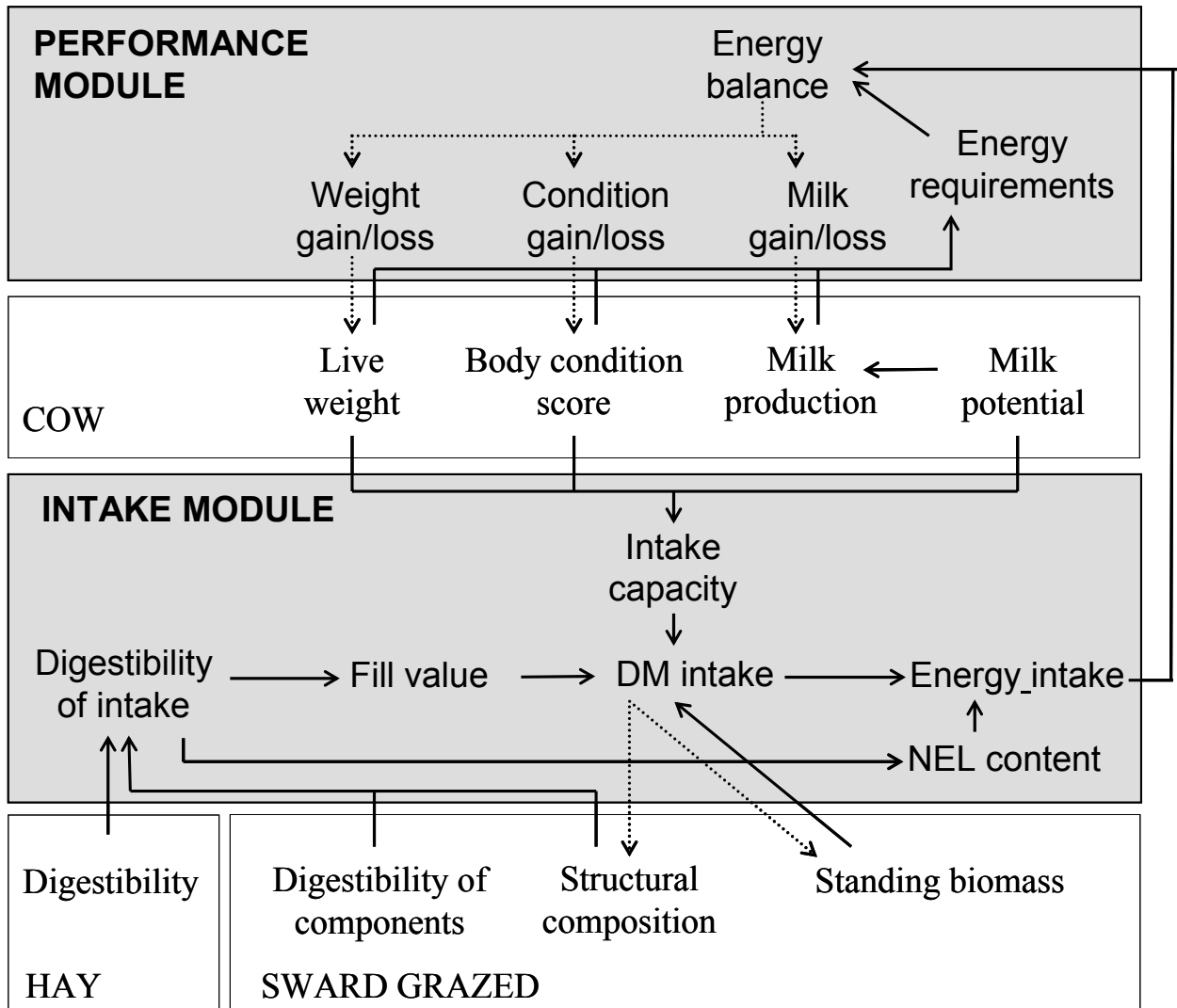
The feed autonomy of suckling systems based on permanent pasture, i.e. their ability to produce meat mainly from grass and hay harvested on-farm, is a key factor in their economic and environmental sustainability. These systems are interesting because they exploit permanent pastures, which are reservoirs of floristic and faunistic diversity (Baldock, 1999; Hopkins and Holz, 2005). Understanding and predicting the dynamics of animal production could help to define management strategies that minimize the use of concentrate and bought forage. In this context, models are a valuable asset, especially if they represent the selective intake at pasture and the seasonal variations in animal production.

Models of animal intake and production already exist. In recent decades, most of the modelling effort has been directed towards evaluating different feeding strategies for dairy cattle at pasture (for a review, see Delagarde and O'Donovan., 2005) or young weaned cattle (Oltjen et al., 1986; Kilpatrick and Steen, 1999; Hoch and Agabriel, 2004). Other models have been built to predict the dynamics of resource utilization by sheep or cattle (Armstrong et al., 1997; Freer et al. 1997; Baumont et al., 2004). Feed evaluation systems for beef cattle have been developed in many countries to calculate the energy requirements to reach a performance target. INRA (1989) systems also include a fill unit system to predict voluntary intake based on forage and animal characteristics. We applied INRA systems dynamically to predict intake and production throughout the animal production cycle.

Our objective was to develop a model of the intake and production of an average suckler cow with its calf grazing at pasture or fed indoors on a hay-based diet. The model was designed for a whole-farm simulator (Jouven et al., 2005), where it would be applied to the average animals of the herd. Therefore, the model had to be simple and its inputs had to be connectable with the outputs of a vegetation model (Jouven et al., 2006a). To keep the model simple, we chose a daily time step and a net energy-based approach to animal production. To represent the ability of suckler cattle to exploit swards containing dead or reproductive material, we modelled selective intake between the structural components of the herbage.

This article presents and discusses the conceptual basis and the equations of the model, and its evaluation, which comprised sensitivity analysis to input variables, response to stocking rate during the grazing down of a paddock, and validation against experimental data for *Charolais* cows with their calves fed different feed allowances, indoors or at pasture.





**Figure 1.** Diagram illustrating the animal model applied to a cow fed indoors or grazing a pasture: input variables for the forage on offer, cow profile variables, and model variables in the grey boxes. Solid arrows show the interactions between the variables used to calculate intake and energy balance on day  $d$ , and dotted arrows show the effects of intake and energy balance on sward and animal profile on day  $d+1$ . The energy balance has no effect on milk production before day 90 of lactation.

## 2. Model description

The animal-intake model is composed of: i) a daily intake module which calculates diet digestibility at pasture as a result of selective intake of sward structural components differing in quality and abundance, and the amount of herbage ingested based on the animal's weight and production, and ii) a performance module which calculates daily milk production, gain or loss of body weight and condition, based on the net energy intake and the animal's weight, physiological status and production the day before. The two modules interact at a daily time step: the intake and requirements on day  $d$  depend on the animal's profile on day  $d$ , which in turn depends on the energy balance on day  $(d-1)$  (figure 1).

### *The intake module*

Intake is calculated differently when animals are fed indoors or grazed at pasture. When the animals are housed, dry matter intake (DMI, kg/d) is either set at a given level of energy supply or estimated by the intake module based on forage digestibility and animal profile for animals fed *ad libitum*. In the latter case, DMI is calculated as the ratio of the intake capacity (IC, CFU) to the forage fill value ( $FV_{\text{forage}}$ , CFU/kg DM) (eq. 1). The net energy intake (NEI, MJ/d) is calculated as the product of DMI and net energy content of the forage ( $NEL_{\text{forage}}$ , MJ/kg DM) (eq. 2).

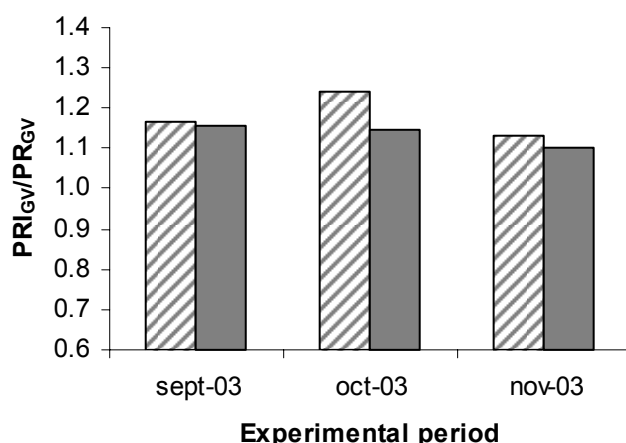
$$DMI = \frac{IC}{FV_{\text{forage}}} \quad \text{for animals fed } ad \text{ libitum} \quad (1)$$

$$NEI = DMI \times NEL_{\text{forage}} \quad (2)$$

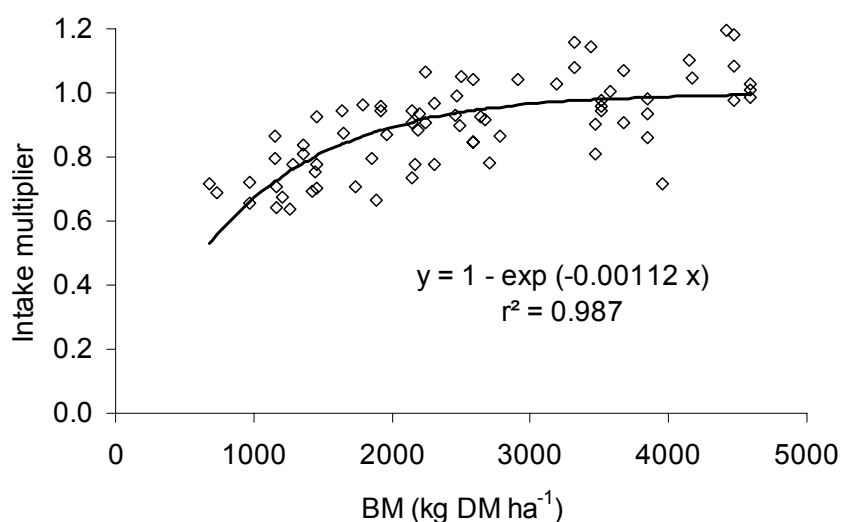
IC represents the amount of forage an animal can eat when fed *ad libitum*. It depends exclusively on animal characteristics, since the effect of forage ingestibility is taken into account by  $FV_{\text{forage}}$  (Jarrige et al., 1986). The IC of the cow is calculated according to INRA tables (1989) from cow live weight ( $LW_{\text{cow}}$ , kg), theoretical daily milk production predicted by the equation of Wood (1969) ( $MP_w$ , kg), and body condition score (BCS, /5) (Agabriel and Petit., 1987) (eq. 3a, figure 1). The IC of the calf is calculated from live weight ( $LW_{\text{calf}}$ , kg), with a Gompertz curve adjusted to fit INRA tables (1989) (eq. 3b). For simplicity, the slight substitution between forage and milk was not included in the model.

$$IC_{\text{cow}} = 3.2 + 0.015 \times LW_{\text{cow}} + 0.25 \times MP_w - 0.002 \times LW_{\text{cow}} \times (BCS - 2.5) \quad (3a)$$

$$IC_{\text{calf}} = 0.0559 \times \exp[5.28 \times (1 - \exp(-0.00703 \times LW_{\text{calf}}))] \quad (3b)$$



**Figure 2.** Results of calibration of the selectivity coefficient  $\kappa$  (eq. 6): comparison of  $PRI_{GV}/PR_{GV}$  predicted by our model (grey bars) with measurements of sward and intake composition (hachured bars) based on visual assessments (Farruggia et al., in press).



**Figure 3.** Limitation of intake by the biomass of the sward grazed (BM). The function (solid line) was constructed using 74 data (dots) from 12 experiments involving beef cattle grazing either continuously or rotationally (Marsch, 1975; Jamieson and Hodgson, 1979; Baker *et al.*, 1981; Zoby and Holmes, 1983; Wright and Russel, 1987; Wright *et al.*, 1990; Inwood *et al.*, 1992; Morris, 1993; Ferrer and Petit, 1995; Kitessa and Nicol, 2001; Ginane and Petit, 2005; Baumont *et al.*, 2006).

Forage FV is calculated as the ratio between the voluntary dry matter intake of the reference herbage by a 400 kg-heifer, set to 95 g/kg LW<sup>0.75</sup> (INRA, 1989), and the voluntary dry matter intake of the forage considered. Voluntary dry matter intake and NEL content depend on a number of forage characteristics, the most influential being organic matter digestibility (OMD) and forage type (Baumont et al., 1999). For simplicity, we used equations relating voluntary dry matter intake and NEL content directly to forage OMD. Eq. 4 and 5a were constructed by regression of the data used for the INRA feed tables (1989); eq. 5b was constructed by Agabriel and Petit (1987). These equations are based on intake and digestibility measurements made on natural grasslands from upland areas of the Auvergne region (France).

$$\text{NEL} = 11.2 \times \text{OMD} - 1.83 \quad \text{for green forage and hay} \quad (4)$$

$$\text{FV} = \frac{95}{-13.9 + 145 \times \text{OMD}} \quad \text{for green forage} \quad (5a)$$

$$\text{FV} = \frac{95}{-12.2 + 161 \times \text{OMD}} \quad \text{for hay} \quad (5b)$$

For animals grazed at pasture, the intake module integrates the effect of sward structural composition on diet digestibility, and thus on diet FV, and a limitation of intake due to the biomass of herbage on offer (figure 1). The sward is described by total standing biomass (BM) and by the proportions (PR) in the grazeable strata (>3 cm above ground level) and the OMD of four structural components : green leaves and sheath (GV), dead leaves and sheath (DV), green stems and flowers (GR) and dead stems and flowers (DR). Pasture characteristics can either be entered directly by the user or calculated by a vegetation model (Jouven et al., 2006a). In the latter case, sward growth is modelled using a light utilization efficiency approach, modulated by a seasonal pattern of growth resulting from storage and mobilization of plant reserves. Growth is partitioned between GV and GR based on the cumulated thermal time from 1<sup>st</sup> January. Senescence determines biomass flows between green and dead components. The outflow of dead biomass is driven by abscission. An average age is calculated for each component, on the basis of thermal time and biomass flows. Age affects senescence, abscission and OMD of GV and GR. Therefore, the digestibility of green leaves and stems can increase or decrease over time in relation to net growth and defoliation dynamics. Selective grazing of plant parts decreases the proportion of GV, keeping it young and of high nutritive value. In situations of high grazing pressure, where GV is severely depleted, sward growth might be slowed down.

The proportion of each plant component in the diet (PRI) depends on both its relative abundance and its digestibility: we considered that animals prefer the most abundant and digestible plant components (eq. 6). In order to represent different levels of selectivity, we introduced a selectivity coefficient  $\kappa$ , which we calibrated for cattle to the value of 1. Calibration was based on experimental results of Farruggia et al. (in press), who measured diet selection of dry or lactating Salers cows on extensively-grazed permanent pastures. Calibration results are illustrated in figure 2.

$$PRI_{GV} = \frac{PR_{GV} \times OMD^{\kappa}_{GV}}{(PR_{GV} \times OMD^{\kappa}_{GV} + PR_{GR} \times OMD^{\kappa}_{GR} + PR_{DV} \times OMD^{\kappa}_{DV} + PR_{DR} \times OMD^{\kappa}_{DR})},$$

and similarly for GR, DV and DR. (6)

Once the composition of the diet is known, its digestibility is calculated as the weighted average of the digestibility of the individual components. The FV of the herbage ingested is then calculated according to eq. 5a.

To represent the established limitation of intake by herbage availability at pasture (Prache and Peyraud, 2001), we used data gathered in the literature to construct a function relating DMI as a proportion of IC to standing biomass per hectare (figure 3). The final intake at pasture is given in eq. 7:

$$DMI = \frac{IC}{FV_{diet}} \times (1 - \exp(-0.0012 \times BM)) \quad \text{at pasture} \quad (7)$$

### *The performance module*

The model was designed for late-maturity *Charolais* and *Salers* breeds, for which first calving generally occurs at three years old. The performance of the cow is estimated from the net energy balance (NEB, MJ/d), which is calculated daily as the difference between net energy intake (NEI, MJ/d) and net energy requirements (NER, MJ/d). NER are divided into net energy for maintenance (NEM, MJ/d), which we considered to be the energy required to maintain live weight constant, and net energy for production (NEP, MJ/d), both expressed in units of net energy for lactation in accordance with the INRA feed evaluation system (eq. 8a).

$$NEB = NEI - NER = NEI - (NEM + NEP) \quad \text{for the cow} \quad (8a)$$

The weight gain of the calf is estimated from the net energy for growth (NEG, MJ/d), which is calculated daily as the difference between NEI and NEM (eq. 8b), expressed in units of net energy for lactation. For the calf, NEI is the sum of energy intake from forage

( $NEI_{\text{forage}}$ , MJ/d) and energy intake from milk ( $NEI_{\text{milk}}$ , MJ/d). For simplicity, we considered that the calf drinks all the milk produced by the cow. The net energy content of the milk suckled for calf growth is set at 2.27 MJ / kg, as calculated by Blanc et al. (2000).

$$NEG = NEI - NEM = (NEI_{\text{forage}} + NEI_{\text{milk}}) - NEM \quad \text{for the calf} \quad (8b)$$

NEM depends mainly on the metabolic weight of the cow or calf (eq. 9a and b). We set the baseline NEM ( $\alpha$ ) at 0.263 MJ/kg  $LW^{0.75}$  for non-lactating cows, and 0.291 MJ/kg  $LW^{0.75}$  for lactating cows and calves (INRA, 1989). NEM increases with activity; for simplicity, we considered that activity indoors does not significantly affect NEM ( $\beta=0$ ), while activity at pasture increases NEM by 20% ( $\beta=0.2$ ). For cows of average condition score, a change in body condition resulting of a high or low-energy intake affects the NEM required to maintain live weight constant, NEM being higher for fat cows and lower for thin cows (Houghton et al., 1990; Buskirk et al., 1992). Agabriel et Petit (1997) measured a decrease of 0.099 MJ per point of body condition score, which we included in eq. 9a.

$$NEM = (\alpha + 0.099 \times (2.5 - BCS)) \times LW^{0.75} \times (1 + \beta) \quad \text{for the cow} \quad (9a)$$

$$NEM = \alpha \times LW^{0.75} \times (1 + \beta) \quad \text{for the calf} \quad (9b)$$

The NEP of the cow corresponds to the energy required to fulfil the priority functions of gestation and lactation (eq. 10a). The net energy for lactation ( $NEP_{\text{lact}}$ ) is calculated from milk production (MP), which has an estimated cost of 3.20 MJ/kg for standard milk containing 4.2% fat, 3.4% protein and 3.8% lactose (Vermorel et al., 1987) (eq. 10b). The net energy for gestation ( $NEP_{\text{gest}}$ ) is almost zero during the first months, and increases exponentially between the fifth and the ninth month of gestation, following eq. 10c (adapted from INRA, 1989). A 365-day calving interval is assumed.

$$NEP = NEP_{\text{lact}} + NEP_{\text{gest}} \quad \text{for the cow} \quad (10a)$$

$$NEP_{\text{lact}} = 3.20 \times MP \quad \text{for the cow during lactation} \quad (10b)$$

$$NEP_{\text{gest}} = 26.3 \times \exp(-0.0184 \times (365 - d)) \quad \text{for the cow, d: day from calving} \quad (10c)$$

The NEG of the calf is transformed into weight gain the following day (eq. 11, adapted from INRA, 1989). The model does not simulate weight loss.

$$\frac{dLW_{\text{calf}}}{dt} = \left( \frac{NEG}{0.309 \times LW^{0.75}} \right)^{1/1.4}, \quad \text{if } NEG > 0 \quad (11)$$

The NEB of the cow is transformed into gain or loss of live weight and body condition. The daily gain or loss in  $LW_{cow}$  and BCS depends on the average energy content of the tissues involved. Therefore, we separately considered young cows still growing (3-4 years old), whose tissue gain contains approximately 15% fat (Robelin, 1990), and adult cows ( $\geq 5$  years old), whose tissue gain contains approximately 67% fat (INRA, 1989). In conditions of moderate over- or under-feeding (up to  $\pm 10$  MJ/d), we assumed the same energy content for tissue gain and tissue loss. We consider that the efficiency of energy conversion ( $\lambda$ ) is 1.0 for energy fixation by tissue gain and 0.8 for energy mobilization by tissue loss (Vermorel et al., 1987). The daily variations in  $LW_{cow}$  and BCS are calculated according to INRA (1989):

$$\frac{dLW_{cow}}{dt} = \frac{NEB \times \gamma}{\lambda} \quad \text{where } \gamma = 0.044 \text{ for young or } 0.032 \text{ for mature cows} \quad (12)$$

$$\frac{dBCS}{dt} = \frac{NEB \times \delta}{\lambda} \quad \text{where } \delta = 0.0002 \text{ for young or } 0.0007 \text{ for mature cows} \quad (13)$$

A low (high) energy intake may reduce (increase) the milk production of the suckled cow (Jenkins and Ferrel, 1992; review of Petit et al., 1992). Though, Petit and Micol (1981) found no clear effect of level of feeding during the first months of lactation. In fact, for suckling cows in normal condition and under moderate feed restrictions, milk production in early lactation is mainly determined by the suckling capacity of the calf (Le Neindre et al., 1973; review of Petit et al., 1992). Therefore, in our model, during the first three months of lactation MP is equal to the theoretical daily milk production ( $MP_w$ , kg/d).  $MP_w$  is calculated following a function of Wood (1969), based on the theoretical maximum milk production ( $MP_{wmax}$ , kg/d) and the stage of lactation (eq. 12a). As a simplification, the model includes no adjustment of milk production based on the suckling capacity of the calf.

$$MP_w = MP_{wmax} \times (0.885 \times n^{0.2} \times \exp(-0.04 \times n)) \quad n: \text{ week of lactation} \quad (14a)$$

$$MP = MP_w \quad \text{for the first three months of lactation} \quad (14b)$$

After three months of lactation, which coincides with turnout to pasture in winter-calving suckler systems, NEB influences milk production the following day. MP is then calculated as the sum of  $MP_w$  and of a function of NEB estimated according to Baker et al. (1981) and Wright and Russel (1987) (eq. 12b and c). Thus, winter-calving cows might produce more than  $MP_{wmax}$  in spring when fed good quality pastures, as described by Petit et al. (1992).

$$MP = MP_w \times (1 + 0.01 \times NEB) \quad \text{from the fourth month of lactation on} \quad (14c)$$

### *Model implementation*

The model was developed in Python 2.3 for Windows (Copyright 1991-1995 by Stichting Mathematisch Centrum, Amsterdam, The Netherlands). Model inputs are: i) the initial LW and age of the calf, ii) the initial LW, BCS and  $MP_{pot}$  of the cow, iii) either the energy intake or the digestibility of the forage fed indoors, or the sward status at pasture, which can be calculated directly by the vegetation model in the whole-farm simulator (for details, see Jouven et al., 2006a and b).

### **3. Behaviour of the model**

We studied model behaviour based on two standard situations: one for winter feeding (mature cows fed hay indoors *ad libitum*) starting on calving date, and one for grazing starting in spring with mature cows and 3-month-old calves. Each simulated period lasted 90 days. The corresponding standard input values are given in tables 1 and 2. In winter, the model predicted an average intake of 14.0 kg DM for the cow and 0.8 kg DM for the calf. The average MP was 7.6 kg. Three months of winter feeding resulted in an increase of 108 kg  $LW_{calf}$ , 8 kg  $LW_{cow}$  and 0.18 BCS. In spring, the model predicted an average intake of 12.3 kg DM for the cow and 2.2 kg DM for the calf, with a  $PRI_{GV}/PR_{GV}$  ratio of 1.11. The average MP was 5.9 kg. Three months of grazing resulted in an increase of 75 kg  $LW_{calf}$ , 28 kg  $LW_{cow}$  and 0.61 BCS.

### *Sensitivity to initial input values*

To evaluate the model's ability to represent a range of animal and forage types, we performed a sensitivity analysis on the input values. We altered one input value at a time, by  $\pm 20\%$ . We considered the standard situations of winter feeding and grazing separately. The output variables of interest were average  $DMI_{cow}$ , MP and  $DMI_{calf}$  during the period, and BCS,  $LW_{cow}$  and  $LW_{calf}$  at the end of the period. For the grazing period, we also investigated average selectivity at pasture measured via the  $PRI_{GV}/PR_{GV}$  ratio. Model sensitivity was assessed with normalized sensitivity coefficients (NSC) defined as the ratio between variation rates of the output and of the input. Since NSC for positive and negative input alterations were similar, a single sensitivity indicator is given for each output variable.

For animals fed hay indoors *ad libitum*,  $OMD_{hay}$  was the most influential input variable of the model (table 1), presenting positive correlations with both intake ( $DMI_{cow}$ ,  $DMI_{calf}$ ) and



**Table 1.** Results of sensitivity analysis for 90 days of winter feeding (animals fed *ad libitum* hay indoors), starting on calving date. Sensitivity was assessed for a  $\pm 20\%$  variation of the standard input values.

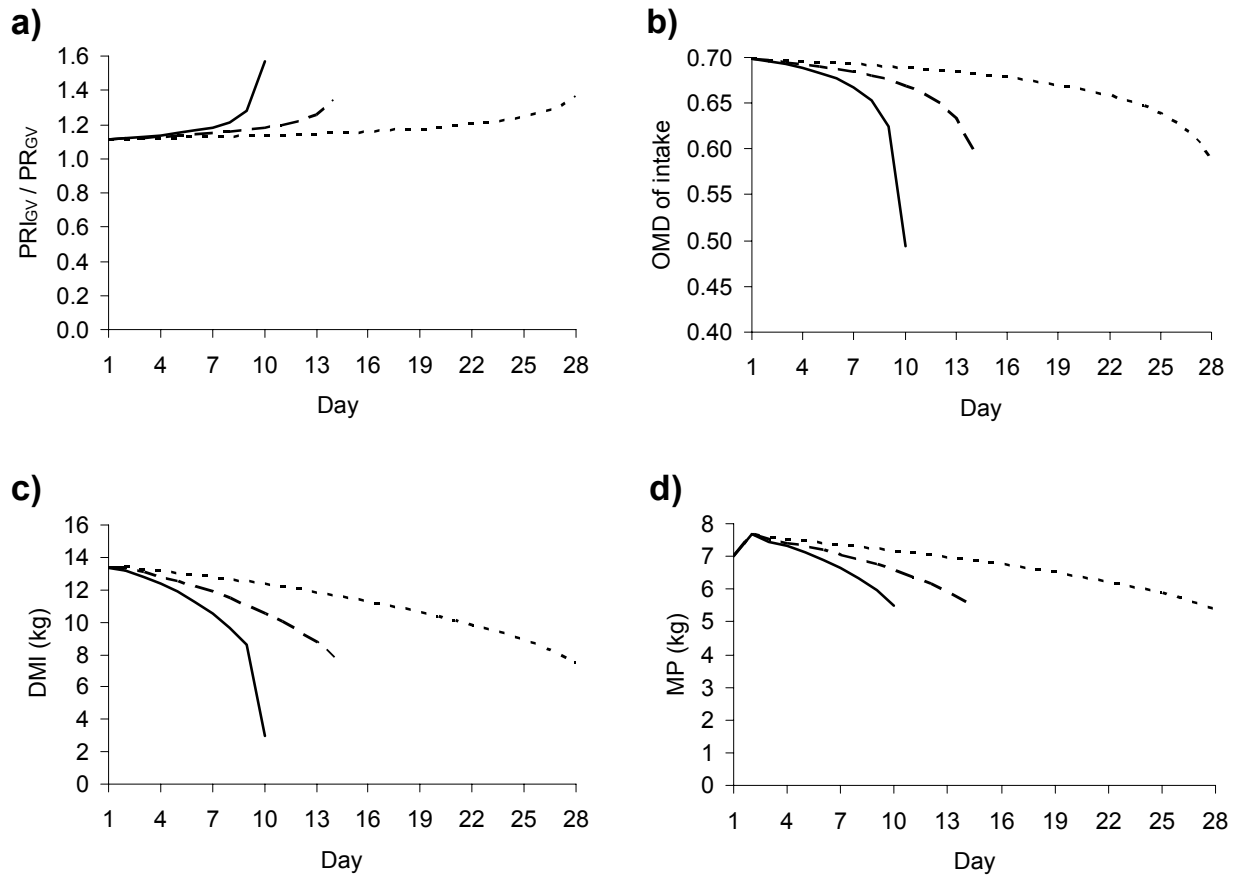
Input variable	Standard input value	NSC for model outputs					
		90-day average			Value on day 90		
		DMI <sub>cow</sub>	MP	DMI <sub>calf</sub>	BCS	LW <sub>cow</sub>	LW <sub>calf</sub>
OMD <sub>hay</sub>	0.60	0.9	0.0	1.6	2.3	0.4	0.4
LW <sub>cow</sub>	700 kg	0.7	0.0	0.0	0.2	1.0	0.0
MP <sub>pot</sub>	8.0 kg	0.1	1.0	0.9	-0.2	0.0	0.6
BCS	2.5 /5	-0.2	0.0	0.0	0.3	-0.1	0.0
LW <sub>calf</sub>	42 kg	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1

The normalized sensitivity coefficient (NSC) is the ratio of the rate of variation of the output variable to the rate of variation of the input value tested. A positive (or negative) NSC indicates positive (or negative) correlation. A higher absolute value for NSC means a higher sensitivity of the output variable to the input value tested.

**Table 2.** Results of sensitivity analysis for 90 days of grazing, starting in spring with 3-month-old calves. Sensitivity was assessed for a  $\pm 20\%$  variation of the standard input values.

Input variable	Standard input value	NSC for model outputs						
		90-day average				Value on day 90		
		PRI <sub>GV</sub> /PR <sub>GV</sub>	DMI <sub>cow</sub>	MP	DMI <sub>calf</sub>	BCS	LW <sub>cow</sub>	LW <sub>calf</sub>
OMD <sub>GV</sub>	0.75	0.2	0.9	0.2	1.8	1.9	0.4	0.7
OMD <sub>DV</sub>	0.45	-0.2	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0
BM	2000 kg DM/ha	0.0	0.3	0.0	0.4	0.2	0.0	0.1
PR <sub>GV</sub>	0.75	-0.3	0.2	0.0	0.4	0.5	0.1	0.2
LW <sub>cow</sub>	700 kg	0.0	0.7	0.0	0.0	0.2	1.0	0.0
MP <sub>pot</sub>	8.0 kg	0.0	0.1	1.0	0.3	-0.1	0.0	0.3
BCS	2.5 /5	0.0	-0.2	-0.1	0.0	0.2	-0.1	0.0
LW <sub>calf</sub>	150 kg	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.7

The normalized sensitivity coefficient (NSC) is the ratio of the rate of variation of the output variable to the rate of variation of the input value tested. A positive (or negative) NSC indicates positive (or negative) correlation. A higher absolute value for NSC means a higher sensitivity of the output variable to the input value tested.



**Figure 4.** Simulation of the grazing down of a paddock at three stocking rates (solid line: 15 cows ha<sup>-1</sup>, dashed line: 10 cows ha<sup>-1</sup>, dotted line: 5 cows ha<sup>-1</sup>). Model predictions for: (a) selectivity of intake (measured by PR<sub>lev</sub> / PR<sub>GV</sub> ratio), (b) organic matter digestibility (OMD) of the forage ingested, (c) dry matter intake (DMI), (d) milk production (MP)

**Table 3.** Statistical indicators of model performance: Root Mean-Squared Deviation (RMSD), and contribution of Squared Biases (SB), Non-Unity slope (NU) and Lack of Correlation (LC) to the Mean-Squared Deviation (MSD).

Variable	Validation experiment	N° of points compared	RMSD (value)	RMSD (%)	SB (% MSD)	NU (%MSD)	LC (% MSD)
DMI	Exp. II	10	1.5 kg	10	27	4	69
OMD of intake	Exp. II	10	0.04	5	86	1	13
LW <sub>cow</sub>	Exp. I	12	11 kg	2	86	3	11
	Exp. III	20	15 kg	2	10	7	83
MP	Exp. I	14	0.6 kg	7	9	10	81
	Exp. III	16	1.5 kg	23	3	68	29
BCS	Exp. I	6	0.2	9	83	14	3
	Exp. III	14	0.2	11	78	17	5
LW <sub>calf</sub>	Exp. III	16	8 kg	3	1	31	67

animal profile on day 90.  $LW_{cow}$  input value strongly affected  $DMI_{cow}$  and  $LW_{cow}$ , while calf intake and production were strongly affected by  $MP_{w\ max}$ . For animals grazed at pasture,  $OMD_{GV}$  was the input variable with the strongest influence (table 2). With the “standard” pasture chosen,  $PRI_{GV}/PR_{GV}$  showed little sensitivity to the initial input values, probably because they were not limiting. Similarly to winter feeding,  $LW_{cow}$  input value strongly affected  $DMI_{cow}$  and  $LW_{cow}$ . Conversely to the previous situation which involved very young calves, at pasture calf growth and intake were affected by  $LW_{calf}$  more than by  $MP_{w\ max}$ .

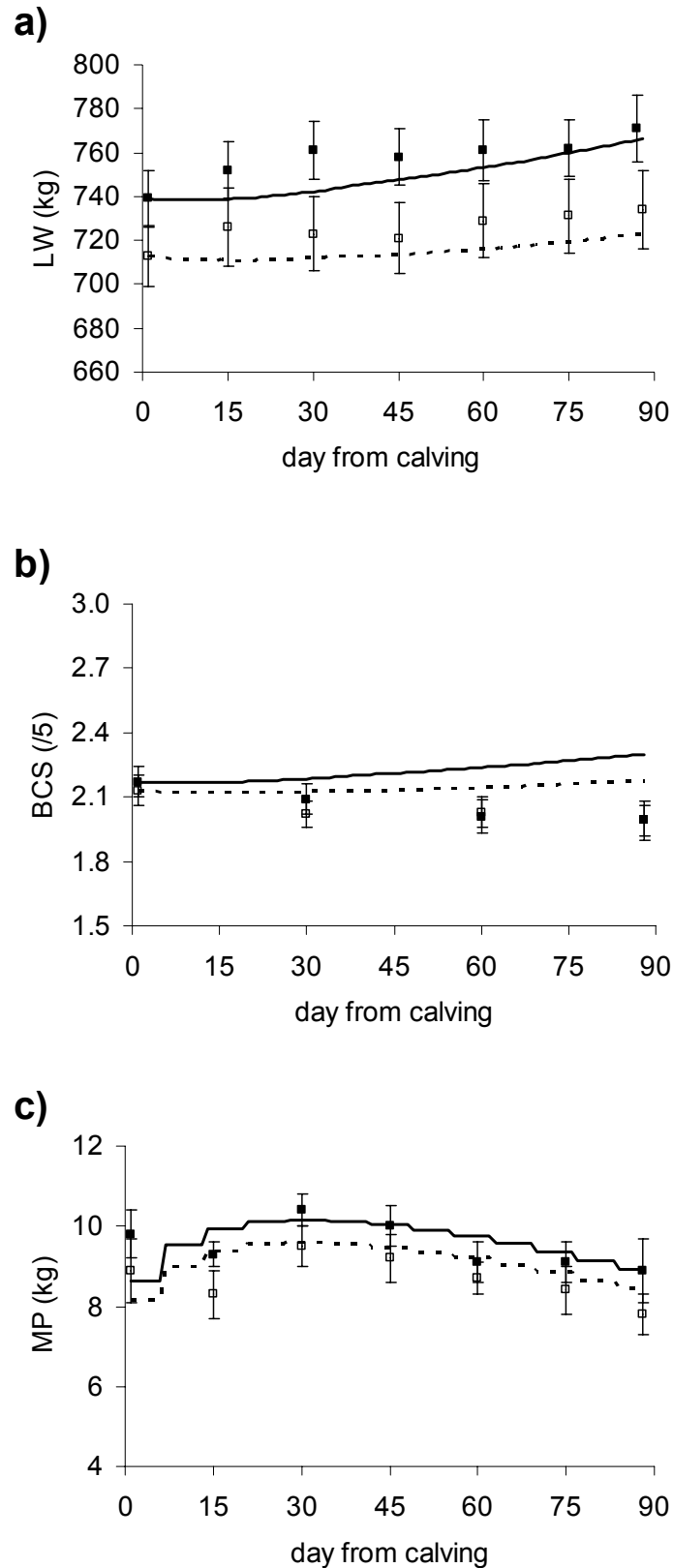
#### *Model response to stocking rate during the grazing down of a paddock*

We simulated the grazing down of a paddock by “standard” mature suckler cows (LW 700 kg, BCS 2.5, MP 7 kg, 4<sup>th</sup> month of lactation) in a context of rotational grazing. Three stocking rates were applied: 5 cows/ha (low), 10 cows/ha (medium) and 15 cows/ha (high). The initial profile of the sward was BM 2.5 t DM/ha,  $PR_{GV}$  0.75,  $PR_{DV}$  0.25,  $OMD_{GV}$  0.75 and  $OMD_{DV}$  0.45. Grass growth was not modelled. The simulations were stopped when the biomass available for grazing dropped under a critical value of 1.0 t ha<sup>-1</sup>, which occurred on days 10, 15 and 28 at high, medium and low stocking rates, respectively.

The model's predictions for intake dynamics (and consequently production dynamics) did not depend on the stocking rate the first day, but rapidly diverged during the grazing down of the paddock (figure 4). Selectivity ( $PRI_{GV}/PR_{GV}$ ) of intake increased, slowly at first, then rapidly when  $PR_{GV}$  fell under a critical value of 0.5. After this threshold, selective intake could no more maintain  $PRI_{GV}$ . The OMD of intake decreased during the grazing down of the paddock, especially when selectivity was low. The DMI of the average cow dropped dramatically when both BM and  $PR_{GV}$  became low, i.e. on days 10, 15 and 28 for high, medium and low stocking rates, respectively. NEI no longer covered NER after days 4, 5 and 10 under high, medium and low stocking rates, respectively.

#### **4. Validation of the model against experimental data**

We compared seasonal and daily model predictions with data from three experiments measuring the intake or performance of *Charolais* cows and their calves at different feed allowances, both indoors and at pasture. To measure the precision of the model's predictions, we computed the root mean-squared deviation (RMSD), root of the mean-squared deviation



**Figure 5.** Observed (dots, means  $\pm$  s.e.m.) and predicted (lines) dynamics of (a) live weight variation (dLW), (b) body condition score (BCS) and (c) milk production (MP), for suckler cows fed indoors at two levels of energy intake (experiment I). Solid line and black squares: high energy intake; dotted line and white squares: low energy intake.

(MSD). MSD is the sum of the squared deviations around the 1:1 line in the plot of observations O against model predictions P.

$$\text{RMSD} = \sqrt{\frac{\sum_1^N (P_n - O_n)^2}{N}} \text{ where } N \text{ is the number of observations.}$$

To gain further insight into model performance, we also calculated the three additive components of MSD described by Gauch et al. (2003): the squared bias (SB) which measures translation of observed:predicted from the 1:1 line, the non-unity slope (NU) which measures rotation from the 1:1 line, and the lack of correlation (LC) which measures dispersion.

$$\text{SB} = (\bar{P} - \bar{O})^2 \text{ where } \bar{P} \text{ and } \bar{O} \text{ are the means of the predicted and observed values}$$

$$\text{NU} = (1 - b)^2 \times \frac{\sum (P_n - \bar{P})^2}{N} \text{ where } b \text{ is the slope of the regression } O = a + b \times P$$

$$\text{LC} = (1 - r^2) \times \frac{\sum (O_n - \bar{O})^2}{N} \text{ where } r^2 \text{ is the correlation coefficient of } O = a + b \times P$$

The best fit is obtained when SB, NU and LC are close to zero.

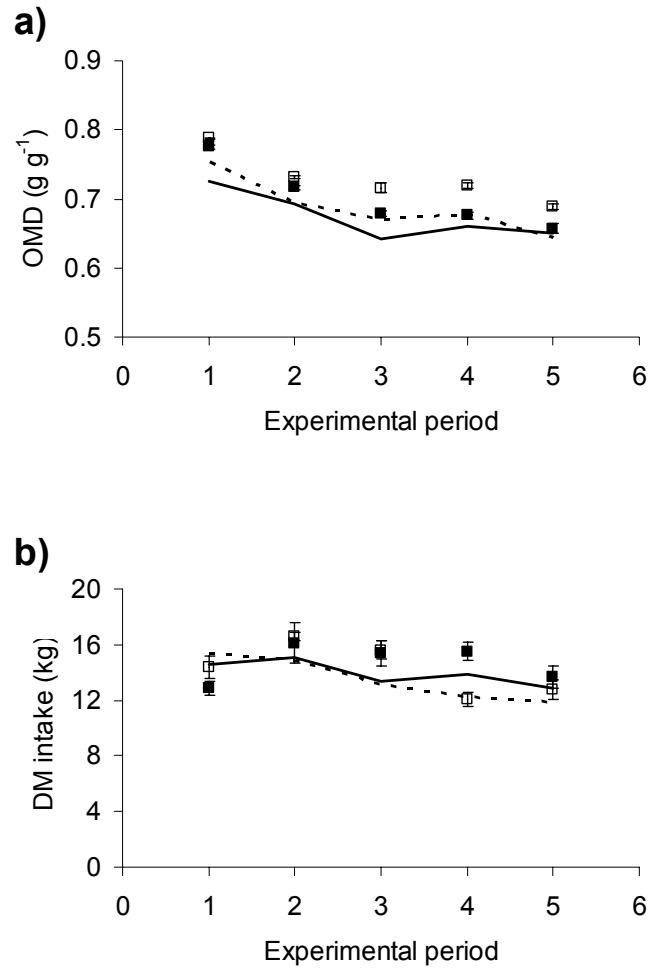
#### *Performance of cows fed indoors at different levels of energy intake (Experiment I)*

Two groups of 13 cows (five 3-year-old primiparous, and eight 4 to 7-year-old multiparous cows, calving date 21 January  $\pm$  12 days) were fed indoors at two levels of energy intake (high – low) from 15 December 2004 to 20 April 2005. The diet was composed of 65% timothy (*Phleum pratense*) hay (NEL = 5.3 MJ/kg DM) and 35% concentrate (NEL = 5.7 MJ/kg DM). Feed allowance was calculated for each cow in order to reach a given energy balance (high: +7.1 MJ/day – low:  $\pm$ 0 MJ/day). The energy requirements were estimated using INRA systems. LW<sub>cow</sub> and MP were measured every two weeks. MP was estimated by double-weighting of calves (Le Neindre, 1973). Cows were body-scored every three weeks (Agabriel et al., 1986). Starting from the mean calving date, we reproduced the experimental treatments for the average cow of each group. MP<sub>wmax</sub> was estimated based on MP measured the year before and on the first experimental measure of MP.

The precision of model predictions was good for LW<sub>cow</sub> (2%), and acceptable for BCS (9%) and MP (7%). The error observed is mainly explained by a bias for BCS and LW<sub>cow</sub>, and by a lack of correlation for MP (table 3). In fact, the model predicted an almost linear evolution of LW<sub>cow</sub>, while in reality a period of rapid weight gain followed by a steady profile

**Table 4.** Sward state and animal performance observed during experiment II (Cow intake given pasture sward profiles), and used as inputs to the model. The experimental periods were: P1: 17-28 May, P2: 28 June-9 July, P3: 16-27 August, P4: 20 September-1 October, P5: 25 October-5 November.

	Stocking rate	Experimental period				
		P1	P2	P3	P4	P5
Biomass (t DM/ha)	High	2.69	3.52	2.59	1.76	2.16
	Low	2.61	4.15	3.20	2.91	2.78
OMD	High	0.68	0.60	0.59	0.60	0.54
	Low	0.66	0.61	0.58	0.57	0.56
PR <sub>GV</sub>	High	0.82	0.79	0.77	0.77	0.68
	Low	0.76	0.82	0.63	0.60	0.63
LW <sub>cow</sub> (kg)	High	714	764	755	754	750
	Low	707	760	772	790	786
MP (kg/d)	High	6.9	6.2	3.9	4.1	2.1
	Low	7.1	7.4	5.2	4.7	1.9
BCS (/5)	High	2.2	2.3	2.2	2.2	2.1
	Low	2.3	2.3	2.3	2.2	2.2



**Figure 6.** Observed (dots, means  $\pm$  s.e.m.) and predicted (lines) intake at pasture: (a) organic matter digestibility (OMD) of the herbage ingested, and (b) dry matter intake, for suckler cows grazed continuously on permanent pasture at two stocking rates (experiment II). Solid line and black squares: low stocking rate; dotted line and white squares: high stocking rate.



was observed (figure 5a). It predicted a slight increase in BCS which was not observed, leading to an overestimation of final BCS by 0.21 (low NEI) and 0.32 (high NEI) points (figure 5b). The model under-estimated MP by 1 kg at the very beginning of lactation, and slightly under-estimated MP of the cows fed low NEI in the third month of lactation (figure 5c).

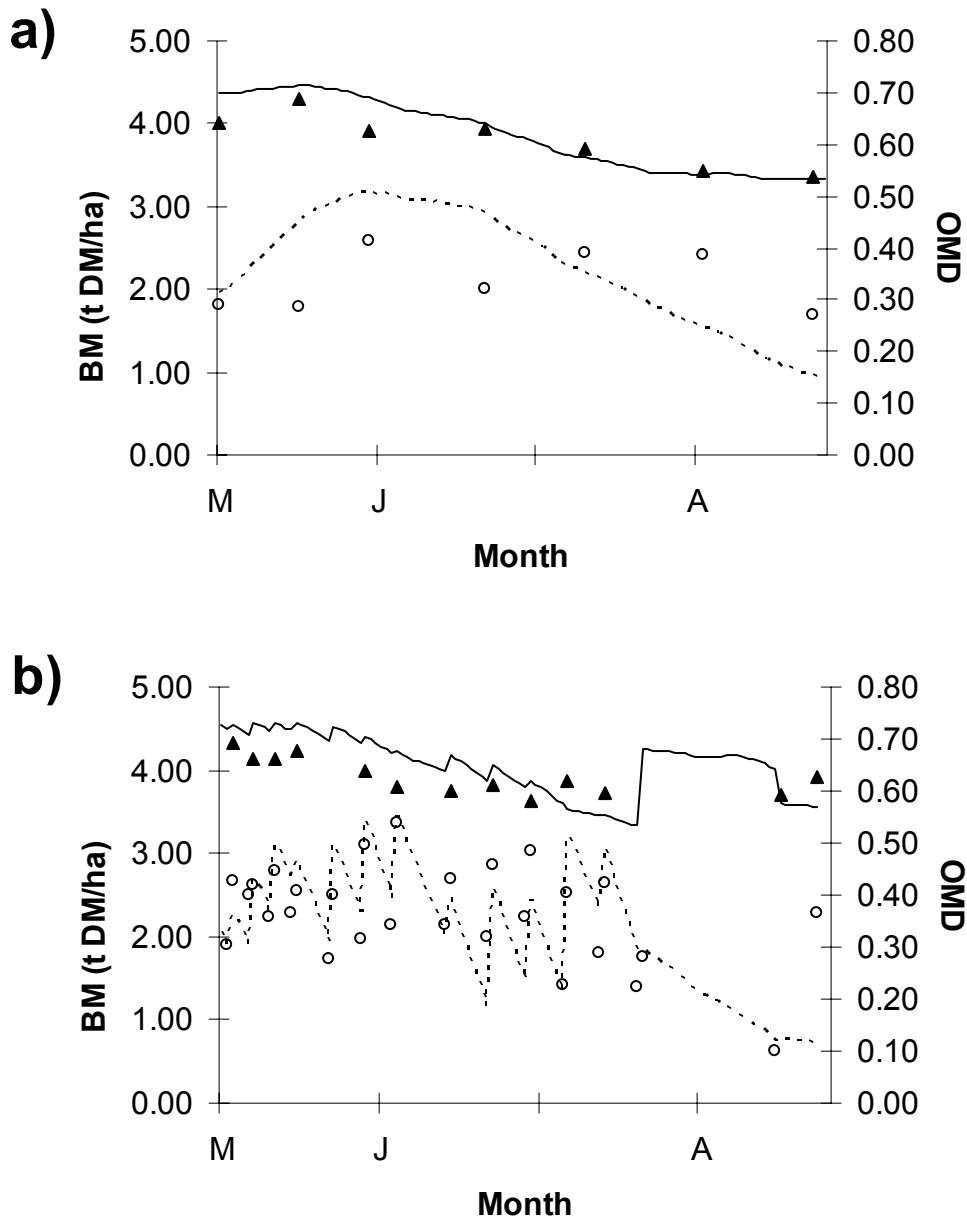
#### *Cow intake given pasture sward profiles (Experiment II)*

Two groups of eight cows (4 to 7 years old) with their calves (calving date: 22 January  $\pm$  14 days) were grazed continuously (from 13 May to 4 November 2004) at two stocking rates (low: 0.70 cow ha<sup>-1</sup>, high: 1.23 cow ha<sup>-1</sup>) on permanent pastures dominated by *Festuca rubra* and *Agrostis tenuis* (Baumont et al., 2006). Five experimental periods were set up at six-week intervals. During each period, sward biomass (BM) was measured, sward structural composition was assessed visually, and the quality of structural sward components was estimated by pepsin-cellulase digestibility (Aufrère and Demarquilly, 1989). The intake of the cows was measured for each experimental period using ytterbium oxide (Yb<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) as an indigestible marker to estimate faecal output and using faecal nitrogen content to estimate diet OMD (Garcia et al., 2003). Animal performance was assessed as described for experiment I. For each experimental period, we simulated the intake of the average cow in the two treatments, for the five periods. Sward profiles and animal production measured in the experiment and used as inputs to the model are given table 4.

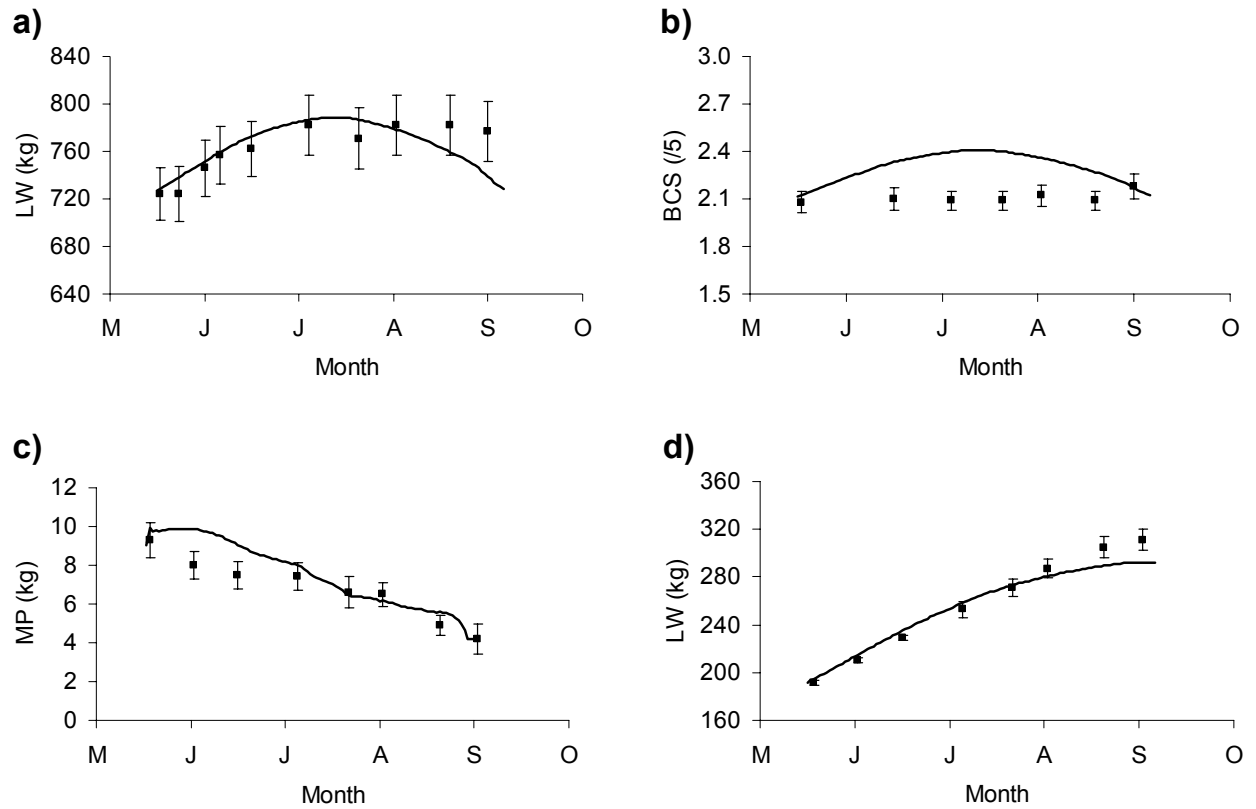
The model reproduced the decreases in OMD of intake and DMI observed during the grazing season in the two treatments (figure 6). Consistently with the experimental observations, the model predicted a higher OMD for the high stocking rate, a higher DMI in period 1 for the high stocking rate, and a higher DMI in period 4 for the low stocking rate. Model precision was 0.04 (5%) for OMD of intake and 1.5 kg (10%) for DMI. The error is explained by a biais for OMD and by a lack of correlation for DMI (table 3). The model tended to underestimate OMD of intake (figure 6a), and consequently also DMI (figure 6b).

#### *Performance of suckler cows with their calves at pasture throughout the grazing season (Experiment III)*

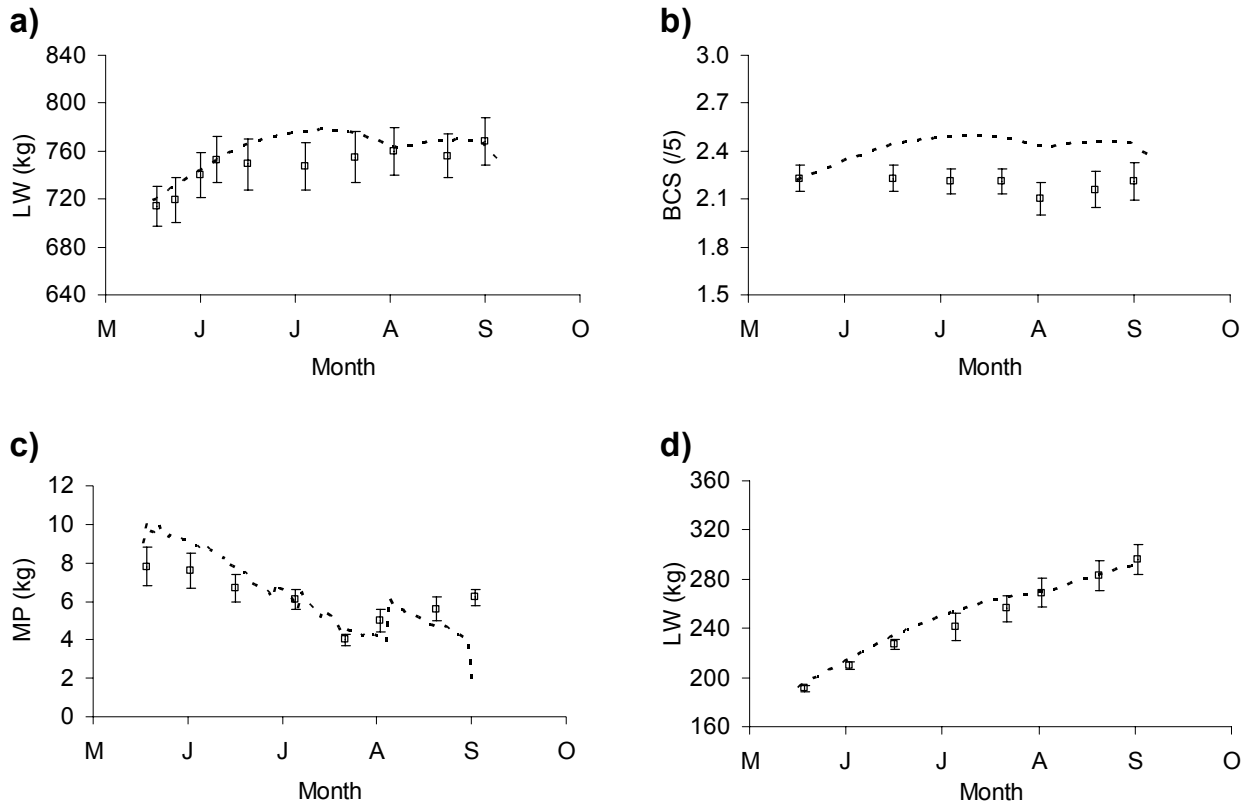
Two groups of 9 cows (3 to 7 years old) with their calves (calving date: 13 January  $\pm$  8 days) were grazed either continuously or rotationally from 23 May to 15 September 2005 on permanent pastures dominated by *Festuca rubra* and *Agrostis tenuis*. The cows were taken from experiment I, and the winter treatments were balanced between the groups. The



**Figure 7.** Observed (dots) and predicted (lines) dynamics of sward biomass (empty circles and dotted line) and organic matter digestibility (OMD, triangles and full line) for permanent pastures grazed either continuously (a) or rotationally (b) by suckler cows with their calves. For the rotational treatment, the values refer to the paddocks which are being grazed.



**Figure 8.** Observed (dots, means  $\pm$  s.e.m.) and predicted (lines) dynamics of animal performance for suckler cows and their calves grazed continuously on permanent pasture (experiment III): (a) cow live weight ( $LW_{cow}$ ), (b) cow body condition score (BCS), (c) cow milk production (MP), and (d) calf live weight ( $LW_{calf}$ ).



**Figure 9.** Observed (dots, means  $\pm$  s.e.m.) and predicted (lines) dynamics of animal performance for suckler cows and their calves grazing rotationally on permanent pasture (experiment III): (a) cow live weight ( $LW_{cow}$ ), (b) cow body condition score (BCS), (c) cow milk production (MP), and (d) calf live weight ( $LW_{calf}$ ).

continuous treatment was a repetition of the low stocking rate treatment carried out in experiment II. In the rotational treatment, the cows with their calves grazed four plots of 0.8 ha between 23 May and 28 July; the surface available for grazing was enlarged on 29 July with two more 0.8-ha plots and on 12 August with a 2.2-ha field cut for hay on 28 June. The group changed plot every four days during the first two weeks, after which the group changed plot when the sward surface height dropped below 7.0 cm in June, 5.0 cm in July and 4.0 cm in August and September. Every three weeks on the continuous treatment, and before and after grazing on the rotational treatment, sward height was characterised by stick measurements and sward biomass was measured. Sward OMD was assessed by pepsine-cellulase digestibility (Aufrère and Demarquilly, 1989). Animal performance was assessed as described for experiment I. We simulated vegetation dynamics using the model described by Jouven et al. (2006a). Model inputs were the initial values of sward and animal profiles and climatic data. For the rotational treatment, we imposed the days of plot turnover.

In the continuous treatment, the vegetation model over-predicted BM in June and July while underestimating it in September (by 0.5 to 1.0 t DM/ha, figure 7a). The RMSDs for sward profile were 0.78 t DM/ha (37%) for BM and 0.04 (6%) for OMD, which is within the range of values reported by Jouven et al. (2006b). The model predicted better BM under the rotational pasture system (RMSD=0.42 t DM ha<sup>-1</sup> or 18% figure 7b). The error of prediction was 0.06 (9%) for OMD, which was overestimated in spring. The better performance of the vegetation model in the rotational treatment is probably due to the assumption of spatially homogeneous paddocks, which was true in the small paddocks used in the rotational treatment, but not in the large paddock used in the continuous treatment (Jouven et al., 2006b).

Model predictions for animal production were good for LW<sub>cow</sub> (15 kg or 2%) and LW<sub>calf</sub> (8 kg or 3%), acceptable for BCS (0.2 or 11%) and imprecise for MP (1.5 kg or 23%), especially in the rotational treatment (1.9 kg or 29%). The error in LW<sub>cow</sub> and LW<sub>calf</sub> is explained mainly by a lack of correlation (table 3). In the continuous treatment, these variables were under-predicted in September (figure 8a and d), probably as a consequence of the under-prediction of BM (figure 7a). In the rotational treatment, they tended to be over-predicted in July and August (figure 9a and d), probably as a consequence of the slight over-prediction of BM (figure 7b). The error in BCS is explained mainly by a biais (table 3): in both treatments, the model predicted an increase of BCS in June and July which was not observed (figures 8b and 9b). The error in MP is explained mainly by a non-unity slope (table 3): the model tended to

over-predict the peak MP in spring (figures 8c and 9c). In the rotational treatment, it under-predicted MP in September (figure 9c).

## 5. Discussion

The objective of the animal model is to predict the dynamics of intake and performance of suckler cows with their calves when given information about sward characteristics (biomass, structure and digestibility of the structural components) at pasture, or diet characteristics (net energy content or digestibility of forage) under indoor feeding. The model is designed to be applied to the average animals of a herd, in the context of a whole-farm simulator predicting the seasonal dynamics of animal production and forage utilization by the herd, based on farm structure, management strategy and climatic data. This section is aimed at discussing the originality of the model, the simplifications involved, and its ability to reproduce experimental results in order to define its validity domain.

### *Originality of the model*

The model combines pasture and animal characteristics, which interact through selective grazing. Two original equations were constructed and inserted into the model to describe intake at pasture: one to determine the diet composition in terms of structural grass components, and the other to determine the limitation of intake based on biomass availability.

Selectivity between plant components has already been modelled: Armstrong et al. (1997) predicted the proportion of different vegetation types and of green vs dead matter in the intake of sheep grazing hill vegetation based on the abundance and potential intake allowed by each component; Freer et al. (1997) predicted the proportion of vegetation and digestibility classes in intake based on their abundance in the sward and their digestibility. Our model uses a selectivity coefficient to modulate the selective behaviour of the grazing animal, which should make it easier to apply the model to different animal types or species. Though, our model does not take into account the spatial distribution of structural components, which can influence selective intake: the animals select more easily the best items when they are grouped (Dumont et al., 2002).

A limitation of intake by biomass availability, expressed in terms of sward height or biomass per animal and per day, also exists in previous models, mainly for dairy cattle (for reviews, see Herrero et al., 1998 and Delagarde and O'Donovan, 2005). In our model, relating

intake to biomass per hectare makes it possible to apply the same equation to rotational and continuous grazing systems, as well as to a range of vegetation types differing in sward height and density. Though, this approach assumes a homogeneous distribution of sward height in the paddock grazed, which is rarely the case in large paddocks grazed continuously at a low stocking rate.

*Value of a simple, integrated approach to the animal*

Like other models built for simulating production systems (e.g. Sanders and Cartwright, 1979; Tess and Kolstadt, 2000), our model is based on an integrated approach to the animal and to the feed resources. The results of model evaluation suggest that such an approach, although simplistic, is useful: in most cases, the model was able to reproduce the seasonal dynamics of animal intake and performance that were observed in the experiments, both with indoor feeding of a hay-based diet and throughout the grazing season under continuous or rotational management. Model predictions were precise for the OMD of intake (RMSD= 0.04, i.e. 5%) and for LW (13 kg, i.e. 2% for cows; 8 kg, i.e. 3% for calves), satisfactory for DMI (1.5 kg or 10%), BCS (0.2 or 10%) and MP at the beginning of lactation (0.6 kg or 7%), and very imprecise for MP after the third month of lactation (1.5 kg or 23%). The variables to which animal production is most sensitive (OMD, MW, MP in early lactation) are thus well predicted. The bad prediction of MP after the third month of lactation had small consequences on  $LW_{\text{calf}}$ , due to the limited milk production of beef cows.

The better prediction of MP during the first months of lactation validates our simplistic choice of keeping MP independent of energy intake in early lactation. Though, the slight under-prediction of MP on the third month of lactation for the cows under-fed in experiment III suggests that a progressive impact of energy balance with day of lactation should be preferred to a fixed threshold. After 3 months of lactation, the bad performance of the model is explained by a non-unity slope (table 3): the model predicted a direct and important increase in MP as a consequence of grazing good-quality herbage, while these variations were smoothed out in the observations. This could be due to: i) our assumption of a linear effect of energy balance on milk production, ii) an inappropriate shape of the lactation curve, which is dairy-cattle based. Compared to dairy cattle, the daily milk yield of suckled cows increases rather slowly after calving (Petit et al., 1992, or iii) the lack of interaction between cow milk production and calf intake.

Model predictions for BCS are biased (table 3): there was a consistent pattern of over-prediction of BCS, and the observed dynamics of body condition presented more inertia than those predicted by the model. This could be explained by an inadequate calibration of the composition of gain for the young cows (<5years old) used in the experiments, and by our assumption of linear correlation between weight and condition gain or loss. Dumont et al. (1991) studied *Charolais* cows during fattening and, similarly to Malterre et al. (1989) with *Limousines*, found that beef cows put on muscle at the beginning of the fattening period, and mainly fat after. To represent this, we could model body composition as is done in other models focussed on growth or fattening (Oltjen et al., 1986; Kilpatrick and Steen, 1999; Hoch and Agabriel, 2004).

The error of prediction for LW at pasture is mainly explained by a bias (table 3): similarly to MP, the model predicts variations of greater amplitude than observed. This could be due to: i) the assumption of a direct effect of energy balance on LW, while it should be buffered and delayed by physiological adaptations and ii) the assumption of a fixed increase (+20%) of NEM at pasture. In fact, the energy required for maintenance varies with the distance walked by the animal, pasture topography and climatic conditions (Baker, 2003). The distance walked increases when forage availability is low. The use of a fixed coefficient could lead to overestimate energy requirements in optimum conditions (good weather, small plot, high herbage availability), and underestimate them for very extensive systems (rangeland) or in harsh conditions (cold and damp, low herbage availability).

Concerning dry matter intake, validation results suggest lack of correlation (table 3): dry matter intake was under-predicted in summer and tended to be over-predicted in spring. This trend persisted even if the model was forced with the digestibility of intake observed. The error is difficult to interpret, since it could be attributed to : i) the integrated modelling at a daily time step, ii) the assumption of a homogeneous sward or iii) the limited accuracy of experimental measurements.

#### *Validity domain of the model*

The validity domain of the model corresponds to winter-calving suckler systems based on permanent pasture. The INRA feed evaluation system on which the model is based is adapted to French breeds, especially *Charolais* and *Salers*, which are slow-growing “lean” beef cattle with cows weighing 550 to 800 kg and calves weighing 35 to 60 kg at birth. Since our model does not consider substitution between the components of a mixed diet nor the effects of the



nutrient composition of the diet on intake and performance, it is well suited to cattle fed balanced diets, e.g. diets composed of fresh or conserved forage from permanent pastures. The assumptions of fixed composition of gain, linear relationship between weight and condition and no effect of energy intake on milk production in early lactation are valid for animals in normal condition, moderately under- or over-fed (up to  $\pm 10$  MJ/d for the cows). The model does not simulate weight loss for calves. At pasture, the model can be used to simulate animal intake for a variety of grassland types and grazing managements (continuous or rotational). Since the equations for selective intake and limitation of intake by biomass availability assume the sward is homogeneous, the model should perform best in small paddocks (1 to 5 ha) at moderate to high stocking rates (5-15 cows/ha). Given the model's high sensitivity to forage characteristics, in the context of a whole-farm simulator the intake and production predicted at pasture depend partly on the ability of the vegetation model to predict the dynamics of sward profile.

### *Conclusion*

The originality of our model lies in the dynamic description of animal – pasture interactions, with an integrated approach for animal intake and production. The model, designed for winter-calving suckler systems, can be applied all year round: it simulates production for housed animals fed hay-based diets, selective intake and performance for animals grazed rotationally or continuously on permanent pasture. The daily time step makes it possible to understand the dynamics of animal production and forage utilization.

Model predictions were best for live weight of cows and calves and digestibility of intake. They were acceptable for dry matter intake. They were not always realistic for milk production after the third month of lactation and for body condition score, but overall model performance was little affected since the model is not very sensitive to these variables. The model seems thus fit for a whole-farm simulator predicting production and grassland utilization of semi-extensive suckler systems based on permanent pasture. The validity domain of the model could be extended and the precision of model predictions improved by: i) revising the shape of the lactation curve and adjusting to stage of lactation the effect of energy intake on milk production, ii) revising the calibration of tissue composition, or adjusting it with body condition score, iii) modulating maintenance requirements with a function of herbage availability, paddock size and climatic conditions.

## Acknowledgements

The authors are grateful to M. Petit for valuable suggestions during model development and calibration. The experiments were conducted at the INRA research unit of Monts Dore, France. This work was supported by the Auvergne Region.

## References

- Agabriel, J., Giraud, J. M., Petit, M. (1986) Détermination et utilisation de la note d'état d'engraissement en élevage allaitant. *Bulletin Technique du CRVZ de Theix*, 66, 43-50.
- Agabriel J., Petit M. (1987) Recommandations alimentaires pour les vaches allaitantes. INRA, *Bulletin Technique du CRVZ de Theix*, 70, 153-166.
- Armstrong, H. M., Gordon, I. J., Hutchings, N. J., Illius, A. W., Milne, J., Sibbald, A. (1997) A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. II - The prediction of offtake by sheep. *Journal of Applied Ecology*, 34, 186-207.
- Aufrère, J., Demarquilly, C. (1989) Predicting organic matter digestibility of forage by two pepsin-cellulase methods. *Proceedings of the 16<sup>th</sup> International Grassland Congress*, Nice (FRA), 877-878.
- Baker, R. D., LeDu, Y. L. P., Alvarez, F. (1981) The herbage intake and performance of set-stocked suckler cows and their calves. *Grass and Forage Science*, 36, 201-210.
- Baker, R.D. (2003) Estimating herbage intake from animal performance. *Herbage Intake Handbook*. The British Grassland Society, 95-120.
- Baldock, D. (1999) Chap 9: Indicators for high value farming systems in Europe. *Environmental indicators and agricultural policy*. Brouwer, F., Crabtree, B. (eds). CAB International, 121-135.
- Baumont, R., Champciaux, P., Agabriel, J., Andrieu, J. P., Aufrère, J., Michalet-Doreau, B., Demarquilly, C. (1999) Une démarche intégrée pour prévoir la valeur des aliments pour les ruminants : PréValim pour INRAtion. *INRA Productions Animales*, 12, 183-194.
- Baumont, R., Cohen-Salmon, D., Prache, S., Sauvant, D. (2004) A mechanistic model of intake and grazing behaviour in sheep integrating sward architecture and animal decisions. *Animal Feed Science and Technology*, 112, 5-28.
- Baumont R., Tracllet M., Le Morvan A., Egal D., Jouven M., D'hour P. (2006) Diet quality and intake during the grazing season in beef cows on permanent pastures. *Grassland Science in Europe*, 11, 469-498.
- Blanc, F., Agabriel, J., Sabatier, P. (2000) Chap. 16: Modelling interactions between cow milk production and growth of its suckling calf. *Modelling nutrient utilization in farm animals*. McNamara, J.P., France, J., Beever, D.E. (eds.), CAB International, 211-226.
- Buskirk, D.D., Lemenager, R.P., Horstman, L.A. (1992) Estimation of net energy requirements of lactating beef cows. *Journal of Animal Science*, 70, 3867-3876.
- Delagarde, R., O'Donovan M. (2005) Modelling of herbage intake and milk production by grazing dairy cows. *Utilization of grazed grass in temperate animal systems*, J.J. Murphy (ed.), Wageningen Academic Publishers, 89-104.

- Dumont R., Roux M., Agabriel J., Touraille C., Bonnemaire J., Malterre C., Robelin, J (1991) Engraissement des vaches de réforme de race Charolaise [Fattening of Charolais cull cows]. *INRA Productions Animales*, 4, 271-286.
- Dumont, B., Carrère, P., D'Hour, P. (2002) Foraging in patchy grasslands: diet selection by sheep and cattle is affected by the abundance and spatial distribution of preferred species. *Animal Research*, 51, 367-381.
- Farruggia A., Dumont B., D'hour P., Egal D., Petit M. (2006) Diet selection of dry and lactating beef cows grazing extensive pastures in late autumn. *Grass and Forage Science*, in press.
- Ferrer-Cazcarra, R., Petit, M. (1995) The effect of winter feeding level on subsequent grazing behaviour and herbage intake of Charolais heifers. *Animal Science*, 61, 211-217.
- Freer, M., Moore, A. D., Donnelly, J. R. (1997) GRAZPLAN: decision support system for Australian grazing enterprises - II. The animal biology model for feed intake, production and reproduction and the GrazFeed DSS. *Agricultural Systems*, 54, 77-126.
- Garcia, F., Carrère, P., Soussana, J. F., Baumont, R. (2003) The ability of sheep at different stocking rates to maintain the quality and quantity of their diet during the grazing season. *Journal of Agricultural Science*, 140, 113-124.
- Gauch, H.G., Hwang, G.J.T., Fick, G.W. (2003) Model evaluation by comparison of model-based predictions and measured values. *Agronomy Journal*, 95, 1442-1446.
- Ginane, C., Petit, M. (2005) Constraining the time available to graze reinforces heifers' preference for sward of high quality despite low availability. *Applied Animal Behaviour Science*, 94, 1-14.
- Herrero, M., Dent, J. B., Fawcett, R. H. (1998) Chap. 13: The plant/animal interface in models of grazing systems. *Agricultural systems modelling and simulation*. Peart, R.M, Curry, R.B. (eds). Marcel Dekker, Florida.
- Hoch, T., Agabriel, J (2004) A mechanistic dynamic model to estimate beef cattle growth and body composition. I - Model description. II - Model evaluation. *Agricultural Systems*, 81, 1-35.
- Hopkins, A., Holz, B. (2005) Grasslands for agriculture and nature conservation: production, quality and multi-functionality. *Grassland Science in Europe*, 10, 15-29.
- Houghton, P.L., Lemanager, R.P., Hendrix, K.S., Moss, G.E., Stewart, T.S. (1990) Effects of body composition, pre- and post-partum energy intake and stage of production on energy utilization by beef cows. *Journal of Animal Science*, 668, 1447-1456.
- INRA (1989) *Ruminant nutrition: recommended allowances and feed tables*. John Libbey Eurotext, Paris.
- Inwood, P. R., Morris, S. T., Parker, W. J., McCutcheon, S. N. (1992) The effect of sward surface height on ingestive behaviour and intake of once-bred and non-pregnant heifers under continuous stocking management in early winter. *Proceedings of the New-Zealand Society of Animal Production*, 52, 307-309.
- Jamieson, W. S., Hodgson, J. (1979) The effects of variation in sward characteristics upon the ingestive behaviour and herbage intake of calves and lambs under a continuous stocking management. *Grass and Forage Science*, 34, 273- 282.

- Jarrige, R., Demarquilly, C., Dulphy, J.P., Holden, A., Robelin, J., Béranger, C., Geay, Y., Journet, M., Malterre, C., Micol, D., Petit, M. (1986) The INRA "Fill Unit" system for predicting the voluntary intake of forage-based diets in ruminants: a review. *Journal of Animal Science*, 63, 1737-1758.
- Jenkins T. G., Ferrel C.L. (1992) Lactation characteristics of nine breeds of cattle fed various quantities of dietary energy. *Journal of Animal Science*, 70, 1652-1660.
- Jouven M., Agabriel J., Carrère P., Josien E., Baumont R. (2005) Quelles conduites des systèmes bovins allaitants herbagers pour produire en préservant les prairies? Eléments de réponse à l'aide de la modélisation [What management for suckling systems based on permanent pasture to produce while preserving grasslands? Developments brought by a modelling approach.]. *12<sup>th</sup> Rencontres Recherche Ruminants*, Paris.
- Jouven, M., Carrère, P., Baumont, R. (2006a) Model predicting the dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures. 1. Model description. *Grass and Forage Science*, 61, 112-124.
- Jouven, M., Carrère, P., Baumont, R. (2006b) Model predicting the dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures. 2. Model evaluation. *Grass and Forage Science*, 61, 125-133.
- Kilpatrick, D. J., Steen, R. W. J. (1999) A predictive model for beef cattle growth and carcass composition. *Agric. Syst.* 61, 95-107.
- Kitessa, S. M., Nicol, A. M. (2001) The effect of continuous or rotational stocking on the intake and live-weight gain of cattle co-grazing with sheep on temperate pastures. *Animal Science*, 72, 199-208.
- Le Neindre, P. (1973) Observations sur l'estimation de la production laitière des vaches allaitantes par la pesée du veau avant et après tétée. *Annales de Zootechnie*, 22, 413-422.
- Malterre, C., Robelin, J., Agabriel, J., Bordes, P. (1989) Engraissement des vaches de réforme de race Limousine. *INRA Productions Animales*, 2, 325-334.
- Marsh, R. (1975) A comparison between spring and autumn pasture for beef cattle at equal grazing pressures. *Journal of the British Grassland Society*, 30, 165-170.
- Morris, S. T., Hirschberg, S. W., Michel, A., Parker, W. J., McCutcheon, S. N. (1993) Herbage intake and live-weight gain of bulls and steers continuously stocked at fixed sward heights during autumn and spring. *Grass and Forage Science*, 48, 109-117.
- Oltjen J.W., Bywater A.C., Baldwin R.L. (1986) Development of a dynamic model of beef cattle growth and composition. *Journal of Animal Science*, 62, 86-97.
- Petit, M., Micol, D. (1981) Evaluation of energy requirements of beef cows during early lactation. *Livestock Production Science*, 8, 139-153.
- Petit, M., Jarrige, R., Russel, A.J.F., Wright, I.A. (1992) Chap. 9: Feeding and nutrition of the suckler cow. In: Jarrige R. and Béranger C. (eds) *Beef cattle production, World Animal Science C5*, 191-208.
- Prache, S., Peyraud, J-L. (2001) Foraging behaviour and intake in temperate cultivated grasslands. *Proceedings of the XIXth International Grassland Congress, Brazil*, 309-319.

- Robelin J. (1990) Modèle de calcul du croît journalier de lipides et de protéines chez les bovins. *Reproduction Nutrition Development*, 2, 245-246.
- Sanders, J. O., Cartwright, T. C. (1979) A general cattle production systems model. I - Structure of the model. II - Procedures used to simulate animal performance. *Agricultural Systems*, 4, 289-309.
- Tess, M. W., Kolstad, B. W. (2000) Simulation of cow-calf production systems in a range environment. I - Model development. II - Model evaluation. *Journal of Animal Science*, 78, 1159-1180.
- Vermorel M., Coulon J.B., Journet M. (1987) Révision du système des unités fourragères. INRA, *Bulletin Technique du CRVZ de Theix*, 70, 9-18.
- Wood P.D.P. (1969) Factors affecting the shape of the lactation curve in cattle. *Animal Production*, 11, 307-316.
- Wright, I. A., Russel, J. F. (1987) The effect of sward height on beef cow performance and on the relationship between calf milk and herbage intakes. *Animal Production*, 44, 363-370.
- Wright, I. A., Whyte, T. K., Osoro, K. (1990) The herbage intake and performance of autumn-calving beef cows and their calves when grazing continuously at two sward heights. *Animal Production*, 51, 85-92.
- Zoby, J. L. F., Holmes, W. (1983) The influence of size of animal and stocking rate on the herbage intake and grazing behaviour of cattle. *Journal of Agricultural Science*, 100, 139-148.

# **Chapitre IV**

**Etude des équilibres production animale –utilisation  
durable des prairies avec SEBIEN**



**Comment et pourquoi les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies diffèrent-ils entre exploitations herbagères? Quelle est la part relative de la structure et de la conduite de l'exploitation dans le déterminisme de ces équilibres? Comment améliorer l'utilisation des prairies sans porter atteinte à la production animale? Ce chapitre rassemble des expériences informatiques réalisées avec SEBIEN dans le but de répondre à ces questions. L'indicateur synthétique de production animale retenu est la viande autonome (poids des animaux vendus + équivalent économique du bilan fourrager – équivalent économique du concentré acheté). L'utilisation durable des prairies est estimée à partir des taux d'utilisation de la production herbagère et des épis sur chaque parcelle, qui sont traduits en un indicateur de diversité floristique « note de biodiversité » (décrit au Chap. I).**

Trois exploitations contrastées par leur structure et leur stratégie de conduite sont étudiés par simulation: i) PL (Poor grasslands – Low stocking rate) exploite des prairies moyennes à pauvres avec un chargement faible (0.8 UGB/ha), des objectifs de production faibles et des vêlages de fin d'hiver, ii) RH (Rich grasslands – High stocking rate) exploite des prairies riches à moyennes avec un chargement élevé (1.4 UGB/ha), des objectifs de production élevés et des vêlages de début d'hiver, iii) DM (Diversified grasslands – Medium stocking rate) exploite des prairies riches à pauvres avec un chargement moyen (1.1 UGB/ha) et une stratégie de conduite intermédiaire. Des niveaux croissants de règles de conduite supposées favorables à la biodiversité à l'échelle de la parcelle sont appliqués aux trois systèmes. Ces règles sont l'utilisation tardive des prairies de fauche, obtenue en imposant le stade floraison pour faucher, et le pâturage peu sévère, obtenu en faisant varier le seuil de hauteur pour la sortie de parcelle.

Les prévisions du modèle indiquent que la production n'est pas systématiquement opposée à l'utilisation durable des prairies à l'échelle de l'exploitation. Ainsi DM utilise mieux les prairies que les autres exploitations, avec en conséquence des notes de biodiversité plus élevées à l'échelle de l'exploitation. La production est peu affectée lorsque l'on applique des niveaux intermédiaires de règles de conduite favorables à la biodiversité. L'équilibre entre le potentiel de production des prairies et le chargement est un meilleur critère d'utilisation « extensive » que le chargement en soi. Cet équilibre est un critère essentiel pour l'utilisation



durable des prairies, mais aussi pour l'autonomie fourragère de l'exploitation, qui conditionne fortement la production dans les systèmes allaitants herbagers.

Les trois exploitations considérées répondent différemment à la fauche tardive ou au pâturage peu sévère, qualitativement et quantitativement. PL est très sensible à l'utilisation tardive des prairies de fauche, RH est très sensible au pâturage peu sévère, et DM est le système le plus stable. Conformément aux hypothèses, les règles de conduites favorables à la biodiversité à l'échelle de la parcelle peuvent être défavorables à l'échelle de l'exploitation, lorsque l'utilisation durable de quelques parcelles implique une utilisation moins durable d'autres parcelles. Parmi les scénarios testés, l'utilisation tardive de 40% des prairies de fauche et une hauteur seuil de 8 cm pour le changement de parcelle pourraient être appliquées aux trois systèmes sans inconvénient majeur pour la production, et avec un apport positif pour la biodiversité. L'impact quantitatif de ces règles de conduite sur la production et l'utilisation des prairies devrait cependant différer entre systèmes.

*Le calibrage des trois exploitations simulées a été réalisé à partir d'enquêtes dans trois exploitations contrastées, au sein du cas-type BV10 (Naisseur strict, vaches allaitantes Salers conduites en croisement) des Réseaux d'élevage (Institut de l'Élevage, 2002) (voir annexes 2 et 3). Il a été validé par des experts de la recherche et du développement agricole. L'annexe 10 contient des sorties détaillées de SEBIEN pour les trois exploitations simulées, en situation de référence, en appliquant 40% d'utilisation tardive des prairies de fauche, et en appliquant une hauteur seuil de 8 cm pour le changement de parcelle en pâturage tournant.*

## **Simulating the dynamic interactions between management, herd and grassland resources in suckler systems based on permanent pasture.**

### **2- Possible trade-offs between production and biodiversity**

*M. Jouven, R. Baumont*

*INRA, Unité de Recherches sur les Herbivores, St Genès Champanelle, France*

#### **Abstract**

Understanding the interactions between management, animal production and grassland utilization can help to design more sustainable grassland-based suckler systems. SEBIEN, described in a companion paper, is a whole-farm simulation model designed for scenario analysis. SEBIEN can be used to compare production and grassland utilization in farms differentiated by structure or management strategy, and to test the impact of nature-friendly or production-oriented management practices.

We used SEBIEN to identify a compromise between production-oriented factors and biodiversity. Animal production was assessed with the indicator “autonomous meat production”, which corresponds to the weight of the animals sold corrected by the economic equivalent of the feed imported (bought or harvested the year before) to produce it. Grassland conservation was assessed using herbage and flower utilization rates which were translated into biodiversity scores at paddock scale via a simple indicator. Three farms were simulated: i) PL exploiting poor grasslands with low stocking rate and late-winter calving, ii) DM exploiting diversified (poor to rich) grasslands with medium stocking rate and mid-winter calving, and iii) RH exploiting rich grasslands with high stocking rate and early-winter calving. We studied the differences between systems, and we applied to each system increasing levels of biodiversity-friendly management rules such as late utilization of hay meadows and low grazing intensity.

SEBIEN predicted that animal production was not systematically in conflict with biodiversity at farm scale. DM used its grasslands better than the other farms which resulted in higher biodiversity scores at farm scale. Production remained unchanged when intermediate levels of biodiversity-friendly management rules (40% late utilization of hay meadows, or paddock change when sward height dropped under 8 cm) were applied to the systems. The balance between grassland productivity and stocking rate was a better indicator

of sustainable grassland use than stocking rate alone. This balance was determinant for both grassland conservation and the feed autonomy of the system, which conditions production.

The three farms responded differently to the biodiversity-friendly management rules tested. PL was most sensitive to late utilization of hay meadows while RH was most sensitive to grazing intensity, and DM was the most stable of the three systems. As expected, management rules known to enhance biodiversity at paddock scale had negative side-effects at farm scale. A farm scale, a more sustainable utilization of a few paddocks could lead to a less sustainable utilization of other paddocks. Among the scenarios tested, two management rules increased biodiversity without damage to animal production: i) applying 40% late utilization of hay meadows, which increased biodiversity scores with little effect on production, and ii) applying an 8-cm threshold sward height for paddock change, which had a positive impact on both production and biodiversity.

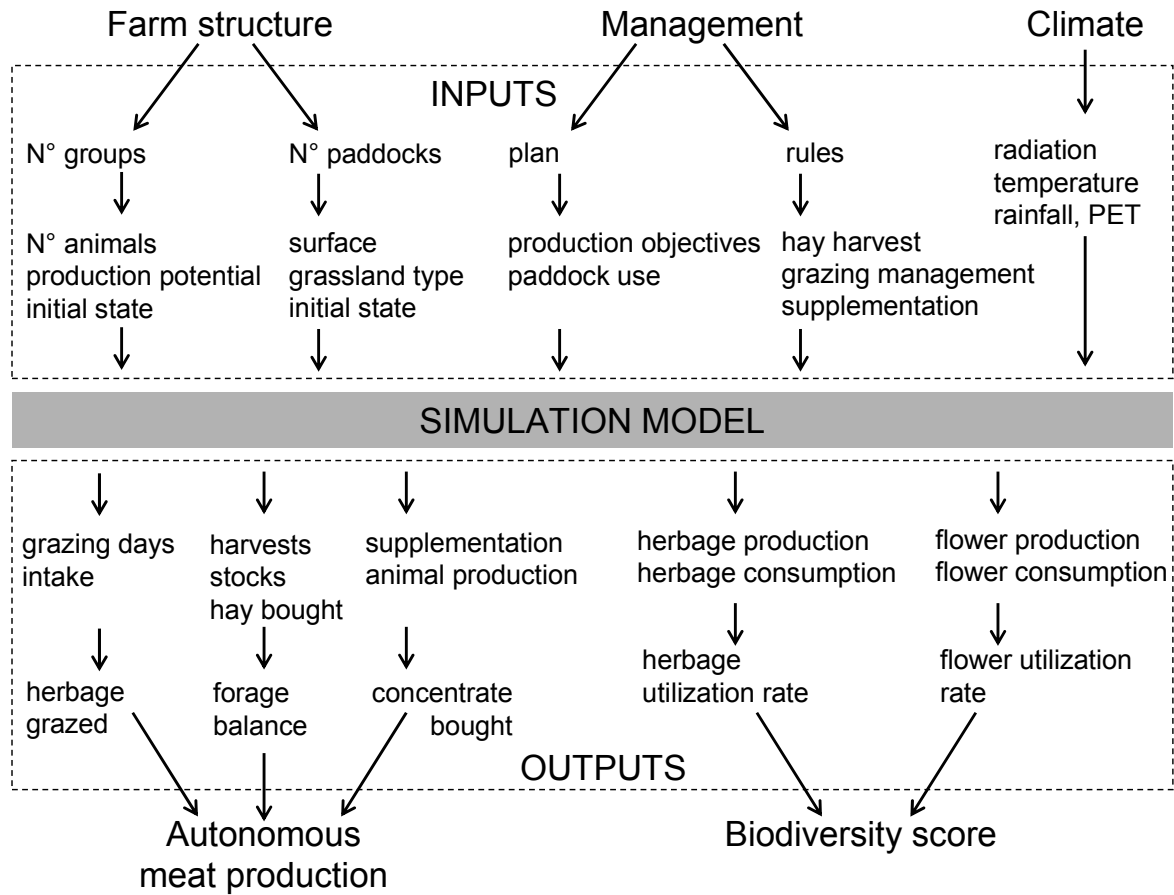
**Keywords:** simulation, farm, grazing, late cutting, beef cattle, sustainability

## **1. Introduction**

To gain insight about the sustainability of grassland-based suckler systems, we constructed a whole-farm simulation model. This model, which is referred to as SEBIEN, is described in a companion paper. SEBIEN simulates the interactions between management strategy (divided in a management plan and management rules), herd (divided in two groups) and feed (divided into grasslands paddocks, conserved forage and purchased feed). Model inputs are farm structure, management plan, threshold values for management rules and weather data which introduces uncertainty. Model outputs are the daily operation of the forage system, the dynamics of intake and production for the average animals of the herd, and the dynamics of grassland production and utilization on each paddock. These outputs can be translated into global indicators of animal production, grassland utilization and biodiversity (figure 1).

This paper reports simulation experiments carried out with SEBIEN in order to identify possible trade-offs between the apparently conflicting objectives of meat production and the conservation of grasslands and their floristic diversity. Previous research (Andrieu, 2004; Coléno et al., 2005) suggests that the balance between production and grassland utilization differs between farms as a consequence of both farm structure and management strategy. We hypothesized that responses to nature-friendly management rules may also differ according to these same criteria. The simulation experiments were designed to answer the following questions: i) when/how is it possible to reconcile production and biodiversity?, ii) what are the advantages and limitations of different systems for pursuing production and biodiversity objectives?

To answer these questions, we first analyzed model predictions for three simulated suckler farms that differed in terms of structure and management strategy. We then applied different levels of biodiversity-friendly management rules to each farm. The rules we imposed were: i) the rate of hay meadows to be used late (after flowering), because late harvests have often been promoted by agri-environmental schemes as a means of preserving flowering plant species and bird species nesting within the swards, and ii) sward height threshold for paddock change, which conditions the utilization rate of herbage, and a high utilization rate of herbage is known to impact negatively on biodiversity (Olf and Ritchie, 1998).



**Figure 1:** Inputs and outputs of the whole-farm simulation model SEBIEN, showing the different levels of aggregation.

## **2. Materials and methods**

### *The whole-farm simulation model*

SEBIEN is made up of three interacting sub-models (Jouven and Baumont, companion paper). The vegetation sub-model (Jouven et al., 2006 a & b) predicts grass growth and quality at paddock scale, based on soil quality, functional traits of grass species, and weather data. The animal sub-model (Jouven et al., submitted) calculates selective intake at pasture, weight gain and milk production based on energy intake for the average animals of the herd. The management sub-model applies the plan and rules described in the inputs and decides on herd movements, concentrate supplementation, indoor feeding, dates for hay harvest, and surface to be harvested. SEBIEN has been evaluated by experts, and its biological sub-models have been validated against experimental data. The inputs and outputs of SEBIEN are summarized in figure 1.

SEBIEN requires a calibration stage where a coherent set of inputs resulting in plausible outputs has to be defined. We calibrated the whole-farm model for three farms differentiated by their structure (type of grassland resources and stocking rate) and management strategy (calving date, cutting frequency and type of forage harvested, grazing intensity). The sizes of the animal groups and paddocks were selected in order to be consistent with real-world situations (around 20-35 cows for 1-3 ha). Since SEBIEN only considers two animal groups, the simulated farms were about half the size of real farms which usually manage two groups of cows with calf and two groups of heifers over a 40-80 ha surface area. Model calibration was validated against an existing typology of suckler farms (Institut de l'Élevage, 2002) and by experts from research institutes and extension services.

### *The three simulated farms*

The farms were chosen to represent the diversity of grassland-based suckler systems in the upland areas of the Auvergne region of France, and closely matched the three farms surveyed for the development of the management model (Jouven and Baumont, companion paper). The three farms are referred to here as PL, DM and RH. PL exploits poor grasslands with low stocking rate and late-winter calving. DM exploits diversified (poor to rich) grasslands with medium stocking rate and mid-winter calving. RH exploits rich grasslands with high stocking rate and early-winter calving.

**Table 1:** Differences in model inputs between the three simulated farms: PL (poor grasslands, low stocking rate), DM (diversified grasslands, medium stocking rate) and RH (rich grasslands, high stocking rate).

<b>Input variable</b>	<b>Simulated farm</b>		
	<b>PL</b>	<b>DM</b>	<b>RH</b>
Paddock size (ha)	3.0	2.0	1.5
Average fertility index [0.5-1] of hay meadows	0.71	0.77	0.84
Average fertility index [0.5-1] of pastures	0.58	0.63	0.67
Farm stocking rate (LSU ha <sup>-1</sup> )	0.8	1.1	1.4
Calving date	15-Feb	15-Jan	15-Dec
Minimum calf age for supplementation (d)	240	180	120
Calf weight at sale (kg)	290	325	360
Surface area assigned for cutting (cumulated ha)	24	20	30
Bale silage	never	2 <sup>nd</sup> cut	all cuts

### Structure of the three farms

Farm structure was described by: i) the number of animal groups, each characterized by the number of cows, calves and heifers, their production potential and initial state, and ii) the number of paddocks, each characterized by surface area, grassland type and initial state (figure 1). Grassland types were described with a simple typology of permanent grassland based on soil fertility and type of utilization (Jouven et Baumont, companion paper; Jouven et al., submitted).

In each farm, the herd was divided into a group of cows with calves and a group of heifers (1 and 2 year old). Between-farm differences in stocking rate were obtained by changing the number of cows (19 cows for PL, 26 for DM and 33 for RH). The number of heifers was set in order to cover a 15-20% replacement with a whole number of animals. The number of calves was equal to the number of cows, assuming an optimum productivity of 1 calf per cow. The calves weighed 42 kg at birth, and were weaned and sold at 9 months. The cows weighed 700 kg with a body condition score of 2.5/5 at calving, and their milk potential was set at 8 kg.

The three simulated farms exploited 30 ha of grassland divided into ten 3-ha paddocks for PL, fifteen 2-ha paddocks for DM and twenty 1.5-ha paddocks for RH. Small paddocks allow fine adjustments in cutting and grazing management. The composition of the grassland resources differed between farms: PL was composed of 50% medium hay meadows and 50% poor pastures, DM was composed of 20% rich hay meadows, 27% medium hay meadows, 33% medium pastures and 20% poor pastures, and RH was composed of 50% rich hay meadows and 50% medium pastures. As a consequence, there was a fertility gradient in grassland resources between PL and RH (table 1). Since paddock accessibility can strongly constrain the management of grassland-based systems (Andrieu, 2004), 20% of the poorest pastures in each farm were not accessible to agricultural machines and therefore could never be cut.

### Management of the three simulated farms

In all simulated farms, weight and condition objectives at calving were set for cows and heifers in such a way as to secure reproductive performance, which is assumed optimal (1 calf per cow) in SEBIEN. These objectives were in accordance with INRA recommendations (1989): body condition score 2.5(/5) for cows, heifer weight 550 kg at two years old and 630 kg at three years old. The winter rationing of cows after calving was adjusted to approach a



body condition score of 2(5) at turnout to pasture. Differences between simulated farms mainly concerned calf management. In PL, calves were born in mid-February, which aligned the peak of grass growth with the peak of cow energy requirements, only received supplements during their final month, and were sold at 290 kg. In RH, calves were born in mid-December, which made it possible to sell them earlier at higher market prices, and were supplemented after their fourth month of age to reach 350 kg at sale. DM was intermediate between PL and RH (table 1).

In all farms, all hay meadows were scheduled for a first cut in spring, after earing. The most productive half of the meadows were scheduled for a second cut in summer, and in RH only for a third cut in autumn (table 1). A maximum area of 5 ha could be cut in one day, and a maximum amount of 2.3 t DM LSU<sup>-1</sup> forage could be stocked in the barn. Bale silage could be made from all cuts in RH and from the second cut in MA. Making bale silage meant that less dry days were needed for cutting. The minimum biomass threshold for cutting was set at 2.5, 2.8 and 3.0 t DM ha<sup>-1</sup> for PL, DM and RH, respectively, on the first cut and 1.0 t DM ha<sup>-1</sup> less for the following cuts.

In early spring, the cows group grazed 10% of the hay meadows cut once (topping), while the heifers group grazed 10% of the best pastures. During the rest of the grazing season, the heifers group grazed the poorest pastures while the cows group had priority access to the grass re-growths after cutting. The groups changed paddock if either a maximum residence time (4 days for topping, 10 days for cows, 20 days for heifers) or a threshold sward height (5 cm, applied to the green vegetative component of the sward) were reached. Given the differences in size of animal groups and paddocks, it was expected that PL would be more constrained by residence time and RH more constrained by sward height. The grazing budget at farm scale (number of grazing days allowed by the available biomass, Duru et al., 1988) was assessed on 14 June, 29 July and 12 September, with a minimum value set at 10 days for all farms and a maximum value set at 100, 60 and 50 days for PL, DM and RH, respectively. If the maximum value was reached, pastures were re-scheduled for cutting, and if the minimum value was reached, hay meadows were re-scheduled for grazing.

### *The simulation experiments*

#### Performance of the three simulated farms over a series of years

The model was run for each farm type for ten consecutive years corresponding to the weather data recorded between 1993 and 2002 at the INRA Research Station of Marcenat

(France, altitude 1100 m asl), where average annual precipitation reaches 1200 mm per year, mean daily temperature is around 7°C, winters are cold and snowy, and summers are short (figure 2a). We opted to use a series of actual weather years rather than average weather years in order to assess both the average functioning of the system and its variability. The first two simulated years were discarded in order to allow the vegetation model to stabilize. The forage yields measured at the INRA Research Station of Marcenat (Garel, personal comm.) and analysis of the weather records suggest that 1997 and 2000 were favourable years whereas 1999 was an unfavourable year due to low rainfall in April-May and June-July. The other years were average (figure 2b).

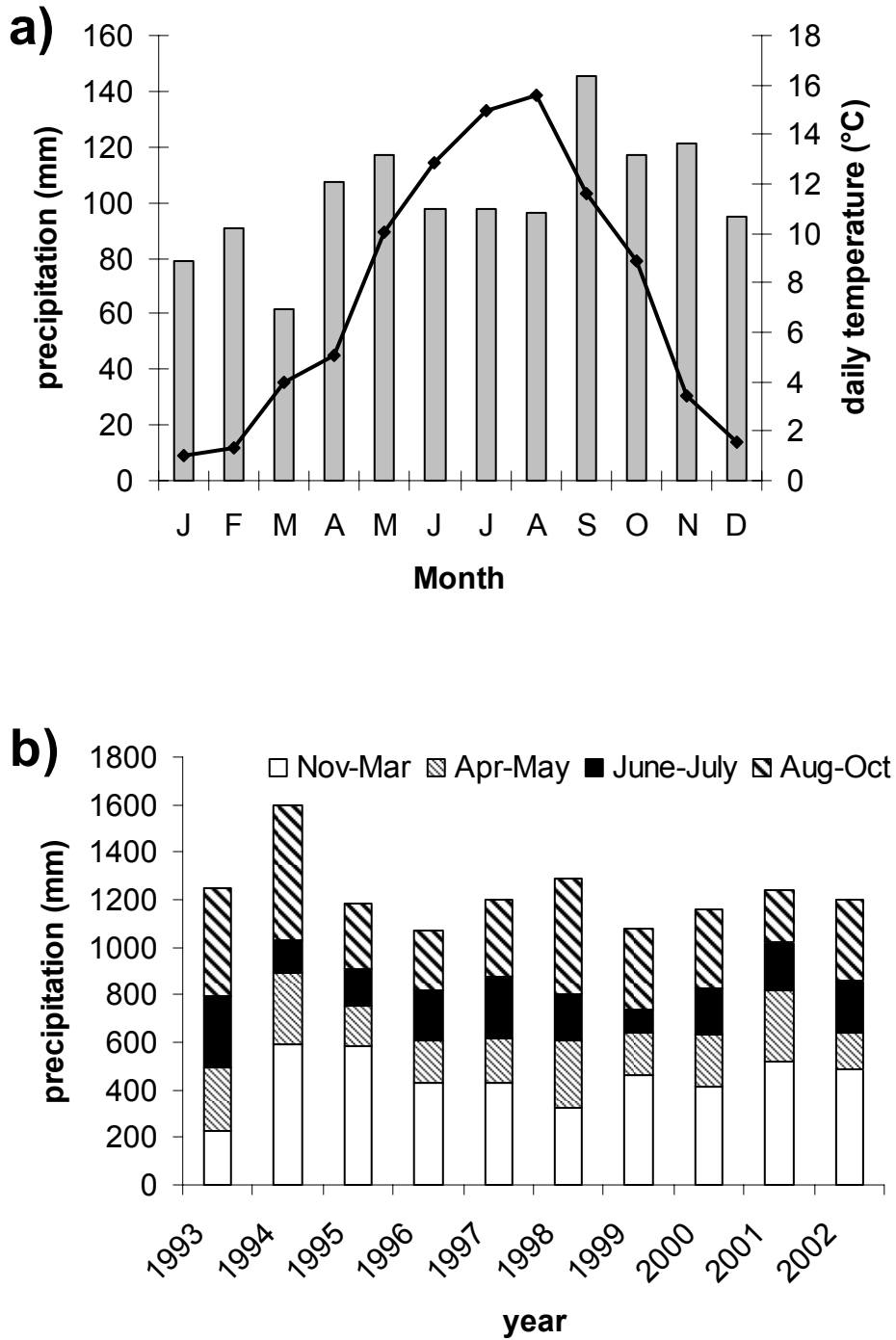
#### Response to biodiversity-friendly management rules

In order to assess the sensitivity of each system to biodiversity-friendly management rules and identify a compromise between production and biodiversity, we ran the model with changes in management rules, all other factors being equal. The simulation procedure and the weather data were as described for the previous experiment. The biodiversity-friendly management rules tested were: (i) the proportion of hay meadows used late, i.e. after flowering, and (ii) sward height threshold triggering paddock change.

Late utilization of hay meadows was simulated by delaying the vegetation stage threshold for cutting to ‘flowering’. We tested different levels of application, from 20% (equal to 1 paddock for PL) to 100% of the hay meadows. For greater realism, at low levels of late utilization the ‘flowering’ threshold was applied to the paddocks topped and cut once, and at medium levels of late utilization it was applied to all paddocks cut only once, in spring.

Different grazing intensities were simulated by changing the sward height threshold triggering paddock change, since it was expected that a low value would increase grazing intensity, and vice-versa. We tested a range of realistic values (4 to 12 cm), with 2-cm increments.

Analysis of variance was performed with the effects of management rules and the random effect of simulated years for production indicators. Pairwise differences between treatments we computed. No statistical analysis was performed for indicators of grassland utilization and biodiversity, since they were calculated for the whole simulated period and not on a year-to-year basis.



**Figure 2:** Weather conditions in Marcenat (France, 1100m asl): (a) monthly rainfall and mean daily temperature averaged over 1993-2002, and (b) rainfall figures for the years 1993 to 2002.

### *Global production and biodiversity indicators*

Autonomous meat production (kg calves and cull cows sold + economic equivalent of forage balance - economic equivalent of concentrate bought) was chosen as an indicator for farm production (figure 1; Jouven et Baumont, companion paper). The equivalences were set at 0.06 kg per kg forage balance and 0.11 kg per kg concentrate, in accordance with actual French prices. This indicator was further analyzed by looking more closely at the herbage grazed resulting from the daily intake of the animals and the length of the grazing season, at the forage balance resulting from harvests, stock variation and forage purchased, and at concentrate consumption resulting from animal production and supplementation.

The herbage and flower utilization rates on pastures and hay meadows, calculated as ratios of biomass consumption by grazing or cutting to gross biomass production, were chosen as indicators of grassland utilization (figure 1). These utilization rates were translated into biodiversity scores at paddock scale with a simple model (Jouven et al., submitted). The maximum score was set at 100 separately for pastures and hay meadows. The biodiversity score of each paddock was calculated as the sum of a baseline biodiversity score and a management score. The baseline biodiversity score is a function of soil fertility. The management score is the product of a function of herbage and flower utilization which ranges [-1; 1], and a biodiversity variance which is a function of soil fertility. Biodiversity decreases quadratically with flower utilization rate, and varies with biomass utilization rate following a hump-shaped curve which maximum (the optimum utilization rate) is a function of soil fertility. The equations involving grassland type were calibrated using a database of grassland communities in the Auvergne region (Orth et al., 2004); all other equations are based on theoretical knowledge and data from the literature. The optimum herbage utilization rates in terms of preserving biodiversity were set to 0.50 for rich hay meadows, 0.38 for medium hay meadows, 0.35 for medium pastures and 0.24 for poor pastures. The biodiversity scores predicted for “standard” settings are consistent with data from the literature (Jouven et al., submitted).

**Table 2:** Model average predictions (s.d.) interpreted via production indicators for the three simulated farms: PL (poor grasslands, low stocking rate), DM (diversified grasslands, medium stocking rate) and RH (rich grasslands, high stocking rate). The predictions are averaged over the 8 simulated years.

Variable	Simulated farm		
	PL	DM	RH
Autonomous meat production (kg LSU <sup>-1</sup> )	269 (47)	306 (34)	311 (39)
Forage balance (t DM LSU <sup>-1</sup> )	-0.32 (0.73)	-0.13 (0.54)	-0.33 (0.60)
Harvested forage (t DOM LSU <sup>-1</sup> )	1.15 (0.32)	1.02 (0.25)	1.07 (0.21)
Grazed forage (t DOM LSU <sup>-1</sup> )	1.31 (0.16)	1.67 (0.10)	1.55 (0.17)
Concentrate purchased (kg LSU <sup>-1</sup> )	28 (25)	42 (13)	122 (27)

**Table 3:** Model average predictions (s.d.) for grassland utilization and interpretation via a biodiversity indicator for the three simulated farms: PL (poor grasslands, low stocking rate), DM (diversified grasslands, medium stocking rate) and RH (rich grasslands, high stocking rate). Biodiversity scores are the sum of a baseline score (a function of soil fertility) and a management score (a function of grassland utilization rates). The predictions are averaged between paddocks.

	Simulated farm					
	PL		DM		RH	
	Meadows	Pastures	Meadows	Pastures	Meadows	Pastures
Biomass utilization rate	0.48 (0.02)	0.29 (0.02)	0.51 (0.06)	0.37 (0.11)	0.57 (0.04)	0.49 (0.06)
Flower utilization rate	0.60 (0.13)	0.35 (0.06)	0.67 (0.05)	0.33 (0.08)	0.69 (0.09)	0.42 (0.12)
Management score	6 (2)	18 (4)	7 (3)	18 (5)	7 (3)	9 (7)
Biodiversity score	81 (2)	88 (3)	83 (3)	89 (5)	84 (3)	83 (7)

### 3. Results

#### *Performance of the three simulated farms over a series of years*

The global results for the three simulated farms are summarized in table 2 (production indicators) and table 3 (biodiversity and grassland utilization indicators). Details of model predictions for farm functioning and animal performance are given in the appendix. As expected, RH was the most productive system, followed closely by DM, with PL trailing well behind. The factors explaining production differed between systems: low concentrate consumption on PL, forage self-sufficiency on DM and high weight of calves at sale on RH. Herbage utilization rates increased with soil fertility (herbage productivity), and were usually higher than the optimum for biodiversity, regardless of farm stocking rate. The paddocks topped, spring-cut and then grazed were the most over-used. Flower utilization rate was lower for pastures than for hay meadows. As a consequence, the highest biodiversity scores were predicted for pastures.

#### PL: low production, minimum use of concentrate and high biodiversity of pastures

PL produces little autonomous meat per year (269 kg LSU<sup>-1</sup>, equal to 220 kg ha<sup>-1</sup>), with little use of purchased feed. Of the 28 kg LSU<sup>-1</sup> of concentrate purchased, only 44% was fed to calves, and the rest was fed to cows and heifers to compensate for low-quality hay in winter. The negative forage balance was due to high system sensitivity to the unfavourable year (1999): forage yields dropped dramatically, few second cuts were performed, and the system recovered slowly the following years. PL depended almost as much on harvested as on grazed forage, because grazing was constrained in summer and autumn by the limited grass growth on poor pastures. The cows regularly received hay at pasture at the end of the grazing season.

Herbage utilization rate averaged over the simulated years was higher than the optimum rate for biodiversity by 6-14% for hay meadows and by 4-10% for pastures grazed by cows. The pastures grazed by heifers were, on the contrary, under-used by 5%. Flower utilization rate averaged over the simulated years was very low for the pastures grazed by heifers (15%), and ranged between 45% and 70% for the other paddocks. The highest biodiversity score (92/100) was for pasture grazed by cows, while the lowest biodiversity score (79/100) was for topped, cut and grazed hay meadow. Management contributed 11-22 points to pasture score but only 5-11 points to hay meadow score.

DM: moderate production, high forage autonomy and high biodiversity scores

DM produced 306 kg LSU<sup>-1</sup> (equal to 337 kg ha<sup>-1</sup>) autonomous meat per year, with moderate use of purchased feed. Almost all the 42 kg LSU<sup>-1</sup> of concentrate purchased was fed to calves. Forage balance was very close to zero, and production variability was low: this system with diversified grassland resources proved resistant to weather variability, and was able to compensate for unfavourable years. DM relied mostly on grazed grass, with little harvested forage. Hay distribution at pasture was very rare.

Herbage utilization rate averaged over the simulated years was higher than the optimum for biodiversity by 5 to 15% for hay meadows and pastures grazed by cows, but very close to the optimum for pastures grazed by heifers. Flower utilization rate averaged over the simulated years ranged from 28% to 52% for pastures and from 61% to 71% for hay meadows. The highest biodiversity score (96/100) was for pasture grazed by cows while the lowest biodiversity score (75/100) was for topped, cut then grazed hay meadow. Management contributed 9-22 points to pasture score but only 1-11 points to hay meadow score.

RH: high production, low feed autonomy and medium biodiversity

RH was the most productive farm, yielding 311 kg LSU<sup>-1</sup> (equal to 444 kg ha<sup>-1</sup>) autonomous meat. Concentrate consumption was much higher on RH than on PL and DM: 122 kg LSU<sup>-1</sup>, of which 90% was fed to calves. The negative forage balance was partly inherent to the system and partly due to a slow recovery from one very bad year (1999). The ratio of grazed to harvested forage was close to 1.4. The low availability of forage per animal in autumn was partly compensated by an early calf sale (September). In unfavourable years, both cows and heifers received considerable amounts of hay at pasture.

Herbage utilization rate averaged over the simulated years was higher than the optimum for biodiversity by only 4% for paddocks cut twice or more, by 11-16% for cut and grazed paddocks, and by 9-19% for pastures (highest for pastures grazed by heifers). Flower utilization rate averaged over the simulated years ranged from 18% to 57% for pastures. It was close to 50% for paddocks topped before cutting, and as high as 70% for the other hay meadows. The highest biodiversity score (94/100) was predicted for pasture grazed by cows, while the lowest biodiversity score (71/100) was for pasture grazed by heifers. Management contributed -3-21 points to pasture score and 2-10 points to hay meadow score. Among the three simulated farms, only RH generated negative management scores.

### *Response to biodiversity-friendly management rules*

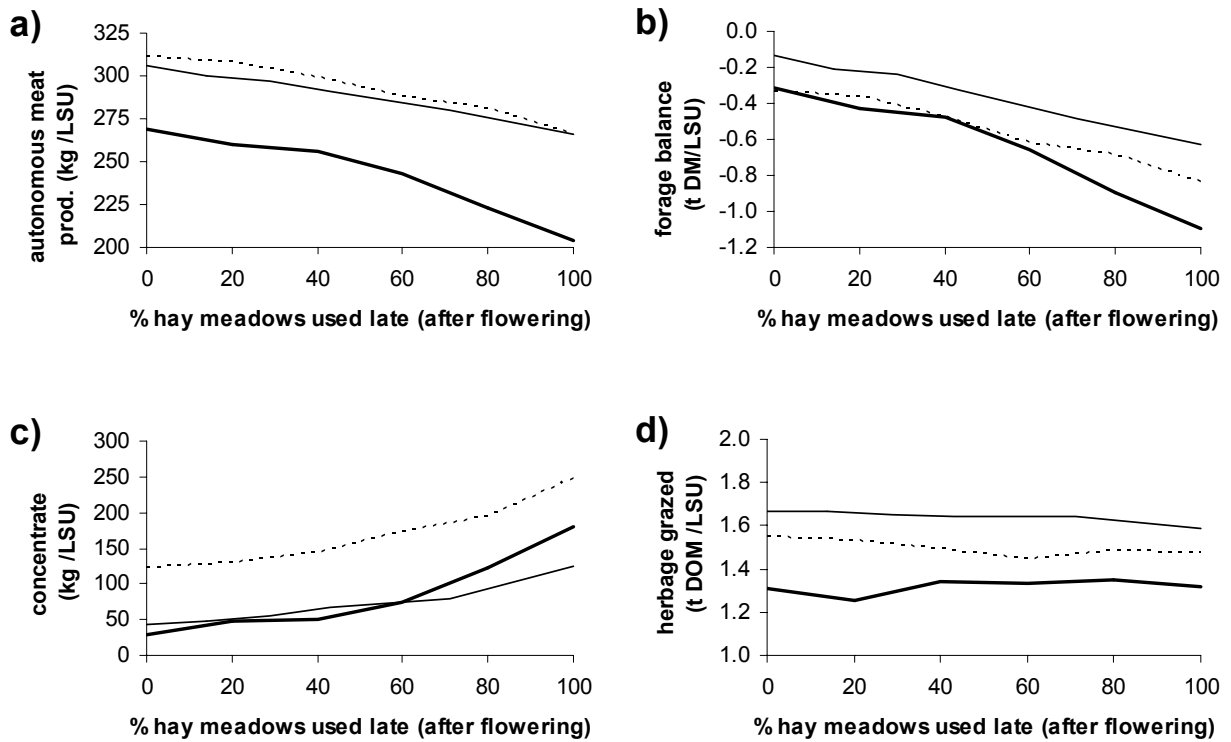
#### Late utilization of hay meadows

Increasing the proportion of hay meadows used late naturally delayed the cutting date by up to 21 days under the 100% late utilization regime. Consequently, a smaller surface was available for grazing in July and less re-growth was available in August, which increased grazing pressure and reduced the probability of making a second cut: if grazing pressure exceeds a threshold, certain paddocks can be re-assigned to grazing. This was especially the case at 100% late utilization, when the cumulated surface cut for forage conservation dropped by 8, 2 and 6 ha for PL, DM and RH. Another consequence of late utilization of hay meadows was the decrease in digestibility of the forage harvested on the first cut, i.e. from 0.63-0.65 for 0% late utilization to 0.53-0.56 g g<sup>-1</sup> for 100% late utilization.

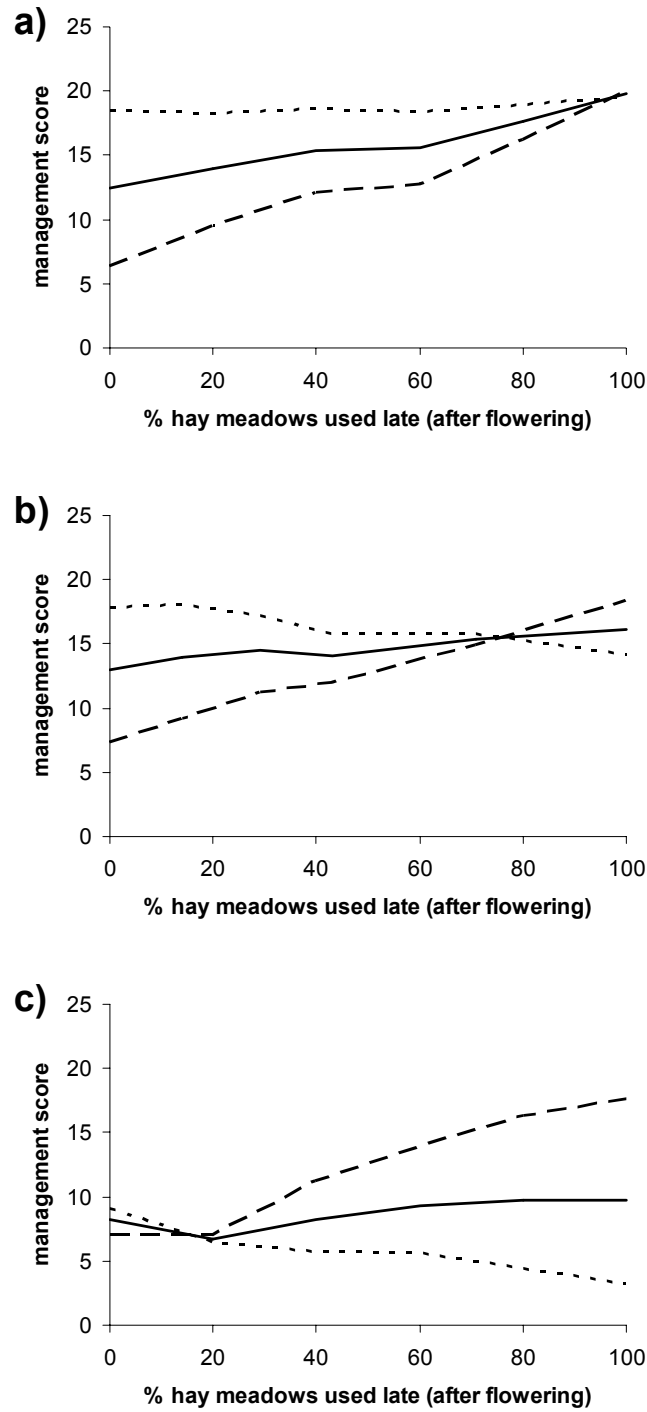
Late utilization was unfavourable to animal production at farm scale. In fact, it had a negative effect on autonomous meat production ( $p < 0.0001$ , figure 3a), because of both a decrease in forage balance ( $p < 0.0001$ , figure 3b) caused by reduced cutting and an increase in concentrate consumption ( $p < 0.0001$ , figure 3c) to compensate for the low quality of the forage harvested. The amount of forage grazed remained almost stable ( $p > 0.05$ , figure 3d), although the switch to indoor feeding was initiated earlier under RH. All three farms tolerated up to 40% late utilization of hay meadows with little loss of production: about -13 kg LSU<sup>-1</sup> autonomous meat, -0.16 t DM LSU<sup>-1</sup> forage balance and +23 kg LSU<sup>-1</sup> concentrate. Beyond this threshold, animal production was significantly reduced compared to 0% late utilisation ( $p < 0.01$ ), and especially on PL for which the surface cut was severely reduced, and thus concentrate consumption soared.

Late utilization decreased the flower utilization rate of hay meadows (-25% on average for 40% late utilization), down to zero for 100% late utilization. Herbage utilization rate was reduced on hay meadows but increased on pastures. Since most paddocks tended to be over-used, delaying utilization was favourable to grassland conservation on hay meadows but rather unfavourable for pastures. The impact of management on biodiversity scores differed between the farms (figure 4). For PL, the hay meadow management score increased steadily while the pasture management score was maintained because grazing pressure was stabilized by a large surface area of hay meadows re-assigned to grazing. As a consequence, the average management score at farm scale increased by +3 and +7 points for 40% and 100% late





**Figure 3:** Effect of the rate of late utilization of hay meadows on (a) autonomous meat production, (b) forage balance, (c) concentrate consumption and (d) amount of herbage grazed, for the three simulated farms: PL (poor grasslands, low stocking rate: thick line), DM (diversified grasslands, medium stocking rate: thin line) and RH (rich grasslands, high stocking rate: dotted line).



**Figure 4:** Effect of the rate of late utilization of hay meadows on the contribution of management to biodiversity score (solid line: whole-farm; dashed line: meadows; dotted line: pastures), for the three simulated farms: (a) PL (poor grasslands, low stocking rate), (b) DM (diversified grasslands, medium stocking rate) and (c) RH (rich grasslands, high stocking rate).

utilization, respectively. For DM and RH, pastures score was negatively related to late utilization. The average biodiversity score at farm scale remained almost unchanged.

#### Response to sward height threshold triggering paddock change

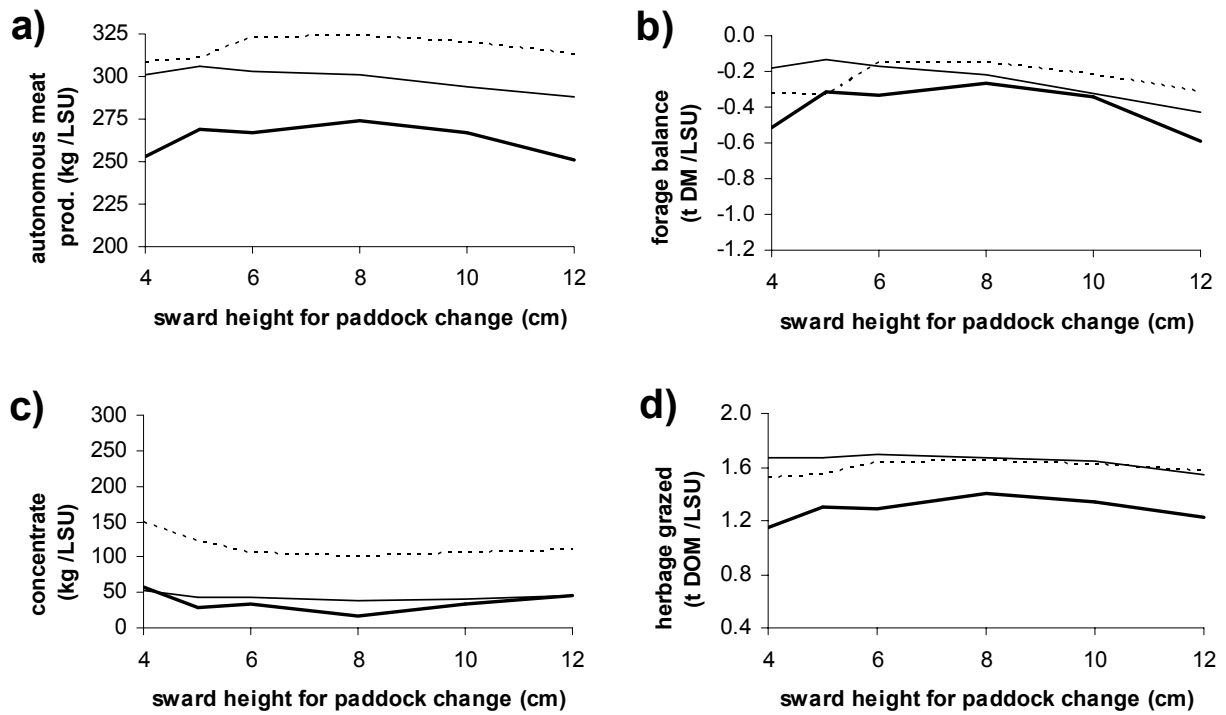
Increasing the sward height threshold for paddock change while keeping the same values for maximum residence time gave more weight to sward height compared to residence time. In the cows group, sward height was not a limiting factor in early spring but in full spring it became limiting regardless of threshold height under RH and at 10 and 12 cm for PL and DM. Sward height threshold became a limiting factor for all farms in summer and autumn. On average, increasing the threshold height from 4 to 12 cm increased the actual residual sward height of the paddocks grazed by cows from 4.3, 4.9 and 3.7 cm to 9.4, 10.2 and 9.6 cm for PL, DM and RH, respectively. The residual sward of paddocks grazed by heifers was 1.6, 2.2 and 1.4 cm higher, whatever the threshold height.

Increasing the sward height threshold for paddock change from 5 to 12 cm increased dry matter intake at pasture, by an average of 0.9, 0.3 and 0.7 kg DM d<sup>-1</sup> for cows, calves and heifers, respectively. Dry matter intake was higher in autumn when the grass was less abundant, and paddock change was more constrained by sward height than by time of residence. With sward over 8 cm high, the average digestibility of intake at pasture tended to decrease. Since the herd was brought indoors after a minimum date when no paddock had a sward higher than the threshold for paddock change, raising the threshold height brought forward the housing date by 7 to 15 days. As a consequence of both higher energy intake in autumn and earlier housing, the body condition score of the cows at housing was 0.2 points higher for a threshold height of 12 cm compared to 5 cm. Decreasing sward height threshold from 5 to 4 cm had symmetrical effects on intake (-0.6, -0.2 and -0.3 kg DM d<sup>-1</sup> for cows, calves and heifers, respectively) and body condition score of the cows at housing (-0.2 points).

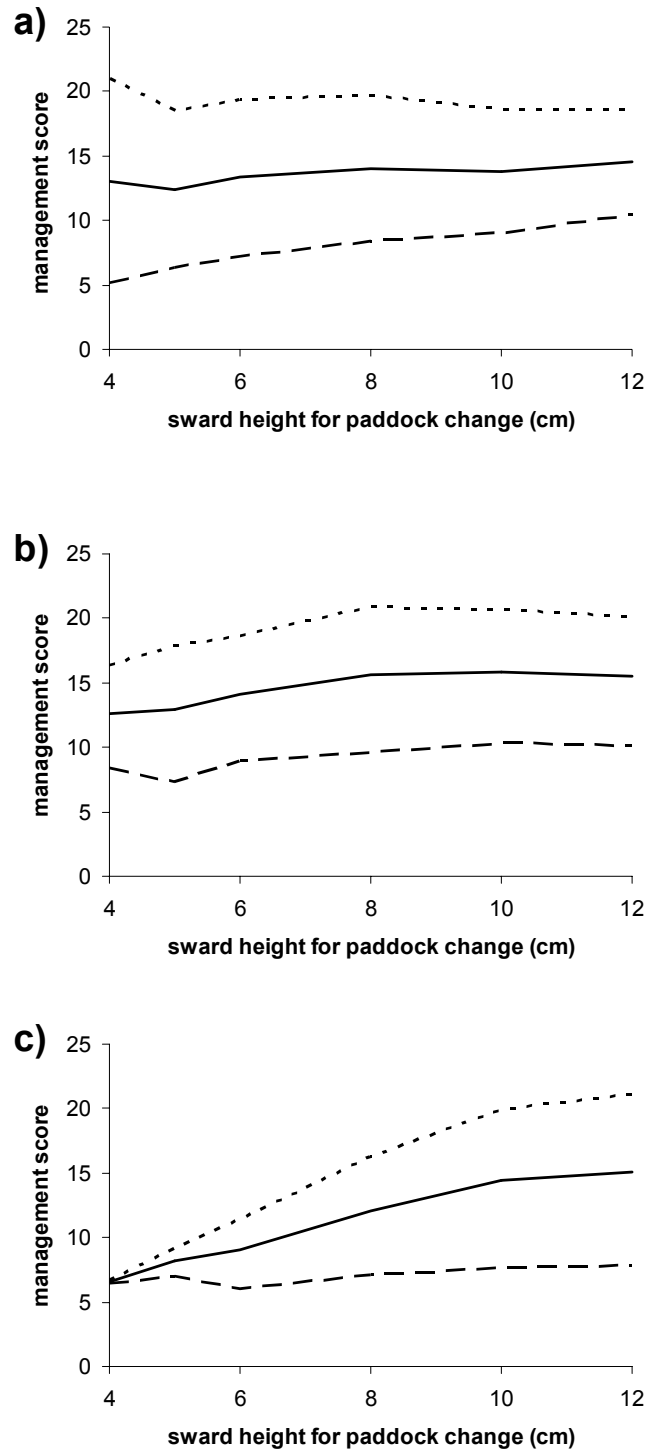
Autonomous meat production and its components were significantly affected ( $p < 0.02$ ) by threshold sward height for paddock change for all simulated farms, but the response patterns differed between simulated farms. The autonomous meat production of PL followed a hump-shaped curve, with a maximum 274 kg LSU<sup>-1</sup> at a sward height threshold of 8 cm (figure 5a), and a significantly lower value at 4 and 12 cm ( $p < 0.05$ ). This peak was explained by a high amount of forage grazed (1.40 t DOM LSU<sup>-1</sup>, figure 5d), a high forage balance due to fewer hay distributions at pasture, and a lower consumption of concentrate (only 17 kg LSU<sup>-1</sup>, figure

5c). In particular, the supplementation was reduced for calves due to higher milk production at pasture. Autonomous meat production on DM (figure 5a) was maximum at 5 cm and significantly lower ( $p < 0.05$ ) at 12 cm due to the lower digestible intake at pasture (figure 5d) and the much shorter grazing season. In fact, a shorter grazing season results in higher consumption of conserved forage and lower forage balance (figure 5b). Autonomous meat production under the RH system followed a humped-shaped curve with significantly higher values between 6 and 8 cm ( $p < 0.01$ , maximum predicted: 324 kg LSU<sup>-1</sup>). The better performance was explained by a high forage balance due to the combination of more forage grazed (figure 5d), less distributions of hay at pasture, and a moderate supplementation of the calves.

Increasing sward height threshold for paddock change decreased the herbage utilization rate of pastures (by an average 3% at 8 cm and 9% at 12 cm compared to 5 cm), the flower utilization rate of pastures (by an average 4% at 8 cm and 9% at 12 cm compared to 5 cm) and, to a minor extent, the herbage utilization rate of the hay meadows cut only once in spring then grazed in summer and autumn. Since most hay meadows were used over the optimum rate for biodiversity in the baseline setting, increasing the threshold sward height for paddock change resulted in a slight increase of management contribution to the biodiversity score of hay meadows (figure 6). This was not the case for RH (figure 6c), where hay meadows were cut up to three times and therefore rarely grazed. For PL and DM, the management score of pastures remained stable for threshold heights over 8 cm (figure 6a and b), since the biomass utilization rate of pastures grazed by heifers dropped under the optimum for biodiversity, thus dragging down the average score of pastures. The higher biodiversity score for PL with a 4 cm sward height threshold was due to a decrease in the biomass utilization rate of pastures which was compensated by more frequent hay distributions at pasture. For RH, the management score of pastures steadily increased with threshold height (figure 6c), since these pastures were clearly over-used in the baseline setting. At farm level, increasing sward height threshold for paddock change had little effect on the biodiversity score of PL and DM but affected positively the biodiversity score of RH.



**Figure 5:** Effect of sward height threshold for paddock change (cm) on (a) autonomous meat production, (b) forage balance, (c) concentrate consumption and (d) amount of herbage grazed, for the three simulated farms: PL (poor grasslands, low stocking rate: thick line), DM (diversified grasslands, medium stocking rate: thin line) and RH (rich grasslands, high stocking rate: dotted line).



**Figure 6:** Effect of sward height threshold for paddock change (cm) on the contribution of management to biodiversity score (solid line: whole-farm; dashed line: meadows; dotted line: pastures), for the three simulated farms: (a) PL (poor grasslands, low stocking rate), (b) DM (diversified grasslands, medium stocking rate) and (c) RH (rich grasslands, high stocking rate).

#### **4. Discussion**

The biotechnical model of grassland-based suckler systems described by Jouven and Baumont (companion paper) was adjusted to fit three typical farms of the Auvergne region of France on the basis of expert knowledge and farm surveys. The three simulated farms were characterized by: poor grasslands and high stocking rate (PL), diversified grasslands and medium stocking rate (DM), or rich grasslands and high stocking rate (RH). Simulation experiments were performed to analyze the functioning of these farms and their responses to biodiversity-friendly management rules such as late utilization of hay meadows or light grazing intensity. This section discusses the results of the simulation experiments in relation to the two research questions, and the choice of a modelling approach.

##### *Reconciling production and biodiversity*

Model predictions contrast with the commonly held idea that “extensive” systems are better for biodiversity than “intensive” systems. The PL farm, which had the lowest stocking rate, the least-productive grassland resources and the lowest meat production figures, had lower hay meadow biodiversity scores than RH farm which had the highest stocking rate, the most productive grasslands and the highest meat production figures. This is due both to higher over-utilization of hay meadows in PL and to higher baseline biodiversity score of rich hay meadows in RH. PL also had lower hay meadow and pasture biodiversity scores than DM, mainly due to lower baseline biodiversity scores. This conflict between intensive and extensive arises from the definition of “extensiveness”: in agreement with the findings of Proulx and Mazmunder (1998) at field scale, our model shows that the balance between grassland productivity and intensity of utilization is more important than stocking rate *per se*, making it a better indicator of “extensive” systems.

Another interesting result of our simulation experiments is that self-sufficient production and sustainable grassland utilization can be combined. For grazing management, we showed that the same rule could optimize both production results and biodiversity scores. For cutting management, all three systems were able to support a moderate rate of late utilization of hay meadows with little consequence on production and an increase in average biodiversity score. Among the scenarios tested, the best compromise between production and grassland conservation was applying 40% late utilization of hay meadows or a threshold sward height for paddock change of 8 cm. The loss of autonomous production with low-intensity grazing was probably over-estimated by the model: in real-world farms, the rules for paddock change

would be different between seasons, which for simplicity we did not simulate. In particular, using a threshold height of 8 to 12 cm in spring but only 5 cm in autumn would prevent the grazing season from being shortened. Combining 40% of late utilization of hay meadows and a threshold sward height of 8 cm could provide an interesting strategy, since low-intensity grazing can compensate for the loss of production due to late utilization.

#### *Characterizing the advantages and limitations of different systems*

Model predictions for the three simulated farms highlighted different balances between production and biodiversity explained by the strengths and weaknesses of each system. In PL, production was limited by the low stocking rate, the constrained production objectives and the poorly productive grassland resources. Although the stocking rate was low, the system was not “extensive” because the poor grassland resources were slightly over-exploited. Biodiversity scores benefited from a sustainable utilization of grasslands, but were limited by the naturally-low baseline biodiversity of poor pastures. In RH, production was high due to high stocking rate and high production objectives, but the system was jeopardized by a low feed autonomy. Biodiversity scores, although favoured by high baseline biodiversity, were limited by the early harvests on hay meadows and the over-utilization of pastures. DM was structurally favoured compared to the other farms, because the diversity of the grassland resources led to greater management flexibility between seasons and years, thus making it possible to combine the advantages of PL and RH.

The three farms responded differently, both quantitatively and qualitatively, to the biodiversity-friendly management rules tested. The late utilization of hay meadows led to higher biodiversity scores for both pastures and hay meadows in PL but had a negative effect on the biodiversity scores of pastures in DM and RH. This can be explained by the functional properties of medium-to-poor grasslands, and especially their long leaf lifespan which limits biomass and digestibility losses with sward ageing (Ansquer et al., 2004). High minimum residual sward height values at pasture markedly improved the biodiversity score of RH while PL and DM scores remained practically unchanged. This can be explained by the secondary role of the ‘sward height’ rule compared to the ‘days of residence’ rule in PL and DM. DM was the least management-sensitive system: production indicators, grassland utilization and biodiversity scores varied little. This stability can be explained by the diversity of grassland resources being taken into account when building the management plan (Andrieu, 2004). As a consequence, DM proved to be the system that best reconciled production and biodiversity



objectives, but conversely to the other systems its performance could not be improved by applying nature-friendly management rules.

The simulation experiments show that management rules known to enhance biodiversity at paddock scale can be positive, neutral or even negative for biodiversity and for production depending on the type of farm where they are applied, their level of application, and the spatial scale at which biodiversity is evaluated. For example, late utilization of hay meadows enhanced their biodiversity score for all three farms, but in DM and RH this management rule negatively affected the biodiversity score of pastures. A high rate of late utilization had a much more negative effect on production in PL than in DM or RH. This suggests that: i) management rules should be evaluated at farm scale under a range of farm scenarios before being included in agri-environmental policies, ii) a given policy cannot be expected to lead to the same improvements in biodiversity indicators in all farms, and iii) fixed economic incentives to apply biodiversity-friendly management rules may or may not compensate production loss depending on farm structure and management.

#### *Evaluating the modelling approach*

Our model provides easy access to variables such as herbage and flower utilization rates that are difficult to measure accurately in the field but are nevertheless useful in understanding multiple-system performance. The main drawback is that model predictions for these variables are almost impossible to validate. Furthermore, our prototype interpretation of utilization rates in terms of biodiversity scores and especially the values of optimum utilization rates are based on several hypotheses and simplifications.

The model predicts system functioning at a steady state by simulating a series of climatic years, which makes it possible to assess average performance and the associated between-years variability. The model does not predict the evolutions of farm structure or management planning that would be expected in response to exceptional situations, and thus cannot deal with completely incoherent associations of farm structure and management strategy. For example, if the predicted use of the paddocks strays too far from the scheduled use (e.g. some paddocks scheduled for cutting are predicted to be exclusively grazed, which happens in PL with 100% late utilization of hay meadows), then model predictions might become inaccurate because in the long term one would expect a change in grassland type (e.g. a switch from medium hay meadows to medium pastures). As a consequence, our model is poorly suited to studying the dynamics of grassland change under changing management practices.

Similarly to other models (Dogliotti et al., 2005; Veysset, personal comm.), our model predicts higher production and lower utilization of concentrate than observed in the field, i.e. 263 kg autonomous meat and 223 kg concentrate observed for Salers systems (Institut de l'Élevage, 2002) and 245 to 300 kg autonomous meat observed for Charolais systems (Liénard et al., 1998). This could be explained by: i) the assumption of optimum animal reproduction (e.g. no diseases and 1 calf per cow), ii) the strict application of INRA recommendations, which is rarely the case on real-world farms, iii) errors of prediction of the biological models, and iv) the optimal management simulated with the application of rules based on the weather and the state of the system, while other constraints (e.g. labour, Dedieu et al., 1997) play a role in real farms. Concerning autonomous meat production, our model does not take into account expenses for mineral fertilizers and straw, which are usually included by economists.

### *Conclusion and perspectives*

The results of our simulation experiments suggest that it is possible to reconcile production and biodiversity objectives at farm scale, especially in grassland-based farming systems where feed autonomy is a determining factor in productivity. The low-productive farm exploiting poor grasslands did not reconcile production and biodiversity objectives better than the productive farm exploiting medium-to-fertile permanent pasture. Management rules known to enhance biodiversity at field scale had not always positive effects at farm scale, because a more sustainable utilization of some paddocks sometimes resulted in a less sustainable utilization of the other paddocks. The impact of biodiversity-friendly management rules differed between farms depending on the dynamics of grassland utilization by the herd, which in turn depended on farm structure and management. Therefore, it would be impossible to obtain a homogeneous gain in biodiversity by imposing the same management rules to all types of grazing systems.

This modelling approach has proved useful in gaining qualitative insight into the behaviour of the systems, but the quantitative predictions should be interpreted with caution since they are probably not directly transposable to real farms. The next step in our study is to discuss the results of the simulation experiments with experts, advisory services and farmers in order to assess the applicability of model predictions to real-world settings.

## Acknowledgements

The authors are grateful to the following for their expert contributions to the calibration and validation of the whole-farm model: J. Agabriel, P. D'Hour, M. Duru, D. Egal, A. Farruggia, P. Faverdin, J-P. Garel, M. Lherm, P. Loiseau and M. Petit (INRA), E. Josien (CEMAGREF), R. Bouchy (Cantal Chamber of Agriculture), C. Desserre and G. Pradel (Parc des Volcans d'Auvergne). They also thank Mr. Roddes, Mr. Brugerolles, and Mr. Taillefer, (armers in the Cantal department. This study was supported by grants from Auvergne region of France and the INRA PHASE department.

## References

- Andrieu, N. (2004) L'utilisation de la diversité de la ressource fourragère dans les systèmes d'exploitation d'élevage pour tamponner les effets de la variabilité inter-annuelle du climat, *phD thesis at the Institut National Agronomique Paris-Grignon*, 321 p.
- Ansquer, P., Theau, J. P., Cruz, P., Viegas, J., AlHajKhaled, R., Duru, M. (2004) Caractérisation de la diversité fonctionnelle des prairies naturelles. Une étape vers la construction d'outils pour gérer les milieux à flore complexe. *Fourrages*, 179, 353-368.
- Coléno, F.C., Duru, M., Theau, J-P. (2005) A method to analyse decision-making processes for land use management in livestock farming. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 3, 69-78.
- Dedieu, B., Chabanet, G., Josien, E., Bécherel, F. (1997) Organisation du pâturage en situations contraignantes en travail: démarche d'étude et exemples en élevage bovin viande. *Fourrages*, 149, 21-36.
- Dogliotti, S., van Ittersum, M. K., Rossing, W. A. H. (2005) A method for exploring sustainable development options at farm scale: a case study for vegetable farms in South Uruguay. *Agricultural Systems*, 86, 29-51.
- Duru, M., Fiorelli, J. L., Osty, P. L. (1988) Propositions pour le choix et la maîtrise du système fourrager : I - Notion de trésorerie fourragère. *Fourrages*, 113, 37-50.
- INRA (1989) *Ruminant nutrition: recommended allowances and feed tables*. John Libbey Eurotext, Paris.
- Institut de l'élevage (2002) *Cas type BV10 des Réseaux d'élevage Auvergne et Lozère*, available at : [http://www.inst-elevage.asso.fr/html1/IMG/pdf/357-BV10\\_Salers.pdf](http://www.inst-elevage.asso.fr/html1/IMG/pdf/357-BV10_Salers.pdf)
- Jouven, M., Baumont, R. (2005) Development of a model simulating the impact of management strategies on production from beef cattle farming systems based on permanent pasture. *Proceedings of the XX International Grassland Congress*, Dublin, 882.
- Jouven, M., Agabriel, J., Carrère, P., Josien, E., Baumont, R. (2005) Quelles conduites des systèmes bovins allaitants herbagers pour produire en préservant les prairies ? Eléments de réponse à l'aide de la modélisation. *Proceedings of the 12<sup>th</sup> Rencontres Recherche Ruminants*, Paris, 199-202.

- Jouven, M., Carrère, P., Baumont, R. (2006a) Model predicting dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures -1: Model description. *Grass and Forage Science*, 61, 112-124.
- Jouven, M., Carrère, P., Baumont, R. (2006b) Model predicting dynamics of biomass, structure and digestibility of herbage in managed permanent pastures -2: Model evaluation. *Grass and Forage Science*, 61, 125-133.
- Jouven, M., Agabriel, J., Baumont, R., (*submitted*). A model predicting the seasonal dynamics of intake and production for suckler cows and their calves, fed indoors or at pasture.
- Jouven, M., Loiseau, P., Orth, D., Farruggia, A., Baumont, R., (*submitted*). Peut-on concilier production et biodiversité dans les systèmes d'élevage herbagers ? Perspectives apportées par la modélisation à l'échelle de l'exploitation
- Jouven, M., Baumont, R., (*submitted*). Simulating the impact of management on production and grassland utilization in suckler systems based on permanent pasture. 1- Model description.
- Liénard, G., Bébin, D., Lherm, M., Veysset, P. (1998) Evolution des systèmes de récolte et d'élevage en exploitations herbagères de bovins allaitants. Cas du Charolais. *Fourrages*, 155, 305-317.
- Olf, H., Ritchie, M. E. (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Tree*, 13, 261-165.
- Orth, D., Loiseau, P., Loisnel, A., Perrin, O., Balay, O. (2004) Un cas d'évaluation physiologique de la biodiversité : options et questions. *Fourrages*, 179, 335-352.
- Proulx, M., Mazumder, A. (1998) Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient -rich ecosystems. *Ecology*, 79, 2581-2592.

**Appendix:** Farm operation and animal production as predicted by SEBIEN for the three simulated farms: PL (poor grasslands, low stocking rate), DM (diversified grasslands, medium stocking rate) and RH (rich grasslands, high stocking rate). Predictions are averaged over simulated years.

	Average predictions		
	PL	DM	RH
Date 1 <sup>st</sup> cut	8 July	30 June	27 June
Surface 1 <sup>st</sup> cut (ha)	13.9	13.3	14.4
Yields 1 <sup>st</sup> cut (t DOM ha <sup>-1</sup> )	1.7	2.1	2.3
Surface 2 <sup>nd</sup> -3 <sup>rd</sup> cuts (ha)	4.9	5.3	10.7
Yields 2 <sup>nd</sup> -3 <sup>rd</sup> cuts (t DOM ha <sup>-1</sup> )	0.8	1.1	1.1
Days at pasture	163	176	171
Hay allocations (days):			
for cows	23	4	13
for heifers	2	4	9
Intake at pasture (kg MOD d <sup>-1</sup> ):			
cow	8.0	8.1	7.9
calf	1.8	2.4	3.0
heifer	5.2	5.8	5.9
Cow condition at housing (/5)	2.8	3.1	3.0
Average milk production at 0-6 months (kg)	7.1	7.1	6.9
Weight gain at pasture (kg):			
cow	37	52	43
calf	150	160	148
heifer	97	123	123

# **Discussion générale**



L'objectif de la thèse était d'analyser les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les systèmes bovins allaitants herbagers, pour pouvoir ensuite rechercher des compromis entre les fonctions productive et environnementale des exploitations d'élevage. La thèse s'est articulée autour de trois questions : i) Quels sont les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les différents types d'exploitations allaitantes herbagères rencontrés ? ii) Quelle est la part relative de la structure et de la conduite de l'exploitation dans le déterminisme de ces équilibres ? et iii) Quand et comment peut-on utiliser durablement les prairies sans porter atteinte à la production ? Pour répondre à ces questions, j'ai construit, validé puis utilisé le modèle SEBIEN (Simulateur d'Elevages Bovins en Interaction avec l'ENvironnement), qui simule les interactions dynamiques entre la conduite, le troupeau et les ressources herbagères dans l'exploitation d'élevage.

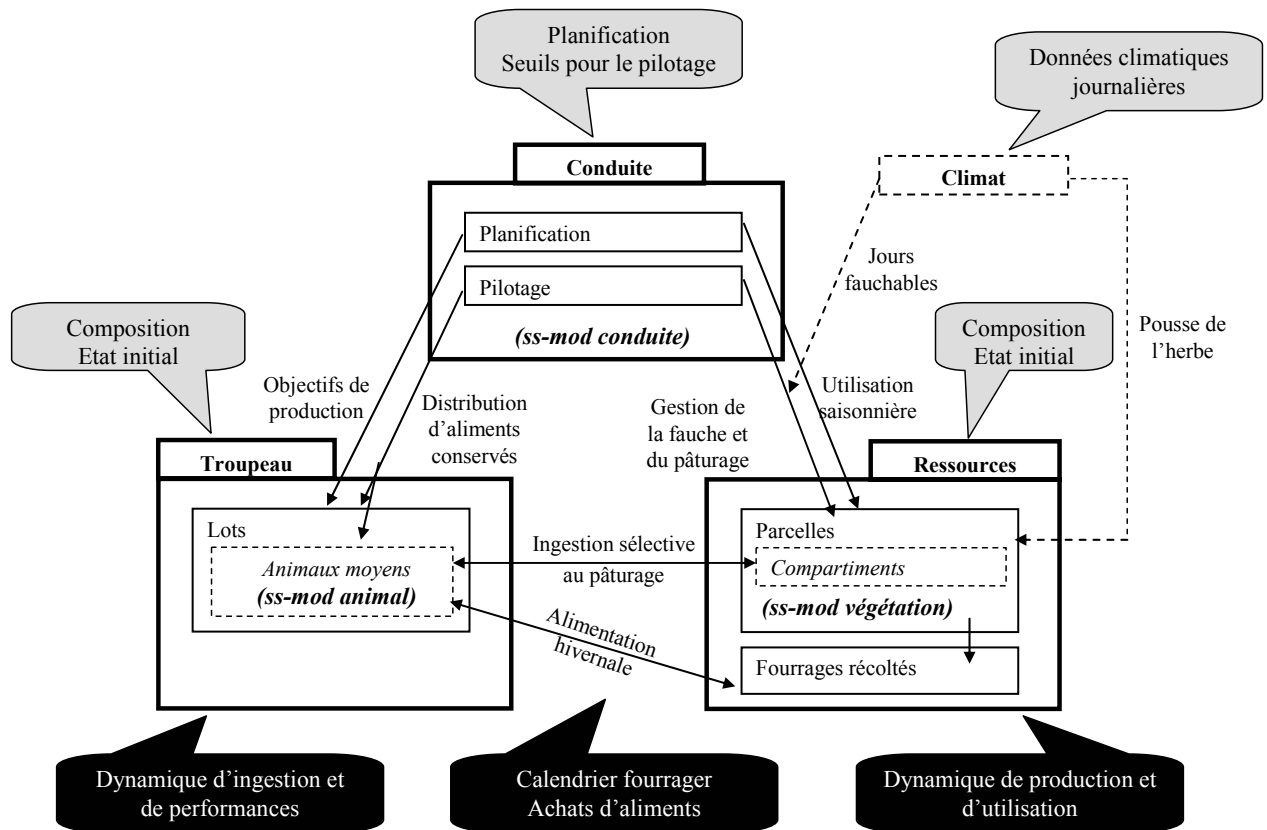
Le contenu du modèle et sa validation ont été discutés dans les chapitres précédents. Après une synthèse des principaux acquis et résultats de la thèse, je discuterai dans ce chapitre les apports du modèle pour répondre aux questions de recherche rappelées ci-dessus, en approfondissant l'analyse des résultats des simulations présentées au chapitre 4. Ensuite, je reviendrai sur les choix stratégiques du travail de thèse : approche biotechnique et modélisation. Enfin, je proposerai des perspectives ouvertes par mon travail.

## 1. Synthèse des résultats

### *Un modèle qui simule le fonctionnement biotechnique des élevages herbagers*

A partir de la structure de l'exploitation (composition du troupeau et des ressources), de sa conduite (planification et pilotage) et de données climatiques, SEBIEN simule la dynamique journalière d'ingestion et de performances animales, de production et d'utilisation des prairies, ainsi que le calendrier fourrager et les achats de foin et de concentré (figure 1). Ces sorties ont été traduites en indicateurs synthétiques de production animale et d'utilisation des prairies. L'indicateur « viande autonome » (kg de viande vendus + équivalent économique du bilan fourrager – équivalent économique du concentré acheté) m'a permis d'évaluer conjointement la production de viande et l'autonomie alimentaire de l'exploitation à l'échelle de l'année. Pour gommer l'effet direct du chargement, j'ai rapporté la viande autonome aux UGB de l'exploitation. L'indicateur « note de biodiversité » (fonction de la fertilité des





**Figure 1** : Le modèle de simulation SEBIEN : représentation choisie pour les trois principales entités du système d'élevage (troupeau, ressources herbagères, conduite) et leurs interactions. L'échelle d'application des sous-modèles correspondants (ss-mod) est précisée, ainsi que les entrées (bulles grises) et sorties (bulles noires) de SEBIEN.

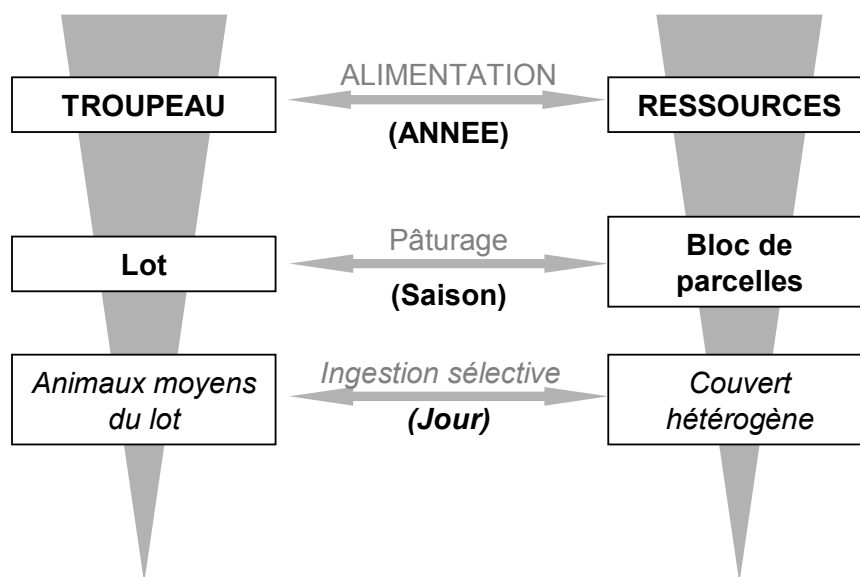
parcelles, et de leurs taux d'utilisation de la production herbagère et des épis) m'a permis d'évaluer l'utilisation durable des prairies sur la période simulée.

SEBIEN est basé sur le couplage de modèles biologiques de l'animal et de la végétation adaptés d'après des modèles existants. Ces sous-modèles interagissent à trois échelles de temps (figure 2) sous l'influence de la conduite, divisée en une composante stratégique (planification) et une composante tactique (pilotage):

- i) à l'échelle de l'année, les objectifs de production animale et l'utilisation des parcelles sont planifiés. La planification oriente ainsi la part des fourrages pâturés, des fourrages conservés et du concentré dans l'alimentation du troupeau, et symétriquement la part de la fauche et du pâturage dans l'utilisation des parcelles, et leur précocité d'utilisation.
- ii) à l'échelle de la saison, des blocs de parcelles sont planifiés pour chaque lot d'animaux. L'utilisation planifiée des parcelles est modulée par le pilotage pour assurer l'alimentation du troupeau à l'herbe les mauvaises années, et valoriser l'herbe excédentaire par la fauche les meilleures années.
- iii) à l'échelle de la journée, le pilotage module les rotations au pâturage en fonction de l'état du couvert sur les parcelles, l'alimentation à base d'aliments conservés en hiver, la complémentation en fonction des performances animales et les dates de fauche en fonction des conditions climatiques et de l'état du couvert sur les parcelles.

Les sous-modèles biologiques ont été validés sur données expérimentales, seuls puis couplés en situation de pâturage. Le tableau 1 récapitule la précision des modèles biologiques: elle est satisfaisante pour la digestibilité du couvert, l'ingestion et la plupart des performances animales ( $\leq 10\%$  d'erreur), mais faible pour la biomasse végétale (15-37 % d'erreur) et pour la production laitière en milieu et fin de lactation (23% d'erreur).

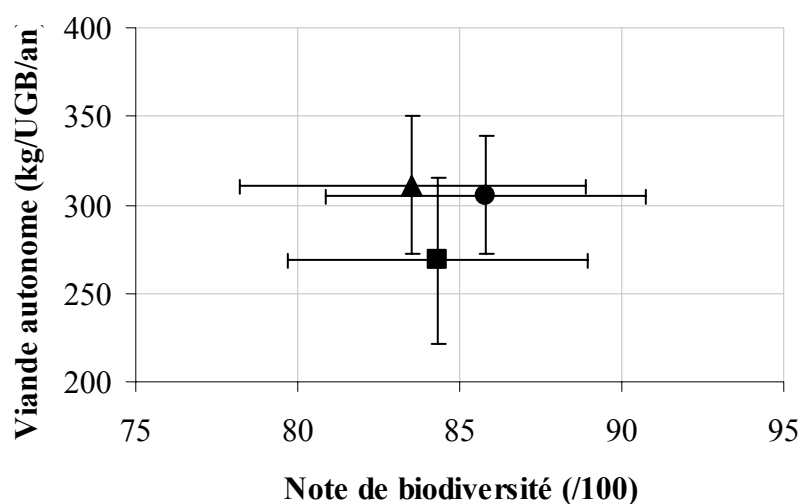
Pour évaluer la pertinence de SEBIEN, le modèle complet a été soumis à des experts de la recherche et du développement. Lors de deux réunions, les experts ont évalué les représentations simplifiées choisies pour l'exploitation d'élevage et sa conduite, ainsi que les prévisions de SEBIEN pour une exploitation simulée proche du cas-type BV10 (naiseur strict, vaches allaitantes Salers conduites en croisement) de l'Institut de l'Élevage (2002). Les conclusions de la première réunion ont servi à ajuster la structure du modèle et son calibrage ; les conclusions de la deuxième réunion ont aidé à cerner son domaine de validité.



**Figure 2** : Interactions animal – plante modélisées dans SEBIEN, à différentes échelles.

**Tableau 1** : Précision des modèles biologiques, mesurée par le « Root Mean-Squared Deviation » (RMSD : racine de la moyenne des carrés des écarts entre prévisions et observations).

Variable	Conditions expérimentales	Nombre d'observations	RMSD (valeur)	RMSD (%)
Biomasse végétale (MS)	Accumulation d'herbe	8	0.5 t/ha	15
	Fauches fréquentes	12	0.5 t/ha	30
	Pâturage continu	7	0.8 t/ha	37
	Pâturage en rotation	26	0.4 t/ha	18
Digestibilité de l'herbe	Accumulation d'herbe	8	0.02	3
	Pâturage continu	7	0.04	6
	Pâturage en rotation	26	0.06	9
Digestibilité de l'ingéré	Au pâturage	10	0.04	5
Quantité ingérée (MS)	Au pâturage	10	1.5 kg	10
Poids de la vache	A l'auge	12	11 kg	2
	Au pâturage (continu et rotation)	20	12 kg	2
Production laitière	A l'auge (0-3 mois)	14	0.6 kg	7
	Au pâturage (4-9 mois) (continu et rotation)	16	1.5 kg	23
Note d'état	A l'auge	6	0.2	9
	Au pâturage (continu et rotation)	14	0.2	11
Poids du veau	Au pâturage (continu et rotation)	16	8 kg	3



**Figure 3** : Equilibres entre production animale mesurée par l'indicateur « viande autonome » (moyenne et écart-type entre années) et utilisation durable des prairies mesurée par l'indicateur « note de biodiversité » (moyenne et écart-type entre parcelles).

(■) : Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate)

(●) : Exploitation DM (diversified grasslands – medium stocking rate)

(▲) : Exploitation RH (rich grasslands – high stocking rate).

Le domaine de validité de SEBIEN correspond aux exploitations allaitantes herbagères de moyenne montagne, avec vêlages d'hiver. Les hypothèses simplificatrices des sous-modèles biologiques ne permettent pas de simuler une sur- ou sous-alimentation très importante des animaux, des années climatiques extrêmes, ou des exploitations où la conduite serait très déséquilibrée par rapport à la structure (parcellaire, composition du troupeau).

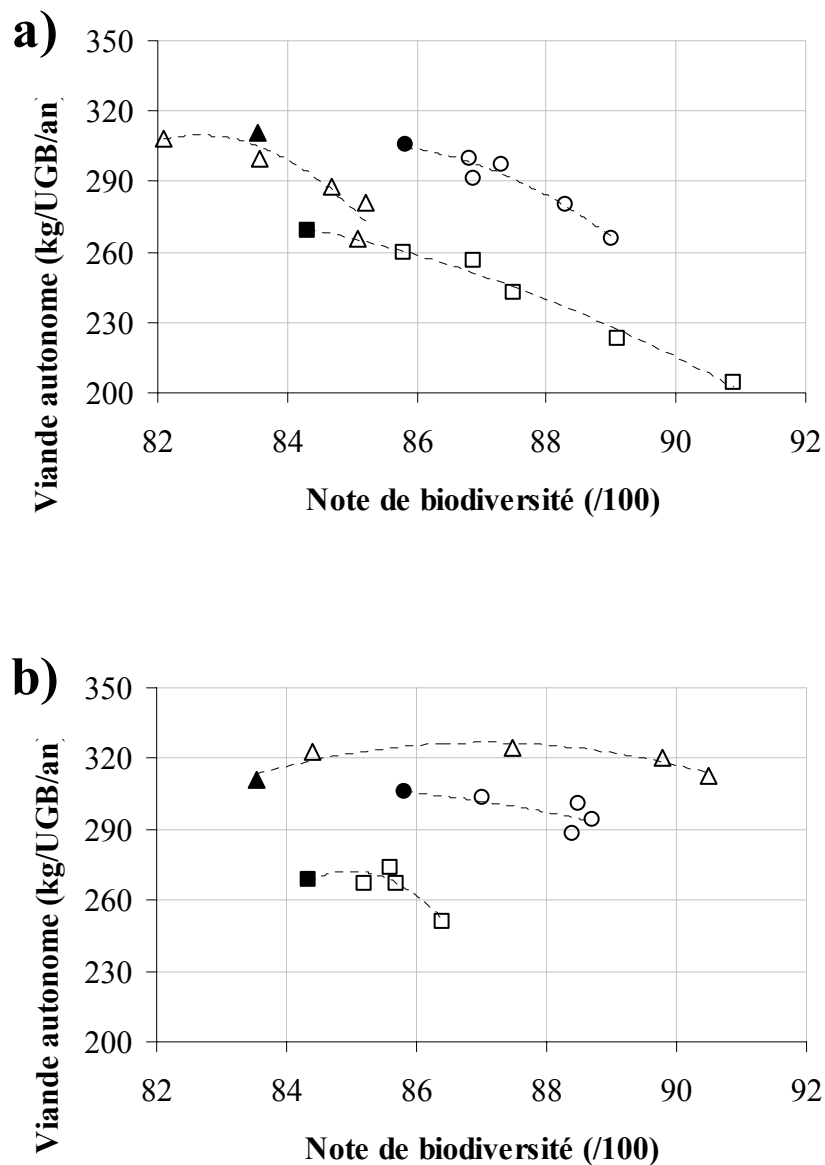
*Prévisions du modèle pour des élevages bovins allaitants herbagers de moyenne montagne*

SEBIEN a été utilisé dans un premier temps pour analyser les performances de production animale et d'utilisation durable des prairies dans trois exploitations contrastées par leurs objectifs de production animale, leur chargement et leurs types de prairies (chargement et types de prairie étant à priori équilibrés): i) PL (Poor grasslands – Low stocking rate) exploitant des prairies moyennes à pauvres avec un chargement faible (0.8 UGB/ha), des objectifs de production faibles et des vêlages de fin d'hiver, ii) RH (Rich grasslands – High stocking rate) exploitant des prairies riches à moyennes avec un chargement élevé (1.4 UGB/ha), des objectifs de production élevés et des vêlages de début d'hiver, et iii) DM (Diversified grasslands – Medium stocking rate) exploitant des prairies riches à pauvres avec un chargement moyen (1.1 UGB/ha) et une conduite intermédiaire.

Une production de viande autonome élevée et une forte note de biodiversité ont été conciliées par l'exploitation DM (figure 3). L'exploitation RH a produit à peine plus, mais avec une note de biodiversité inférieure. L'exploitation PL a produit nettement moins que DM et RH, avec une note de biodiversité intermédiaire. La variabilité de la production entre années, qui renseigne sur la sensibilité aux aléas climatiques (fort écart-type = forte sensibilité), a été faible pour DM, et forte pour PL. La variabilité des notes de biodiversité entre parcelles, qui renseigne sur le contraste entre parcelles, a été semblable pour les trois exploitations.

Dans un deuxième temps, les trois exploitations simulées ont servi de base pour étudier l'impact de conduite supposées favorables à la biodiversité, à travers les variations des indicateurs synthétiques « viande autonome » et « note de biodiversité ». J'ai testé, toutes choses égales par ailleurs, l'impact de l'utilisation tardive des fauches en imposant de faucher après le stade floraison sur une proportion croissante de parcelles, et l'impact de seuils croissants de hauteur pour le changement de parcelle en pâturage tournant.

L'utilisation tardive des fauches a été dans l'ensemble favorable à la note de biodiversité et défavorable à la production animale (figure 4). PL y a été particulièrement sensible, avec un



**Figure 4** : Equilibres entre production animale (mesurée par l'indicateur « viande autonome ») et utilisation durable des prairies (mesurée par l'indicateur « note de biodiversité ») en appliquant des niveaux croissants de règles de conduite supposées favorables à la biodiversité. Les symboles pleins indiquent la situation de départ.

(a) application de 0 à 100% d'utilisation tardive des fauches (0% au départ)

(b) application d'une de hauteur de sortie de 5 à 12 cm en pâturage tournant (5 cm au départ).

(■) : Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate)

(●) : Exploitation DM (diversified grasslands – medium stocking rate)

(▲) : Exploitation RH (rich grasslands – high stocking rate).

fort gain de biodiversité et une perte de production considérable pour 100% d'utilisation tardive. La perte de viande autonome n'a pas été significative (seuil  $p=0.05$ ) pour les trois exploitations simulées jusqu'à 40% d'utilisation tardive. La hauteur de sortie de parcelle en pâturage tournant a eu un impact très faible sur la production de viande autonome, mais un impact favorable sur la note de biodiversité. RH a été particulièrement sensible, avec un gain de biodiversité élevé pour une hauteur de 10-12 cm et un léger gain de production pour des hauteurs de 6-8 cm. Les performances de DM ont été peu modifiées par les conduites testées.

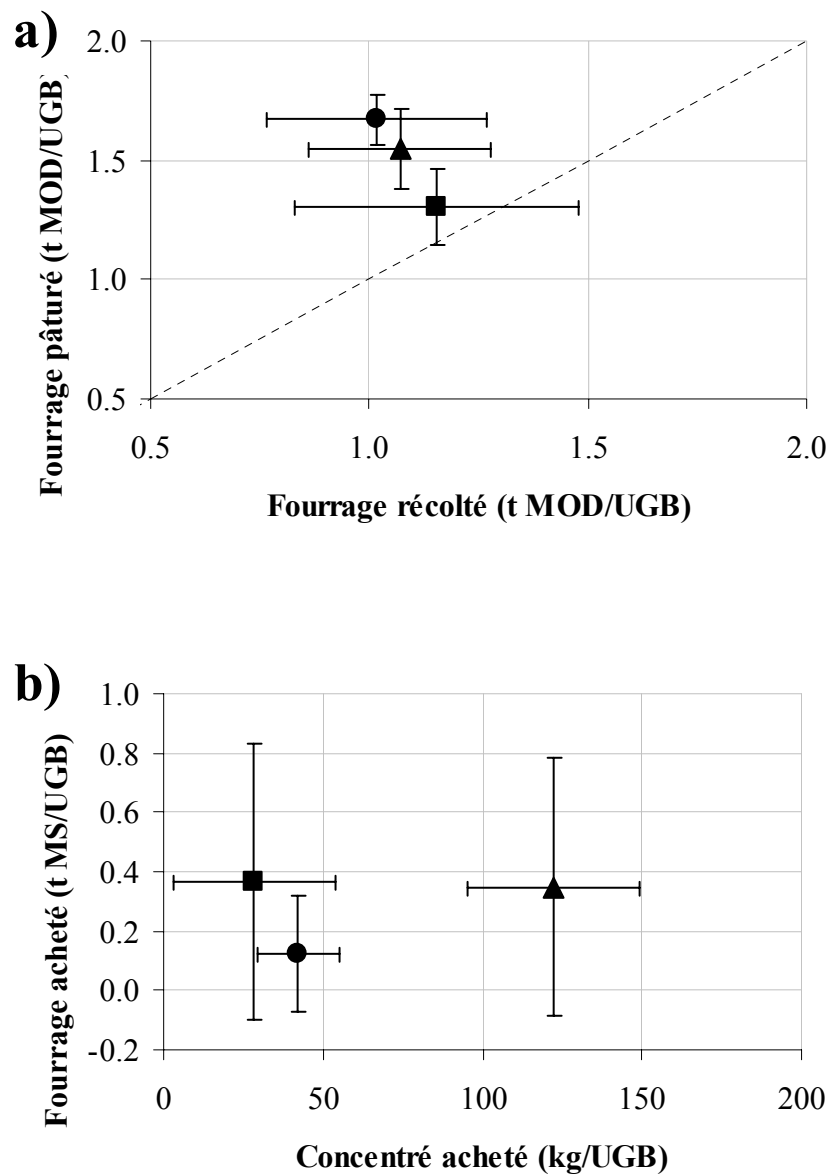
## **2. Apports de SEBIEN pour analyser les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies**

Dans cette partie, j'analyserai les apports de SEBIEN en m'appuyant sur les variables explicatives des indicateurs synthétiques « viande autonome » et « note de biodiversité » et leur variabilité, respectivement entre années et entre parcelles.

### *Les variables clé de la production animale et de l'utilisation durable des prairies*

Les écarts de production de viande autonome entre exploitations simulées sont expliqués par le chargement, l'importance des fourrages pâturés et la quantité de fourrages récoltés. Le chargement détermine le nombre d'animaux sur l'exploitation, donc le nombre d'animaux vendus, élément majeur de la production animale. Cependant, la production de viande autonome a été semblable pour DM et RH (figure 3), malgré un chargement supérieur de 0.3 UGB/ha et des veaux 25 kg plus lourds pour RH. La performance de DM s'explique par une bonne autonomie alimentaire, obtenue grâce à une proportion importante de fourrages pâturés dans l'alimentation des animaux, et des achats d'aliments faibles (figure 5). Par rapport aux autres exploitations simulées, DM présente une saison de pâturage plus longue (176 jours contre 171 pour RH et 163 pour PL), avec de rares distributions de foin au pâturage (4 jours en moyenne pour le lot de vaches, contre 13 jours pour RH et 23 jours pour PL). L'ingestion au pâturage est importante : en moyenne 12.0 kg MS/jour pour les vaches, contre 11.6 kg pour PL et 11.5 kg pour RH. La meilleure autonomie fourragère de DM pourrait être liée à la diversité des types de prairie présents sur l'exploitation. En effet, Andrieu (2004) a étudié par modélisation l'impact de la diversité du territoire sur la production de systèmes d'élevage laitiers herbagers et montré que l'autonomie fourragère était accrue lorsque le système exploitait un territoire hétérogène avec une conduite tenant compte de cette diversité.





**Figure 5** : Utilisation des aliments expliquant l'indicateur « viande autonome » (moyenne et écart-type entre années simulées).

(a) : part des fourrages pâturés et récoltés dans l'alimentation

(b) : achats de fourrages et d'aliment concentré

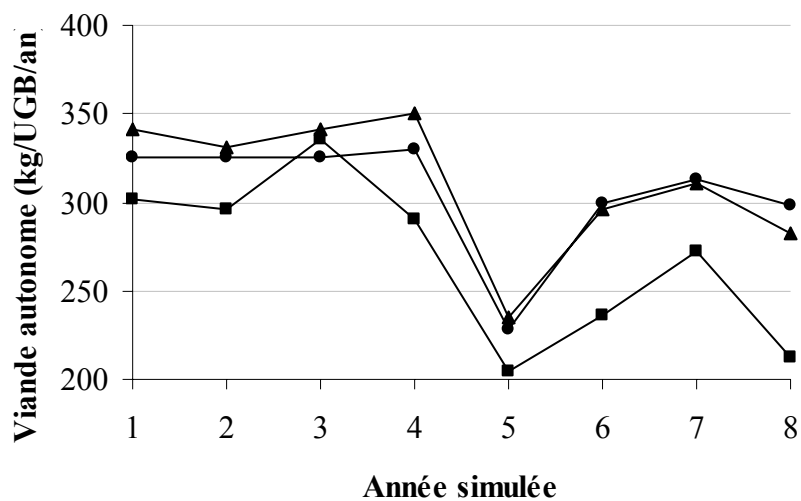
(■) : Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate)

(●) : Exploitation DM (diversified grasslands – medium stocking rate)

(▲) : Exploitation RH (rich grasslands – high stocking rate).

La variabilité de la production de viande autonome entre années dépend principalement de la quantité de fourrages récoltés. Pour les trois exploitations simulées, la quantité de fourrage pâturé a peu varié (écart-type = 6 à 12%) en comparaison de la quantité de fourrages récoltés (écart-type = 18 à 28%) (figure 5a). En effet, dans SEBIEN la conduite tactique (pilotage) vise à assurer en premier lieu le pâturage, si besoin aux dépens de la fauche (voir partie 1). La surface fauchée varie ainsi fortement entre années, et d'autant plus que les parcelles, unités élémentaires de conduite, sont grandes : l'écart-type entre années pour la surface totale fauchée a été de 24% pour PL et 21% pour RH. La variabilité des fourrages pâturés et des fourrages achetés a été particulièrement faible pour DM (figure 5b), car les distributions de fourrage conservé au pâturage étaient quasiment absentes. La régularité de la production de DM pourrait être favorisée par la diversité des types de prairie présents sur l'exploitation. En effet, Schlapfer et al. (2002) ont étudié avec un modèle bio-économique l'impact de la diversité des communautés végétales sur la production de foin et ont montré qu'une diversité élevée diminuait l'aléa de production entre années, sécurisant ainsi le système. Pour aborder plus directement la notion de risque il faudrait aller plus loin : étudier l'évolution de la production animale au cours des années simulées, recenser le nombre d'années où la production est inférieure à un seuil, ou encore évaluer la capacité des exploitations à se remettre d'une mauvaise année climatique. Dans les simulations étudiées, par exemple, la production de viande autonome de l'exploitation PL est remontée plus lentement que celle de DM et RH suite à une mauvaise année (figure 6).

Les écarts de note de biodiversité entre exploitations simulées sont expliqués par les types de prairie présents et le taux d'utilisation de la production des pâtures. Dans notre indicateur « note de biodiversité », le type de prairie, à travers la fertilité du milieu correspondant, détermine la note de biodiversité « permise par le milieu », à laquelle s'ajoute une note « de conduite », fonction des taux d'utilisation de la production herbacée et des épis. Cependant, l'exploitation RH qui détient la plus forte note de biodiversité « permise par le milieu » (figure 7a) présente au final la plus faible note de biodiversité (figure 3). Cette inversion est expliquée par une note de conduite particulièrement faible pour les pâtures, due à un taux d'utilisation de la production particulièrement élevé (13% au-dessus de l'optimum, contre 3% pour PL et 6% pour DM), et un taux d'utilisation des épis supérieur aux autres exploitations

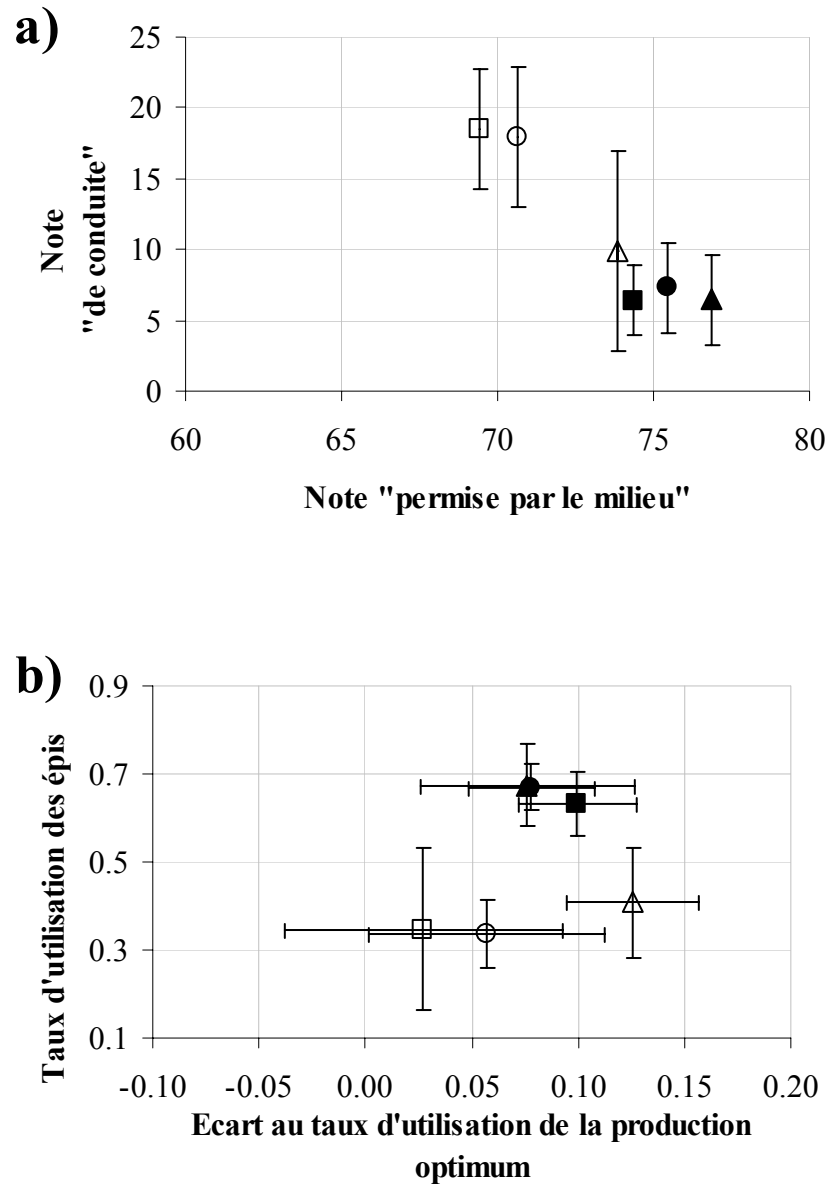


**Figure 6 :** Variations de la production animale, mesurée par l'indicateur « kg de viande autonome », durant les 8 années simulées.

(■) : Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate)

(●) : Exploitation DM (diversified grasslands – medium stocking rate)

(▲) : Exploitation RH (rich grasslands – high stocking rate).



**Figure 7** : Variables expliquant l'indicateur « note de biodiversité » (moyenne et écart-type entre parcelles). Symboles pleins: fauches, symboles vides: pâtures.

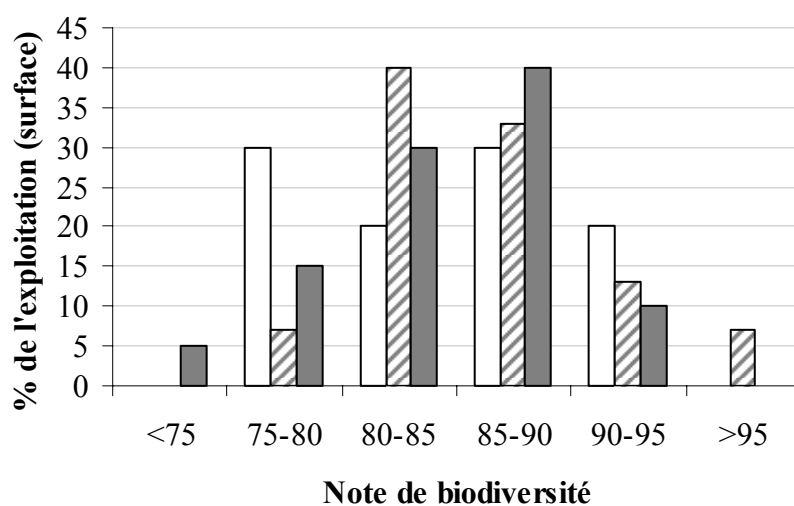
(a) note de biodiversité « permise par le milieu » (fonction de la fertilité) et note de biodiversité « de conduite » (fonction des taux d'utilisation de la production et des épis). L'écart-type entre parcelles n'est pas donné pour la note « permise par le milieu », car il dépend du nombre de types de végétation, au nombre de 1 par mode d'utilisation pour PL et RH et 2 par mode d'utilisation pour DM.

(b) écart au taux d'utilisation optimum de la production et taux d'utilisation des épis.

(■) : Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate)

(●) : Exploitation DM (diversified grasslands – medium stocking rate)

(▲) : Exploitation RH (rich grasslands – high stocking rate).



**Figure 8** : Profil d'utilisation durable des prairies mesurée par l'indicateur « note de biodiversité ».

Barres blanches : Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate)

Barres hachurées : Exploitation DM (diversified grasslands – medium stocking rate)

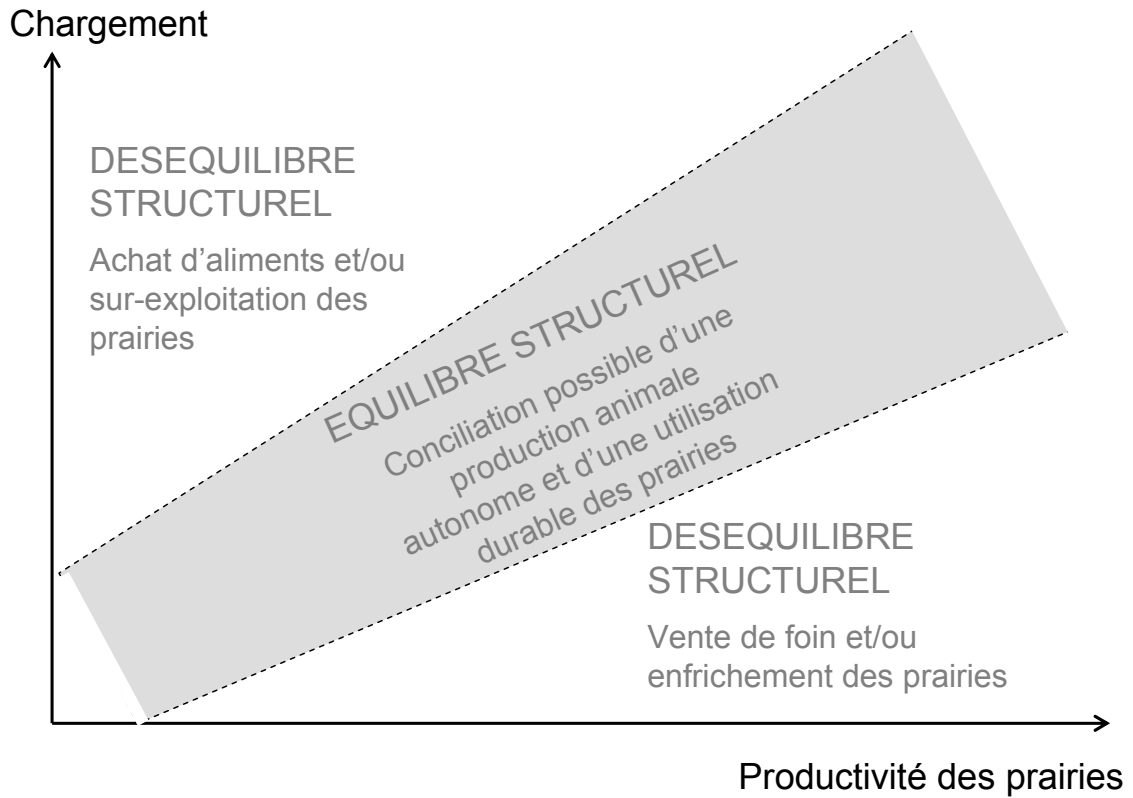
Barres grises : Exploitation RH (rich grasslands – high stocking rate).

(42%, contre 35% pour PL et 33% pour DM) (figure 7b). L'écart de note de biodiversité entre PL et DM est expliqué par une note « permise par le milieu » légèrement supérieure et un taux d'utilisation de la production herbacée des fauches plus proche de l'optimum pour DM. Tout comme la production animale, l'utilisation durable des prairies pourrait être favorisée par la diversité des types de prairies. La diversité du territoire est en effet mise en avant dans la bibliographie pour son rôle dans la préservation de la biodiversité : Benton et al. (2003) ont mis en relation dans une synthèse bibliographique la perte d'hétérogénéité à des échelles spatiales et temporelles multiples avec la perte de biodiversité, et Hoffmann et Greef (2003) ont construit un indicateur de biodiversité basé sur la diversité du territoire.

La variabilité de la note de biodiversité entre parcelles est expliquée par les écarts de note entre fauches et pâtures, par la diversité des types de prairie pâturés et par la variabilité des taux d'utilisation des pâtures. Pour les trois exploitations simulées, l'écart-type de notes de biodiversité entre parcelles a été proche de 6%. Cette variabilité est expliquée par des notes plus élevées pour les pâtures que pour les fauches (+7% pour les pâtures de DM et PL), et par une variabilité importante des notes entre pâtures (figure 7a). La variabilité de notes « permises par le milieu » entre pâtures pour PL et DM est expliquée par la présence de plusieurs types de prairie de fertilité différente. La variabilité des notes « de conduite » entre pâtures est expliquée conjointement par une diversité de taux d'utilisation de la production herbagère et des épis (figure 7b). Pour les pâtures de RH, la dissociation des taux d'utilisation de la production et des épis (utilisation précoce mais globalement modérée, ou au contraire tardive mais intensive) explique l'écart-type important des notes « de conduite » malgré la variabilité assez faible des taux d'utilisation. Pour aller plus loin dans l'interprétation des résultats, il faudrait tenir compte de la répartition des notes de biodiversité au sein des exploitations. La figure 8 met en évidence un plus large éventail de notes pour DM et RH, et une plus grande équitabilité pour PL.

#### *Part relative de la structure et de la conduite dans ces équilibres*

La structure de l'exploitation joue un rôle prépondérant, à travers l'équilibre entre chargement animal et productivité des prairies. On retrouve à l'échelle de l'exploitation une relation semblable à celle formalisée par Loiseau (1991) d'après les travaux de Daget et Poissonnet, puis par Balent et al. (1999) à l'échelle de la parcelle : le rapport entre le chargement et la productivité des prairies permet de définir un domaine où il est possible de concilier une production animale autonome et une utilisation durable des prairies (figure 9).

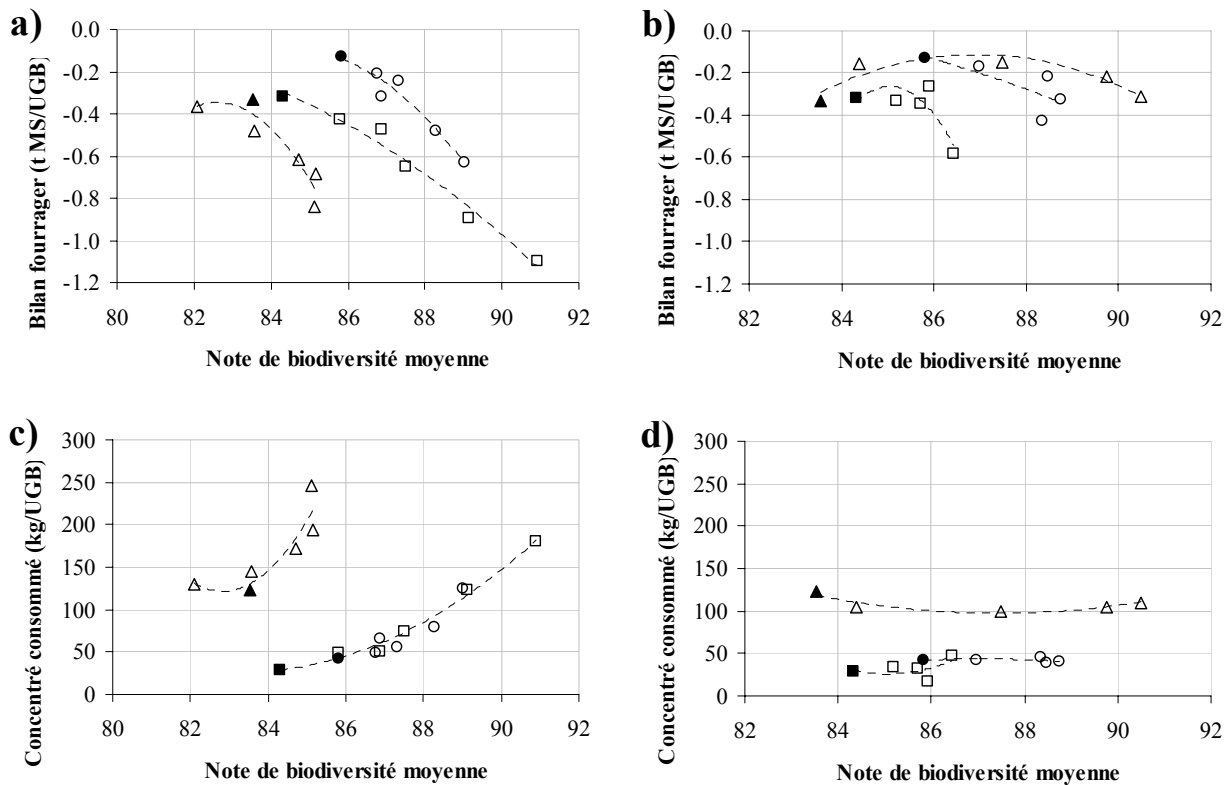


**Figure 9** : Relation théorique entre le chargement et la productivité des prairies. La zone grisée représente un domaine d'équilibre, où il est possible de concilier une production animale autonome et une utilisation durable des prairies. Au sein de ce domaine, l'équilibre réalisé dépend de la conduite appliquée.

En effet, l'analyse de sensibilité à l'échelle de l'exploitation a mis en évidence l'importance des types de prairie et du chargement associé pour la production animale, mais aussi l'utilisation durable des prairies. Partant d'une situation équilibrée (autonomie alimentaire, utilisation des prairies favorable à la biodiversité), une diminution de la fertilité, en baissant à 0.63 l'indice de nutrition azotée initialement de 0.69, a fait chuter la production de viande autonome de 25% et diminué la note de biodiversité « permise par le milieu » de 5% et la note « de conduite » de 56% suite à une augmentation des taux d'utilisation de la production herbacée et des épis. Une diminution du chargement de 0.2 UGB/ha a réduit la production de viande autonome de 10% et augmenté la note de « conduite » de 12% suite à une baisse des taux d'utilisation de la production herbacée. En pratique, dans la mesure où le pâturage est prioritaire sur la fauche dans SEBIEN, le rapport entre le chargement et la productivité des prairies détermine la part des ressources herbagères consacrées au pâturage : si le chargement est trop élevé, les surfaces fauchées sont insuffisantes pour nourrir le troupeau l'hiver, et si le chargement est trop faible, du foin est vendu ou des prairies sont sous-exploitées.

La conduite module les équilibres en agissant sur les interactions dynamiques entre le troupeau et les prairies. L'analyse de sensibilité à l'échelle de l'exploitation a montré que les objectifs de production animale planifiés (date de vêlage, poids de vente des veaux) ont un impact très limité sur les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies : une variation de  $\pm 50$  kg de poids de vente des veaux a modifié la production de viande autonome de seulement 3% ; les notes de biodiversité sont restées inchangées. Par contre, les règles de conduite du pâturage et de la fauche testées ont eu un impact significatif sur ces deux variables (figure 4, voir partie 1). L'utilisation tardive des fauches a diminué la production de viande autonome jusqu'à -24% et a augmenté la note « de conduite » jusqu'à 66% (exploitation PL, 100% d'utilisation tardive), ce qui est comparable à l'effet d'une modification importante de la structure de l'exploitation. L'effet négatif sur la viande autonome est expliqué par une forte consommation d'aliments achetée : moins de foin est récolté car moins de surface est fauchée en première et en deuxième coupe, car des parcelles de fauches sont nécessaires dès fin juillet pour assurer le pâturage ; par ailleurs, plus de concentré est acheté pour compenser la moindre qualité du foin tardif de première coupe. La hauteur de sortie de parcelle en pâturage tournant a eu des effets limités sur la production de viande autonome, mais a augmenté la note de biodiversité jusqu'à +10% (exploitation RH, sortie à 12 cm). L'effet positif sur la biodiversité est expliqué par la relation négative entre la hauteur de sortie en pâturage tournant et les taux d'utilisation des prairies (production et épis).





**Figure 10** : Relations entre l'indicateur « note de biodiversité » et l'autonomie alimentaire des exploitations herbagères simulées, mesuré par le bilan fourrager (a, b) et la consommation d'aliment concentré (c, d). Les symboles pleins représentent la situation de départ.

(a, c) application de 0 à 100% d'utilisation tardive des fauches (0% au départ)

(b, d) application d'une hauteur de sortie de 5 à 12 cm en pâturage tournant (5 cm au départ).

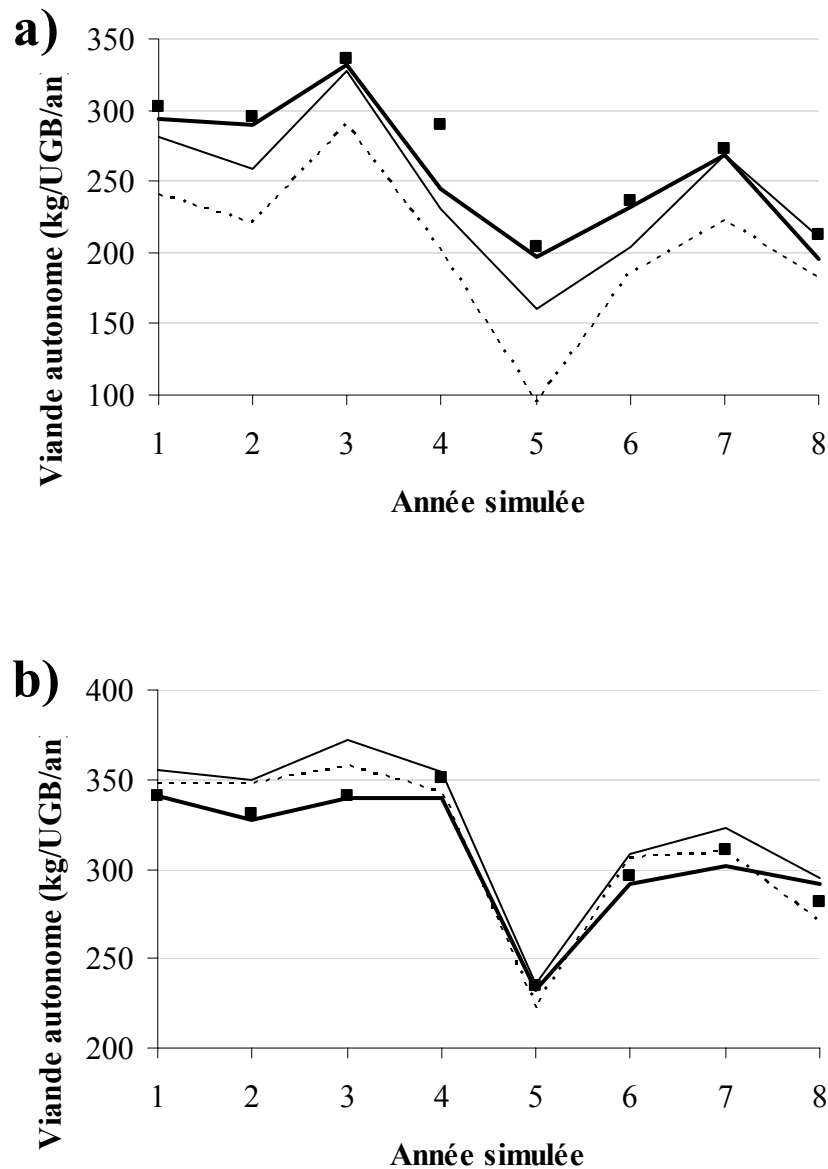
(■) : Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate)

(●) : Exploitation DM (diversified grasslands – medium stocking rate)

(▲) : Exploitation RH (rich grasslands – high stocking rate).

En adaptant la conduite du système fourrager, il a été possible de maintenir la production animale tout en améliorant l'utilisation durable des prairies dans les exploitations simulées. La figure 4 suggère une relation plutôt négative entre l'application de règles de conduites favorables à la biodiversité et la production de viande autonome. Les interactions négatives entre la production animale et l'utilisation durable des prairies sont expliquées par une relation négative entre le bilan fourrager et la note de biodiversité, et une relation positive entre la note de biodiversité et la consommation de concentré lors de l'utilisation tardive des fauches (figure 10). Cependant, l'application de 40% d'utilisation tardive des fauches a permis d'augmenter de 25% la note « de conduite » de PL (+3% pour la note de biodiversité), avec une perte de production de viande autonome de seulement 5%. Les résultats des simulations pour la règle de hauteur de sortie de parcelle ne font pas apparaître de relation négative entre la note de biodiversité et l'autonomie alimentaire de l'exploitation (figure 10). L'application d'une hauteur de sortie de parcelle de 8 cm a eu un effet très limité sur la production de viande autonome (-2% pour DM à +6% pour RH), et a permis d'augmenter la note « de conduite » de +17% pour PL à +50% pour RH (effet sur la note moyenne de biodiversité : de +2% pour PL à +5% pour RH). Ces résultats sont en accord avec ceux de Duru et al. (2005) : dans le cadre d'un suivi sur le long terme de prairies pâturées au Brésil, ces auteurs ont montré que des pressions de pâturage modérées à faibles résultent conjointement en une plus forte production végétale et animale et une plus forte biodiversité mesurée par la diversité fonctionnelle herbacée.

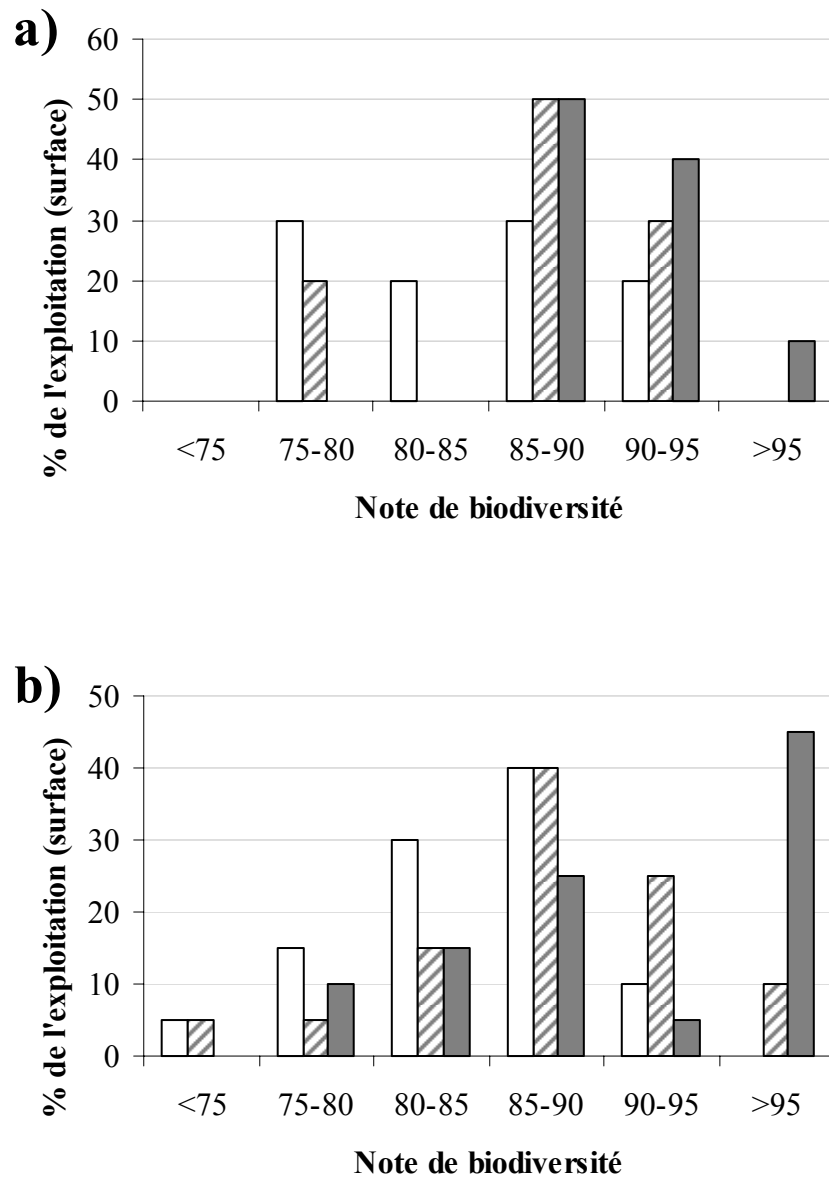
La sensibilité à des règles de conduite supposées favorables à la biodiversité diffère entre exploitations simulées. PL a été particulièrement sensible à l'utilisation tardive des fauches, RH à l'application de hauteurs de sortie élevées en pâturage tournant, et les performances de DM ont été relativement stables (figure 4). L'utilisation tardive de plus de 40% des fauches pour PL a accentué la sensibilité à une année climatique défavorable (sécheresse de printemps, figure 11). L'utilisation tardive des fauches pour PL a augmenté la note moyenne de biodiversité, mais réduit la gamme et l'équitabilité des notes de biodiversité (figure 12a) ; par contre, une large gamme de notes de biodiversité a été maintenue en augmentant la hauteur de sortie de parcelle pour RH (figure 12b). La plus grande sensibilité des exploitations PL et RH pourrait être liée à leur plus faible autonomie fourragère et leur tendance à sur-



**Figure 11** : Variation de la production animale mesurée par l'indicateur « kg de viande autonome » durant les 8 années simulées.

(a) Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate) avec différents niveaux d'utilisation tardive des fauches : 0% : symboles, 40% : trait gras, 60% : trait fin, 100% : trait pointillé.

(b) Exploitation RH (rich grasslands - high stocking rate) avec différentes hauteurs de sortie de parcelle en pâturage tournant : 5cm : symboles, 4cm : trait gras, 8cm : trait fin, 12cm : trait pointillé.



**Figure 12** : Profil d'utilisation durable des prairies mesurée par l'indicateur « note de biodiversité ».

(a) Exploitation PL (poor grasslands – low stocking rate) avec différents niveaux d'utilisation tardive des fauches : 0% : barres blanches, 40% : barres hachurées, 100% : barres grises.

(b) Exploitation RH (rich grasslands - high stocking rate) avec différentes hauteurs de sortie de parcelle en pâturage tournant : 5cm : barres noires, 8cm : barres hachurées, 12cm : barres grises.

exploiter les prairies, et inversement la résilience de l'exploitation DM pourrait être liée à son autonomie fourragère et à son utilisation durable des prairies, toutes deux favorisées par la diversité des prairies.

### **3. Etudier les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies avec un modèle biotechnique**

Dans cette partie, je discuterai l'intérêt et la portée de l'approche biotechnique choisie pour étudier la durabilité des exploitations herbagères, puis les atouts et limites de la modélisation pour aborder l'échelle de l'exploitation. Enfin, je reviendrai sur les points faibles de SEBIEN, en proposant des améliorations pour élargir le domaine de validité du modèle.

#### *Une approche biotechnique permet d'étudier certains aspects de la durabilité*

L'approche biotechnique développée durant la thèse est basée sur l'analyse des composantes biologiques du système d'élevage (animaux, prairies) et de leurs interactions dans un contexte de production où ces composantes sont structurées en lots et parcelles, et leurs interactions sont organisées par la conduite. Cette approche m'a permis d'aborder deux des quatre piliers de la durabilité des exploitations agricoles (viabilité, reproductibilité, vivabilité, transmissibilité : Landais, 1999): la viabilité, à travers la production de viande et l'autonomie fourragère, et la reproductibilité, à travers les taux d'utilisation des prairies traduits en un indicateur « note de biodiversité ».

Le choix de décrire la dynamique des composantes biologiques du système d'élevage se justifie pleinement pour aborder des problématiques environnementales telles que la biodiversité, qui sont définies de manière floue : on ne saurait aujourd'hui ni donner une unique définition opérationnelle de la biodiversité, ni définir des objectifs précis autour de la préservation de cette biodiversité (Duelli et Obrist, 2003). Dans ce contexte, des indicateurs basés sur des pratiques ou appliqués uniquement à l'échelle de l'exploitation auraient été insuffisants pour accroître les connaissances sur les équilibres entre production animale et biodiversité (Büchs, 2003). En proposant une définition multi-échelle de la biodiversité (diversité floristique à l'échelle des parcelles et contraste entre parcelles à l'échelle de l'exploitation) et en reliant cette biodiversité à des variables biotechniques (fertilité des parcelles, taux d'utilisation des prairies), j'ai pu associer des résultats de production animale et végétale à des niveaux de diversité floristique, fournissant ainsi des informations utiles pour

caractériser la biodiversité et fixer des objectifs. Cependant, l'indicateur « note de biodiversité » est à interpréter avec précaution, car il est basé sur des relations très théoriques.

Les composantes humaine (main d'œuvre, culture, famille, société) et économique (marché, aides publiques), non prises en compte, peuvent modifier le fonctionnement de l'exploitation et par conséquent sa viabilité et sa reproductibilité. Par exemple, la disponibilité en main d'œuvre peut être déterminante pour le choix de la date de fauche ; le prix de vente des veaux peut être déterminant pour le choix de leur poids objectif à la vente. L'aspect « main d'œuvre » pourrait être pris en compte indirectement en définissant en entrée de SEBIEN des objectifs de production et une conduite en fonction de la disponibilité saisonnière en main d'œuvre. Par exemple, pour réduire les pointes de travail estivales liées aux récoltes, on pourrait étaler ces dernières en imposant des stades ou des biomasses seuils pour la fauche différents entre parcelles. Le calendrier fourrager prévu par SEBIEN pourrait être traduit en profils saisonniers de travail, comme dans le modèle de Matthews et al. (2006). Malheureusement, les pointes de travail hivernal dues aux vêlages ne pourraient être étudiées avec SEBIEN, car une date de vêlage unique est imposée. Les aspects économiques interviennent en aval de SEBIEN, dans l'indicateur « viande autonome », qui intègre l'état des marchés à travers les coefficients d'équivalence économique entre les kg de viande et les fourrages ou l'aliment concentré. L'étude de la sensibilité des résultats à ces paramètres permettrait d'aborder simplement les aléas économiques liés aux marchés, mais laisserait de côté les soutiens publics à l'agriculture, qui représentent une part déterminante du revenu des éleveurs.

*Un modèle à l'échelle de l'exploitation permet d'explorer une large gamme de situations*

Le recours à un modèle biotechnique de l'exploitation permet de tester des hypothèses (par exemple : « l'utilisation tardive des fauches nuit à la production ») et d'identifier des points clé dans le fonctionnement de l'exploitation (par exemple : « les performances de PL sont limitées par ses prairies pauvres ») (Bywater et Cacho, 1994). Les niveaux d'intégration multiples de SEBIEN ont permis d'expliquer des résultats à l'échelle du système d'élevage par les mécanismes des interactions troupeau-ressources à des échelles inférieures. La modélisation a également permis d'étudier les résultats moyens et leur variabilité pour une large gamme de règles de conduite ; ceci aurait été long ou difficile à réaliser par expérimentation ou par enquête. Cependant, un modèle reste une représentation simplifiée de la réalité, et par conséquent ses prévisions ne sont pas directement transposables au terrain.

Déterminer le niveau de détail des modèles biologiques et la précision nécessaire a été un élément clé de la construction de SEBIEN. Un modèle trop simple n'aurait pas permis de comprendre les phénomènes biologiques en jeu ; un modèle trop détaillé aurait risqué de multiplier les erreurs, ou de rendre difficile l'interprétation des résultats.

Dans SEBIEN, l'ingestion des animaux au pâturage et l'évolution des couverts végétaux sont relativement détaillées, car j'ai supposé qu'elles jouaient un rôle majeur dans les interactions entre production animale et utilisation durable des prairies. L'interface herbe-animal est assurée avec un modèle d'ingestion au pâturage applicable dans une large gamme de situations, grâce à la prise en compte de l'ingestion sélective et à la modulation de l'ingestion en fonction de la biomasse par hectare. Représenter l'ingestion sélective a permis de simuler le maintien des performances animales dans des conditions de pâturage « extensives » où les animaux sont confrontés à un mélange d'éléments de bonne et mauvaise valeur nutritive. D'autres auteurs ont modélisé l'ingestion sélective, entre les feuilles vertes, les épis et le matériel mort (Finlayson et al., 1995 ; Baumont et al., 2002), entre des catégories de digestibilité représentant différentes strates du couvert (Baumont et al., 2004 ; Brereton et al., 2005), entre espèces ligneuses et herbacées (Armstrong et al., 1997) ou entre différents organes et espèces (Freer et al., 1997). Rappporter l'ingestion d'herbe au pâturage à la biomasse par hectare a permis de simuler des situations de pâturage en rotation ou continu, sur plusieurs type de prairie. Dans les modèles précédents, l'ingestion journalière était plutôt exprimée en fonction de la quantité d'herbe offerte par vache et par jour en pâturage tournant, ou de la hauteur de l'herbe en pâturage continu (Delagarde et al., 2001).

Les performances animales ont été modélisées simplement, à partir de l'énergie ingérée, en s'appuyant sur les modèles INRA (1988). Les performances de reproduction des animaux n'ont pas été modélisées, car j'ai supposé qu'elles jouaient un rôle mineur dans les interactions troupeau-ressources, ce qui a été confirmé par la faible sensibilité des sorties de SEBIEN à la date de vêlage. Les résultats de validation remettent en cause les équations utilisées pour prévoir la production laitière et la note d'état corporel des vaches (voir partie 1). Malgré cela, si on cumule les erreurs de prévision mesurées pour les performances animales (tableau 1) dans le sens le plus favorable ou le plus défavorable à la capacité d'ingestion, l'impact est de seulement  $\pm 0.5$  UE, soit  $\pm 0.5$  kg MS d'herbe pâturée, pour une vache « standard » de 700 kg produisant 7 kg de lait, dans un état de 2.5/5.

La dynamique des couverts herbacés a été modélisée en s'appuyant sur le modèle de Carrère et al. (2002). Ce modèle est adapté aux prairies permanentes, et permet donc de rendre compte de la diversité des ressources herbagères, qui est déterminante pour la production et la biodiversité de l'exploitation (voir partie 2). Le modèle de végétation est mécaniste, de manière à pouvoir traduire l'aléa climatique en aléa de production. Les résultats de validation (tableau 1) mettent en avant une précision faible, bien que comparable à celle d'autres modèles (Bonesmo et Bélanger, 2002 ; Bonesmo et al., 2005 ; Dolling et al., 2005). Si on cumule les erreurs de prévision mesurées pour la biomasse et la digestibilité (tableau 1) dans le sens le plus favorable ou le plus défavorable à l'ingestion, l'impact est considérable : +1.6 UE ou -2.0 UE, soit +1.7 ou -2.2 kg MS d'herbe pâturée pour un couvert de digestibilité moyenne 0.75 et de biomasse 2.0 t MS/ha.

Il est difficile de valider un modèle à l'échelle de l'exploitation. La validation consiste à établir si le modèle fournit une image suffisamment correcte de la réalité au vu de ses objectifs d'utilisation. Elle permet de définir le domaine de validité du modèle (Miller, 1974) et de déterminer sa probabilité d'acceptation par la communauté scientifique (Bockstaller et Girardin, 2003). C'est donc une étape cruciale dans le développement d'un modèle. Les techniques de validation sont nombreuses et complémentaires (Balci, 1998) ; la technique la plus répandue consiste à reproduire à l'aide du modèle une situation connue (dispositif expérimental, système faisant l'objet d'un suivi, ...) et à comparer les prévisions du modèle avec les observations de terrain. J'ai pu appliquer une validation de ce type aux sous-modèles biologiques de l'animal et de la végétation, mais pas au modèle SEBIEN dans son ensemble, car je n'ai pas trouvé de jeu de données suffisamment précis et complet à l'échelle de l'exploitation. Un tel jeu de données nécessiterait un suivi rapproché d'exploitations, avec des mesures sur les couverts végétaux et sur les animaux durant plusieurs années, ou la mise en place d'expériences reproduisant le fonctionnement des systèmes herbagers. Je n'ai pas pu non plus comparer mes résultats à ceux d'autres modèles ou d'autres recherches, car peu de travaux abordent l'échelle de l'exploitation, et peu de modèles simulent l'impact environnemental positif des systèmes allaitants herbagers. Pour valider SEBIEN, j'ai donc appliqué d'autres techniques de validation : i) analyse de sensibilité, pour tester si le modèle répondait de manière réaliste à des paramètres ou variables d'entrée centraux dans l'utilisation du modèle (types de prairie, chargement, conduite, types d'animaux, modes d'alimentation), et ii) validation à dire d'expert, en soumettant les prévisions du modèle pour des exploitations proches de cas connus (cas-type de l'Institut de l'Élevage, 2002) à des chercheurs et des



acteurs du développement agricole, pour juger du réalisme des prévisions qualitatives et quantitatives du modèle.

*Perspectives pour élargir le domaine de validité de SEBIEN*

SEBIEN représente le fonctionnement de systèmes d'élevage en rythme de croisière : structure et conduite sont définies en entrée du modèle et supposées équilibrées. Si l'utilisateur définit en entrée des scénarios structure-conduite déséquilibrés, les prévisions de SEBIEN sont à interpréter comme le fonctionnement probable peu après l'introduction du déséquilibre. En effet, sur le long terme (plusieurs années à plusieurs dizaines d'années), le système tendrait à se rééquilibrer avec une évolution des types de prairie (Loiseau, 1991 ; Balent et al., 1999). Ces situations de transition pourraient être critiques pour l'adoption de changements de conduite. Comme la composition des prairies dépend de leur intensification (utilisation, fertilisation) dans le temps (Plantureux et al., 1987), modéliser la réponse des prairies à des changements de conduite nécessiterait de modéliser la fertilisation et son impact sur la fertilité du sol. Ces améliorations impliqueraient des modifications importantes de SEBIEN (complexification de la conduite avec un module « gestion des effluents », réalisation de balances azotées à l'échelle de la parcelle ou introduction d'un module « sol » mécaniste) et multiplieraient les hypothèses, notamment autour des trajectoires d'évolution de la fertilité et de la composition fonctionnelle des prairies.

SEBIEN n'est pas adapté à simuler des années extrêmes, en particulier des années défavorables. Le sous-modèle de conduite ne prévoit pas les ajustements sur le troupeau qui peuvent être pratiqués sur le terrain en cas de manque drastique d'herbe : sevrage précoce, vente d'animaux, objectifs de performance animale revus à la baisse. Ces ajustements pourraient être introduits dans SEBIEN, mais pour éviter une dérive du troupeau au fil des années de simulation il faudrait réinitialiser ce dernier chaque année, à une date clé (mise-bas, rentrée étable). Par ailleurs, le sous-modèle de végétation tend à sous-estimer la production suite à une saison ou année défavorable (par ex. 2003) : lorsque la quantité de feuilles vertes sur les parcelles chute à des valeurs proches de zéro, la croissance de l'herbe prévue est quasi nulle. Pour permettre à la végétation simulée de repousser après un épisode de sécheresse intense, on pourrait définir un minimum fictif de feuilles vertes pour le calcul de la croissance. Une solution plus mécaniste serait de remplacer le coefficient saisonnier de croissance épigée par un compartiment réserves où une part de la biomasse produite serait stockée en fin d'été et en automne, puis mobilisée en cas de besoin pour la croissance.

SEBIEN est basé sur des hypothèses d'homogénéité du troupeau et des ressources susceptibles d'exacerber les variations saisonnières de besoins animaux et d'offre fourragère à l'échelle de l'exploitation. Côté troupeau, une date unique de vêlage a été appliquée à toutes les femelles en production. Parmi les éleveurs allaitants herbagers de moyenne montagne suivis dans le cadre des réseaux d'élevage (Institut de l'Élevage – INRA), on observe soit des vêlages concentrés sur 2-3 mois, soit des vêlages étalés sur 5 mois par choix de l'éleveur ou par manque de technicité. Pour des vêlages d'hiver, ne pas tenir compte de l'étalement a pour conséquence une sous-estimation des besoins du couple mère-veau en fin d'automne (tarissement), et une sur-estimation des besoins en hiver (début de lactation), mais au total l'impact est négligeable car les besoins totaux pour la période hivernale (alimentation à base de fourrages conservés) sont inchangés. Par contre, l'étalement des vêlages prend de l'importance pour des systèmes avec vêlages de printemps ou d'automne. L'étalement pourrait alors être introduit dans SEBIEN soit en multipliant le nombre de lots de vaches et en attribuant une date de vêlage par lot, soit en multipliant les catégories de vaches au sein d'un même lot. Côté ressources, la topographie de l'exploitation n'a pas été prise en compte. En particulier, les mêmes données climatiques ont été appliquées à toutes les parcelles de l'exploitation, alors qu'en pratique les exploitations sont souvent étagées sur 200 à 300 m, avec des fauches dans la partie basse et des pâtures en altitude. Le cas extrême est celui des exploitations avec estive lointaine, qui disposent d'une surface de base à faible altitude (500-700m) et de pâtures de montagne (1300-1400m). La topographie des parcelles, et en particulier leur altitude et leur exposition, modifient leur dynamique de végétation (Roumet, 1996) : les parcelles basses ou exposées sud sont plus précoces, les parcelles en altitude plus tardives. L'étagement de l'exploitation contribue ainsi à la continuité de l'offre fourragère au cours de la saison. La topographie des parcelles pourrait être intégrée assez simplement dans SEBIEN, en modulant les données climatiques en fonction de l'altitude (température) et de l'exposition (rayonnement), comme dans le modèle d'Andrieu (2004).

#### **4. Conclusion et perspectives**

SEBIEN a permis d'étudier les performances multiples d'exploitations bovines allaitantes herbagères, en appliquant une large gamme de conduites, dans des conditions maîtrisées. Il est basé sur le couplage de modèles biologiques construits à des échelles inférieures, et leur interaction avec un modèle de conduite. Cette structuration a permis d'expliquer les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies à l'échelle de l'exploitation en

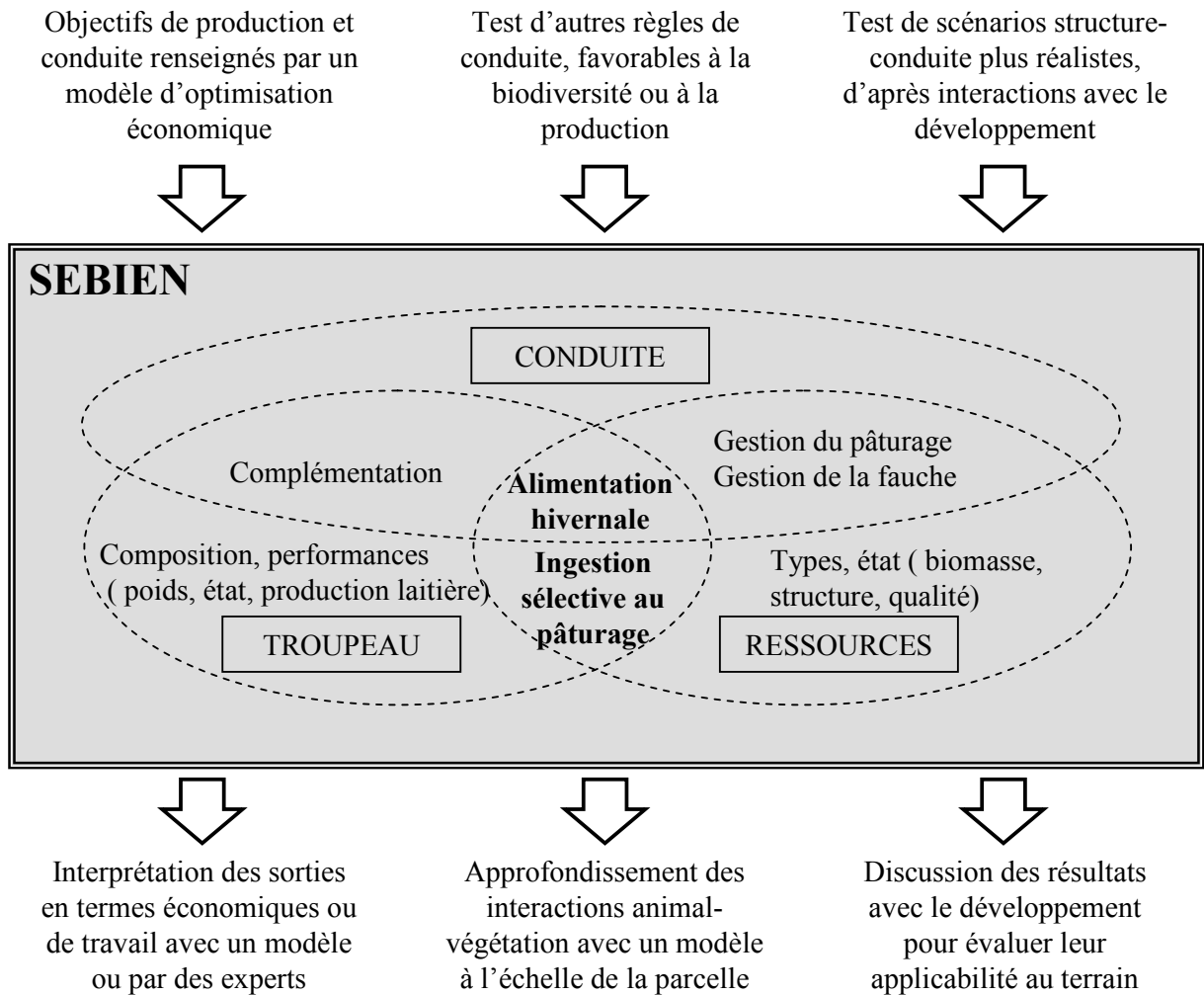
remontant aux interactions journalières entre le troupeau et les ressources fourragères : ingestion sélective au pâturage, alimentation à base de fourrages conservés l'hiver (figure 13). Les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies ont varié entre exploitations simulées, en fonction : i) du rapport entre le chargement animal et la productivité des prairies : l'équilibre entre les deux est favorable à la conciliation d'une production animale autonome et d'une utilisation durable des prairies, et ii) de la conduite, et en particulier par les règles de pilotage du pâturage et de la fauche, qui agissent sur la dynamique des interactions troupeau-ressources. Le pâturage a joué un rôle déterminant : l'autonomie alimentaire a été favorisée par une part importante de fourrages pâturés dans l'alimentation du troupeau, et des ajustements sur la conduite du pâturage ont permis d'améliorer l'utilisation durable des prairies sans porter atteinte à la production animale. Les perspectives d'utilisation de SEBIEN sont discutées ci-dessous et illustrées figure 13.

#### *Continuer d'explorer la question de recherche avec SEBIEN*

Deux règles de conduite seulement ont été testées, séparément, dans le cadre de la thèse. Il serait intéressant de les tester en association pour évaluer si leurs effets sont synergiques ou antagonistes. On pourrait ainsi mettre en évidence des combinaisons de types d'exploitation et de règles de conduites favorables à des compromis entre production animale et utilisation durable des prairies. En profitant des possibilités offertes par la modélisation, une gamme de scénarios plus large pourrait être simulée. Dans les cas où les règles de conduites simulées portent atteinte à la production animale et/ou végétale, il serait intéressant d'essayer de rétablir ces dernières en modifiant d'autres aspects de la conduite, par exemple la date de vèlage ou les seuils de stade et de biomasse pour la fauche. Enfin, SEBIEN pourrait être utilisé à l'inverse de ce qui a été fait jusqu'ici, pour rechercher quand et comment il est possible d'augmenter la production animale sans porter atteinte à la biodiversité des prairies.

#### *Interagir avec le développement pour évaluer l'applicabilité des résultats*

L'étude réalisée par simulation a tracé un cadre général, mais les résultats ne sont pas directement applicables au terrain, car SEBIEN simule des systèmes optimaux (1 veau par vache, pas de maladies, travail non limitant, ...) où la conduite, basée sur des mesures biologiques précises (stade de floraison différent selon les types de prairie, hauteur d'herbe au cm près), serait appliquée strictement. Un prolongement du travail de thèse pourrait être de discuter les simulations réalisées avec des professionnels et des acteurs du développement pour cibler les limites d'application des résultats sur le terrain, puis de réaliser des simulations plus réalistes. Par exemple, au lieu d'un seuil uniforme de 8 cm pour la rotation au pâturage



**Figure 13** : Perspectives d'utilisation de SEBIEN : interactions proposées en amont et en aval du modèle.

on pourrait tester un seuil de 8 cm au printemps et en été et de 5 cm en automne, ce qui devrait permettre d'allonger la saison de pâturage. La discussion autour de simulations issues de SEBIEN pourrait aider les éleveurs et gestionnaires à se situer, les inciter à une bonne utilisation des prairies, en leur fournissant des voies d'amélioration. Ce type de démarche est mis en avant par Sterk et al. (2006) pour des systèmes de production intensifs où il s'agit de réduire l'utilisation d'intrants et les pollutions.

*Utiliser SEBIEN en synergie avec d'autres modèles et des expériences de terrain pour élargir l'analyse des systèmes herbagers*

L'analyse des systèmes herbagers fournie par SEBIEN est incomplète, notamment dans la mesure où elle n'intègre pas les aspects économiques et sociaux. Des modèles d'optimisation économique tels que OPT'INRA (Soulez, 2003 ; Veysset et al., 2005) pourrait être utilisés en amont de SEBIEN pour définir des scénarios structure-conduite attrayants compte tenu du contexte économique et des aides de la Politique Agricole Commune. Les sorties biotechniques de SEBIEN pourraient être interprétées en termes économiques ou de travail avec des modèles simples, et comparées aux prévisions de modèles d'optimisation économique basés sur une approche empirique. Elles pourraient être analysées à des échelles inférieures avec des modèles de comportement alimentaire plus fins, comme par exemple PARIS (Baumont et al., 2002). L'exploitation de résultats d'expériences ou de modèles détaillés à des échelles inférieures pourrait permettre d'enrichir SEBIEN sur des aspects tels que l'impact de la taille des parcelles sur les interactions troupeau-ressources.

*Diffuser SEBIEN*

Pour l'instant, j'ai été la seule utilisatrice de SEBIEN. Courant septembre 2006, un stage de formation sera organisé pour initier d'autres utilisateurs. Ce stage sera l'occasion d'évaluer la qualité d'usage de SEBIEN, qui est une caractéristique essentielle pour son utilisation à moyen terme. D'après Scholten et al. (1999), valider la qualité d'usage d'un modèle revient à vérifier que le modèle répond aux objectifs en termes de précision et de domaine de validité (réalisé durant la thèse), mais aussi que : i) les entrées sont faciles à renseigner, ii) les sorties sont faciles à interpréter, iii) la procédure d'utilisation du modèle est non équivoque et iv) le modèle informatique est facilement compréhensible. SEBIEN pourrait ensuite être utilisé par des chercheurs, en interaction avec le développement, pour explorer des conduites innovantes, orienter des protocoles d'expérience, et dans un but pédagogique pour initier des chercheurs ou des étudiants aux systèmes d'élevage herbagers.

# **Références bibliographiques**



- Agreste (2005) Le p'tit Agr'Auvergne, N°63.
- Andrieu, N. (2004) *Diversité du territoire de l'exploitation d'élevage et sensibilité du système fourrager aux aléas climatiques: étude empirique et modélisation*. Thèse de doctorat à l'Institut National Agronomique de Paris-Grignon.
- Armstrong, H. M., Gordon, I. J., Hutchings, N. J., Illius, A. W., Milne, J., Sibbald, A. (1997) A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. II - The prediction of offtake by sheep. *Journal of Applied Ecology*, 34, 186-207.
- Balci, O. (1998) Chap. 10: Verification, validation and testing. *Handbook of simulation*, Banks, J. (ed.), 335-393.
- Baldock, D. (1999) Chap 9: Indicators for high nature value farming systems in Europe. *Environmental indicators for agricultural policy*, Brouwer F & Crabtree B. (eds.), CAB International, 121-135.
- Balent, G., Alard, D., Blanfort, V., Poudevigne, I. (1999) Pratiques de gestion, biodiversité floristique et durabilité des prairies. *Fourrages*, 160, 385-402.
- Baumont, R., Dumont, B., Carrère, P., Pérochon, L., Mazel, C. (2002) Design of a multi-agent model of a herd of ruminants grazing a perennial grassland : the animal sub-model. *Grassland Science in Europe*, 7, 236-237.
- Baumont, R., Cohen-Salmon, D., Prache, S., Sauvant, D. (2004) A mechanistic model of intake and grazing behaviour in sheep integrating sward architecture and animal decisions. *Animal Feed Science and Technology*, 112, 5-28.
- Baumont R., Traclat M., Le Morvan A., Egal D., Jouven M., D'Hour P. (2006) Diet quality and intake during the grazing season in beef cows on permanent pasture. *Grassland Science in Europe*, 11, 489-491
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 182-188.
- Berntsen, J., Petersen, B. M., Jacobsen, B. H., Olesen, J. E., Hutchings, N. J. (2003) Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole-farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems*, 76, 817-839.
- Bockstaller, C., Girardin, P. (2003) How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76, 639-653.
- Bonesmo, H., Bélanger, G. (2002) Timothy yield and nutritive value by the CATIMO model: I. Growth and nitrogen, II. Digestibility and fiber. *Agronomy Journal*, 94, 337-345.
- Bonesmo H., Bélanger G., Charmley E., Drapeau R., McKenzie D.B., Michaud R., Tremblay G.F. (2005) Timothy yield and nutritive value by the CATIMO model: III. Validation for eastern Canada. *Agronomy Journal*, 97, 32-40.
- Brereton, A., Holden, N., McGilloy, D., Carton, O. (2005) A model describing the utilization of herbage by cattle in a rotational grazing system. *Grass and Forage Science*, 60, 367-384.
- Brouwer, F. (1999) Agri-environmental indicators in the European Union: Policy requirements and data availability. *Environmental indicators for agricultural policy*, Brouwer F & Crabtree B. (eds.), CAB International, 57-72.



- Brunschwig G., Sibra C., Chevillot B., Michelin Y., Agabriel C., Rémond B. (2002) Les surfaces fourragères dans les exploitations laitières des zones d'AOC du Massif Central : un élément de lien au terroir, *Actes du colloque INRA-ENITAC*, Clermont-Ferrand, 21-26.
- Büchs, W. (2003) Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture - introduction and background. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 1-16.
- Bywater, A. C., Cacho, O. J. (1994) Use of simulation models in research. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production*, 54, 403-412.
- Carrère, P., Force, C., Soussana, J. F., Louault, F., Dumont, B., Baumont, R. (2002) Design of a spatial model of perennial grassland grazed by a herd of ruminants: the vegetation submodel. *Grassland Science in Europe*, 7, 282-283.
- Chatellier V., Vérité R. (2002) Elevage bovin et environnement. *Les dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 23, 93-127.
- Coquillard, P., Hill, D. R. C. (1997) *Modélisation et simulation d'écosystèmes*. 269 p. Ed. Masson.
- Cossée, B. (1999) La plurifonctionnalité des prairies. *Fourrages*, 160, 333-343.
- Delagarde, R., Prache, S., D'Hour, P., Petit, M. (2001) Ingestion de l'herbe par les ruminants au pâturage. *Fourrages*, 166, 189-212.
- De Montard, F. (1983) Climat et potentialités herbagères. *La Margeride : des montagnes, des hommes*. Paris, INRA éd., 439-455
- Dobremez L., Perret, E. (1998) Les cahiers des charges des opérations locales agri-environnement en montagne : quelles implications pour les exploitations agricoles? *Annales de Zootechnie*, 47, 497-503.
- Dolling, P. J., Robertson, M. J., Asseng, S., Ward, P. R., Latta, R. A. (2005) Simulating lucerne growth and water use on diverse soil types in a Mediterranean-type environment. *Australian Journal of Agricultural Research*, 56, 503-515.
- Dron D. (2002) Introduction et problématique, *Les dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 23, 11-30.
- Duelli, P., Obrist, M. K. (2003) Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 87-98.
- Duru M. (1998) Elevage et environnement : aspects positifs, *rapport INRA*, 46-56.
- Duru, M., Tallowin, J. R. B., Cruz, P. (2005) Functional diversity in low-input grassland farming systems : characterization, effect and management. *Grassland Science in Europe*, 10.
- Farruggia A., Dumont B., Jouven M., Baumont R., Loiseau P. (2006) La diversité végétale à l'échelle de l'exploitation en fonction du chargement dans un système bovin allaitant du Massif central, *Fourrages*, accepté.
- Finlayson, J. D., Cacho, O. J., Bywater, A. C. (1995) A simulation model of grazing sheep : I- Animal growth and intake. *Agricultural Systems*, 48, 1-25.
- Fiorelli, C., Dedieu, B. (2004) Diversité des points de vue d'experts sur l'avenir de l'élevage d'herbivore en Auvergne. *Fourrages*, 180, 557-562.

- Freer, M., Moore, A. D., Donnelly, J. R. (1997) GRAZPLAN : decision support system for Australian grazing enterprises - II. The animal biology model for feed intake, production and reproduction and the GrazFeed DSS. *Agricultural Systems*, 54, 77-126.
- Gafsi, M., Legagneux, B., Nguyen, G., Robin, P. (2006) Towards sustainable farming systems: effectiveness of the French procedure of sustainable agriculture. *Agricultural Systems*, sous presse.
- Girardin, P., Bockstaller, C., VanDerWerf, H. M. G. (2000) Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment : the AGRO\*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 227-239
- Hansen, J. W. (1996) Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems*, 50, 117-143.
- Hansen, J. W., Jones, J. W. (1996) A systems framework for characterizing farm sustainability. *Agricultural Systems*, 51, 185-201.
- Herrero, M., Fawcett, R. H., Dent, J. B. (1999) Bio-economic evaluation of dairy farm management scenarios using integrated simulation and multiple-criteria models. *Agricultural Systems*, 62, 169-188.
- Hoffmann, J., Greef, J. M. (2003) Mosaic indicators - theoretical approach for the development of indicators for species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 387-394.
- INRA (1988) *Alimentation des bovins, ovins et caprins*. Jarrige (ed.), INRA Editions, Paris, 471 pp.
- Institut de l'élevage, (2001) *Référentiel fourrager des Réseaux d'élevage Auvergne et Lozère*.
- Institut de l'élevage (2002) *Cas type BV10 des Réseaux d'élevage Auvergne et Lozère*, [http://www.inst-elevage.asso.fr/html1/IMG/pdf/357-BV10\\_Salers.pdf](http://www.inst-elevage.asso.fr/html1/IMG/pdf/357-BV10_Salers.pdf)
- Josien E., Reuillon J. L., Garel J. P. (2002) Herbe et foin dans les cahiers des charges AOC du Massif Central, *Actes du colloque INRA-ENITAC*, Clermont-Ferrand, 27-32.
- Jouven M., Baumont R. (2005a) Development of a model simulating the impact of management strategies on production from beef cattle farming systems based on permanent pasture. *Proceedings of the XX International Grassland Congress*, 26 June-1st July 2005, Dublin (poster).
- Jouven M., Baumont R. (2005b) Development of a model simulating the impact of management strategies on production from beef cattle farming systems based on permanent pasture. *Proceedings of the Cork Satellite Workshop*, 3-6 July 2005, Cork (oral).
- Jouven M., Agabriel J., Carrère P., Josien E., Baumont R. (2005a) Modélisation des interactions conduite-troupeau-ressources fourragères pour des élevages allaitants herbagers. *Journées d'animation scientifique du département PHASE*, 15-16 mars 2005, Tours.
- Jouven M., Agabriel J., Carrère P., Josien E., Baumont R. (2005b) Quelles conduites des systèmes bovins allaitants herbagers pour produire en préservant les prairies ? Eléments de réponse à l'aide de la modélisation. *12èmes Rencontres Recherche Ruminants*, 8-7décembre 2005, Paris.

- Jouven M., Baumont R. (2006a) Simulating the impact of management on production and grassland utilization in suckler systems based on permanent pasture. 1- SEBIEN, a whole-farm simulation model, *soumis*
- Jouven M., Baumont R. (2006b) Simulating the impact of management on production and grassland utilization in suckler systems based on permanent pasture. 2- Possible trade-offs between production and biodiversity, *soumis*
- Jouven M., Carrère P., Baumont R (2006a) Model predicting dynamics of biomass, structure and digestibility in managed permanent pastures: 1- Model description. *Grass and Forage Science*, 61, 112-124.
- Jouven M., Carrère P., Baumont R (2006b) Model predicting dynamics of biomass, structure and digestibility in managed permanent pastures: 2- Model evaluation. *Grass and Forage Science*, 61, 125-133
- Jouven M., Agabriel J., Baumont R. (2006c) A model predicting the seasonal dynamics of intake and performance of suckler cows and their calves, fed indoors or at pasture, *en révision*
- Jouven, M., Loiseau P., Orth D., Farruggia A., Baumont R (2006d) Peut-on concilier production et biodiversité dans les systèmes d'élevage herbagers? Perspectives apportées par la modélisation à l'échelle de l'exploitation, *soumis*
- Kleijn, D., Sutherland, W. J. (2003) How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40, 947-969.
- Landais, E. (1987) Recherches sur les systèmes d'élevage : questions et perspectives. *Document de travail*, 75 p.
- Landais, E. (1999) Agriculture durable et plurifonctionnalité de l'agriculture. *Fourrages*, 160, 317-331.
- Lemaire G., Wilkins R., Hodgson J. (2005) Challenges for grassland science: managing research priorities, *Agriculture Ecosystems and Environment*, 108, 99-108.
- Lherm, M., Benoit, M. (2003) L'autonomie de l'alimentation des systèmes d'élevage allaitant : évaluation et impacts économiques. *Fourrages*, 176, 411-424.
- Loiseau, P. (1990) Le concept de système de culture en prairie permanente : intervention du mode d'exploitation. *Un point sur ... les systèmes de culture*. Couibe, L., Picard D. (eds.), INRA éditions p. 127-150.
- Loiseau, P. (1991) Diagnostic appliqué à la gestion des pâturages de montagne. *Fourrages*, 125, 41-59.
- Martin B., Verdier-Metz I., Pradel P., Cornu A., Buchin S., Berdagué J. L., Coulon J. B. (2002) Herbe et typicité des produits de montagne, *Actes du colloque INRA-ENITAC*, Clermont-Ferrand, 53-59.
- Matthews, K.B., Wright, I.A., Buchan, K., Davies, D.A., Schwarz, G. (2006) Assessing the options for upland livestock systems under CAP reform: developing and applying a livestock systems model within whole-farm system analysis. *Agricultural Systems*, 90, 32-61.
- Micol D., Picard B., Ortigues-Marty I. (2002) Viandes bovines de montagne produites à base d'herbe, *Actes du colloque INRA-ENITAC*, Clermont-Ferrand, 61-67.

- Miller, D. R. (1974) Sensitivity analysis and validation of simulation models. *Journal of theoretical Biology*, 48, 345-360.
- Oglethorpe, D.R., Sanderson, R.A. (1999) An ecological-economic model for agri-environmental policy analysis. *Ecological Economics*, 28, 245-266.
- Pacini, C., Giesen, G., Wossink, A., Omodei-Zorini, L., Huirne, R. (2004) The EU's Agenda 2000 reform and the sustainability of organic farming in Tuscany: ecological-economic modelling at field and farm level. *Agricultural Systems*, 80, 171-197.
- Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne (2004) *Viande bovine Salers. Charte de la marque « Produit du Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne »*.
- Parris K. (2002) Grasslands and the environment: recent European trends and future directions - an OECD perspective. *Grassland Science in Europe*, 7, 957-984.
- Pervanchon, F., Amiaud, B., Plantureux, S. (2004) *Modélisation de l'effet de pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux*. Thèse de doctorat à l'Institut Polytechnique de Lorraine.
- Plan de Développement Rural National (2001), Annexe B : mesures agro-environnementales. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, <http://www.agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf>
- Plantureux, S., Guckert, A., Bonischot, R. (1987) Influence des techniques d'intensification sur la végétation de prairies permanentes du plateau lorrain. *Fourrages*, 109, 3-26.
- Poux, X., Zakeossian, D. (2003) Dispositif d'inventaire des bonnes pratiques agricoles et des pratiques agro-environnementales: comparaison européenne. 53 p.
- Rougier N. (2001) Programmes agri-environnementaux : cadre communautaire et expérience en France, *Conférence Paneuropéenne à haut niveau sur l'agriculture et la biodiversité*, UNEP, 1-20.
- Roumet, J. P., Fleury, P., Jeannin, B. (1996) Facteurs de variation et prévision de la production fourragère en zone de haute montagne. *Fourrages*, 145, 77-90.
- Scholten, H., Udink ten Cate, A. J. (1999) Quality assessment of the simulation modelling process. *Computers and Electronics in Agriculture*, 22, 199-208.
- Schlapfer, F., Tucker, M., Seidl, I. (2002) Returns from hay cultivation infertilized low diversity and non-fertilized high diversity grassland - An "insurance" value of grassland plant diversity? *Environmental and resource economics*, 21, 89-100.
- Soulez, M. (2003) *Impacts technico-économiques à l'échelle de l'exploitation de mesures de conservation de la biodiversité des prairies. L'exemple des systèmes Salers allaitants du Nord Cantal*. Rapport de stage de fin d'études à l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Montpellier.
- Sterk, B., vanIttersum, M. K., Leeuwis, C., Rossing, W. A. H., vanKeulen, H., vanDeVen, G. W. J. (2006) Finding niches for whole-farm design models - contradictio in terminis?. *Agricultural Systems*, 87, 211-228.
- Steyaert P. (2001) Associer objectifs environnementaux et pratiques agricoles : les mesures agri-environnementales à l'épreuve du terrain, *FaçSADe*, 9, 1-9.
- Stratégie Nationale Pour la Biodiversité (2004), Ministère Ecologie et Développement Durable, <http://www.environnement.gouv.fr/actua/cominfos/dosdir/DIRNP/media/Biodiversite/complet.pdf>

- Thiébaud F., Cozic P., Véron F., Brau-Nogué C., Bornard A. (2001) Intérêts et limites des différents couverts fourragers et pratiques associées vis-à-vis de l'environnement. Analyse bibliographique, *Fourrages*, 168, 449-475.
- Veysset, P., Bebin, D., Lherm, M. (2005) Adaptation of Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83, 179-202.

# **Annexes**



**ANNEXE 1** : Base de données des prairies d'Auvergne : caractéristiques des 47 associations fréquemment rencontrées.

Util. : utilisation (F : fauche et pâturage, P : pâturage seul), Nsp : nombre d'espèces (diversité floristique), Min, Hum, Alt, Lum, pH, Tmp : indices d'Ellenberg pour les minéraux, l'humidité, l'altitude, la luminosité, le pH et la température.

Association	code	util.	Nsp	Min	Hum	Alt	Lum	pH	Tmp
Agrostio capillaris-Saxifragetum granulatae	Agro32	F	30	55	41	830	78	62	58
Alopecuro pratensis-Arrhenatheretum Tüxen	Alop17	F	45	60	47	480	76	68	59
Anthriscetum sylvestris	Anth21	F	19	79	47	450	76	72	56
Arrhenathero elatioris-Filipenduletum vulgaris	Arrh28	F	41	50	41	580	77	68	61
Brizo mediae-Agrostietum capillaris	Briz87	F	22	33	47	1410	77	39	48
Centaureo nigrae-Poetum chaixii Thébaud	Cent36	F	31	41	42	1290	79	49	47
Cirsio dissecti-Scorzoneretum humilis de Foucault	Cirs96	F	27	37	64	720	80	48	64
Dauco-Arrhenatheretum brometosum Oberd.	Dauc3	F	34	59	41	550	78	76	60
Dauco-Arrhenatheretum Oberd.	Dauc2	F	31	64	43	570	77	71	59
Dauco-Arrhenatheretum onobrychidetosum Oberd.	Dauc4	F	32	55	40	520	80	80	61
Heracleo sphondylii-Polygonetum bistortae	Hera25	F	32	67	46	760	77	65	56
Knautio arvernensis-Arrhenatheretum prov.	Knau24	F	35	59	42	740	79	66	60
Knautio arvernensis-Malvetum moschatae	Knau33	F	43	54	40	900	78	66	61
Knautio arvernensis-Trisetetum flavescens	Knau37	F	41	58	45	1140	79	65	51
Loto uliginosi-Scorzoneretum humilis	Loto94	F	21	40	60	650	79	54	62
Pulicario dysentericae-Menthetum suaveolentis	Puli118	F	14	64	59	480	83	80	63
Salvio pratensis-Trifolietum incarnati molinerii	Salv29	F	35	48	38	560	79	74	63
Scorzonero humilis-Agrostietum capillaris	Scor50	F	31	49	48	460	78	59	60
Scorzonero humilis-Serapietum linguae	Scor49	F	37	44	41	420	77	65	60
Violo luteae-Trisetetum flavescens	Viol35	F	36	47	42	1140	80	59	53



Association	code	util.	Nsp	Min	Hum	Alt	Lum	pH	Tmp
Agrostio stoloniferae-Ranunculetum repentis	Agro141	P	9	69	51	775	81	67	63
Campanulo glomeratae-Phleetum phleoidis	Camp68	P	33	29	30	1000	81	73	62
Chamaespartio-Helianthemum apennini	Cham153	P	17	23	25	700	84	76	65
Diantho monspessulani-Brachypodeum	Dian 71	P	37	28	45	1100	80	54	58
Diantho sylvatici-Leontodontetum galietosum veri	Dian86	P	29	32	40	1340	79	40	48
Diantho sylvatici-Leontodontetum helvetici	Dian85	P	25	30	42	1410	79	34	44
Diantho sylvatici-Meetum athamantici	Dian82	P	33	30	37	1180	80	41	49
Eleocharo palustris-Oenanthetum fistulosae de Foucault	Eleo125	P	6	56	77	600	80	76	59
Festuco rubrae-Phleetum phleoidis Lemée	Fest64	P	21	31	29	750	81	76	63
Festuco-Chamaespartietum	Fest81	P	24	26	35	880	81	37	56
Galio saxatalis-Festucetum rubrae	Gali80	P	20	28	39	860	81	33	51
Gentiano lutae-Centaureetum nigrae	Gent83	P	31	37	39	1240	81	44	47
Koelerio-Helianthemum astragaletosum	Koel150	P	31	22	21	510	87	87	70
Koelerio-Helianthemum type hors calcaire	Koel152	P	27	21	25	635	87	82	65
Koelerio-Helianthemum type sur calcaire	Koel151	P	23	21	21	525	84	87	70
Lactuco chondrilliflorae-Artemisietum campestris anthemidetosum saxatalis	Lact156	P	15	25	26	540	80	70	65
Lactuco chondrilliflorae-Artemisietum campestris sur basalte	Lact154	P	22	21	23	730	87	75	66
Lactuco chondrilliflorae-Artemisietum campestris sur roches cristallines	Lact155	P	13	20	22	590	84	75	66
Lolio-Cynosoretum	Loli42	P	23	58	59	810	78	62	60
Luzulo-Cynosoretum	Luzu43	P	33	48	40	700	79	61	61
Onobrychido-Brometum Oberd.	Onob56	P	23	35	30	550	82	84	63
Orchido morionis-Saxifragetum granulatae	Orch31	P	32	46	38	760	78	64	61
Pulsatillo rubrae-Dactylorhizetum sambucinae Loiseau	Puls60	P	29	29	32	800	81	66	63
Ranunculo repentis-Juncetum acutiflori	Ranu113	P	21	58	59	1075	77	59	59
Saxifrago granulatae-Helianthemum nummularii	Saxi65	P	24	29	30	630	80	67	66
Stachyo officinalis-Galietum verii	Stac69	P	25	30	33	1100	79	68	61
Teucrio chamaedrys-Brometum erecti	Teuc57	P	30	27	25	560	83	84	63

ANNEXE 2 : article accepté dans Fourrages.

## **La diversité végétale à l'échelle de l'exploitation en fonction du chargement dans un système bovin allaitant du Massif Central**

Anne Farruggia (1), Bertrand Dumont (1), Magali Jouven (1), René Baumont (1), Pierre Loiseau (2)

(1) INRA, Unité de Recherche sur les Herbivores, Theix ,63 122 Saint Genès Champanelle

(2) INRA, Unité d'Agronomie, Cruelle, 234 av. du Brezet, 63 039 Clermont Ferrand Cedex 2

### **Résumé**

Alors qu'il existe des références assez nombreuses sur les effets des modes de gestion sur la biodiversité à l'échelle de la parcelle, peu de travaux abordent la biodiversité à l'échelle de l'exploitation agricole. Dans ce travail, nous avons étudié la diversité végétale à l'échelle d'exploitations allaitantes herbagères de montagne dans le nord du Cantal dans une gamme de chargement (de 0.7 à 1.2 UGB/ha). L'objectif était de préciser le niveau de diversité rencontrée selon le chargement à l'échelle des parcelles et des exploitations, et d'établir des liens entre l'utilisation des prairies et leur diversité. Nous avons mené une première phase d'enquête pour décrire les exploitations et pour choisir des parcelles représentatives des modes de gestion de ces exploitations, puis nous avons réalisé des relevés botaniques par faciès sur les parcelles retenues. Nous nous sommes intéressés à la diversité spécifique et à la composition fonctionnelle en graminées. La richesse spécifique globale à l'échelle de l'exploitation croît de 123 à 194 espèces et la richesse moyenne spécifique par parcelle augmente de 37 à 68 espèces lorsque le chargement diminue de 1.2 à 0.7 UGB/ha. Nous avons montré qu'il existait une plus grande gamme de diversité au sein des parcelles sur l'exploitation au chargement intermédiaire (1.0 UGB/ha). Nous avons également mis en évidence une corrélation négative entre le nombre pondéré d'espèces par parcelle et l'équivalent azote minéral (apports + restitutions) reçu par hectare ( $r^2 = 0.61$ ) ou le nombre de journées de pâturage ( $r^2 = 0.92$ ). Nous avons par ailleurs mis en relation les types fonctionnels de graminées rencontrés dans les prairies avec le chargement et les pratiques. Enfin, ce travail nous a permis de souligner l'importance de la prise en compte des faciès des parcelles, notamment dans les prairies pâturées, dans lesquelles la présence de plusieurs faciès ainsi qu'un niveau d'apport en équivalent azote minéral moins élevé que dans les prairies fauchées expliqueraient la plus grande richesse spécifique observée par rapport aux prairies fauchées.

## Introduction

L'activité agricole est au centre des préoccupations sur la biodiversité en France. En effet, en occupant un peu plus de la moitié du territoire français, les agriculteurs jouent un rôle primordial dans le maintien et la gestion de la biodiversité. **Les éleveurs de ruminants sont au premier rang** puisqu'ils gèrent des surfaces importantes qui présentent un grand potentiel de diversité biologique (Huyghe, 2005) : régions herbagères avec imbrication de prairies et de haies, zones humides, régions de montagne et parcours méditerranéens.

Au delà des aspects écologiques, **les avantages de la biodiversité pour l'élevage** ont été reconnus d'abord pour **les systèmes pastoraux** (Guérin et Gautier, 2004). Pour alimenter leurs troupeaux tout au long de l'année sur les parcours, les éleveurs s'appuient sur la diversité de la végétation composée d'un mélange d'herbe, de feuillages et de fruits, disponibles à des périodes différentes et offrant des possibilités variées de report sur pied (Bellon *et al.*, 1999). Pour **les systèmes herbagers**, des études récentes montrent que, si une prairie diversifiée est dans la plupart des situations, moins productive qu'une prairie peu diversifiée (Plantureux *et al.*, 2005; Hodgson *et al.*, 2005), elle peut présenter un certain nombre d'atouts en terme de qualité au sens large. Gibon *et al.* (1997) mettent ainsi en évidence que les prairies diversifiées présentent une plus grande stabilité de la valeur azotée et de la digestibilité de l'herbe au cours de la saison de pâturage que les prairies très productives et peu diversifiées. Martin *et al.* (2003) font apparaître une relation forte entre une végétation diversifiée et les caractéristiques sensorielles des fromages. Des différences sur la composition des laits en acides gras et le type de prairie commencent à être démontrées (Jeangros *et al.*, 1999 ; Leconte *et al.*, 2005). Enfin, à l'échelle de l'exploitation, Andrieu (2004) montre que la diversité des types de végétation permet de réduire les variations interannuelles du climat sur la production de fourrages.

La diversité offrant ainsi des atouts pour les systèmes herbagers, une première étape consiste à mieux la caractériser et mieux l'analyser à l'échelle de ces systèmes. C'est l'objectif visé par cette étude. Nous nous sommes limités à la **diversité floristique prairiale** appréhendée par **la richesse spécifique et la composition fonctionnelle** ; Cette dernière nous permettant de mieux comprendre les liens entre les pratiques et les espèces. Nous avons choisi d'étudier un **système à priori « porteur » de biodiversité** : le système bovin allaitant bien développé dans les montagnes humides (Rouquette et Pflimlin, 1995), à l'intérieur duquel nous avons exploré la **gamme de chargement rencontrée dans le Massif Central**.

**Les questions auxquelles nous avons tenté de répondre** sont les suivantes :

- Quel est le niveau de diversité des exploitations dans ce système de production, et comment varie t'il en fonction du chargement ? Existe-il une gamme de diversité entre les parcelles à l'intérieur d'une même exploitation?
- Quels sont les liens entre l'utilisation des prairies et leur diversité spécifique? Valide t'on les facteurs de variation de la diversité décrits dans la littérature scientifique? Peut-on dégager des indicateurs pertinents de cette diversité qui pourraient être utilisés pour l'estimer sans réaliser de mesures directes?

## La démarche de travail

### ■ Choix des exploitations et des parcelles

Quatre exploitations ont été retenues en concertation avec le Parc Régional des Volcans d'Auvergne et la Chambre d'agriculture du Cantal. Il s'agit d'élevages conduits **en race Salers pure ou croisée**, vendeurs d'animaux maigres, exploitant uniquement des prairies permanentes et dont le chargement moyen varie entre **0.7 et 1.2 UGB/ha**. Ces exploitations se situent dans le Nord du Cantal dans un rayon de 30 km sur une zone homogène du point de vue du sol (volcanique), de l'altitude (1000 à 1300m) et de la pluviométrie (> 1000 mm/an). Les caractéristiques de chacune des exploitations sont décrites dans le tableau 1. Les parcelles des exploitations présentent toutes un couvert herbacé sans présence de petits ligneux.

Le travail dans ces exploitations s'est déroulé en deux temps :

- **une première phase d'enquête** menée pendant l'été 2004. Cette première phase permettait de comprendre le fonctionnement des exploitations, d'inventorier les différents types de prairies présentes sur les exploitations et de choisir des prairies représentatives de chacun des types. Dans les 3 exploitations (EX1, EX2, EX3), nous avons choisi entre 9 et 11 parcelles en les sélectionnant parmi les conduites suivantes : pâture vaches, pâture génisses 18 mois, pâture génisses 30 mois, fauche une coupe sans déprimage, fauche une coupe avec déprimage, fauche deux coupes sans déprimage et fauche deux coupes avec déprimage. La quatrième exploitation (EX4), dont le chargement était très voisin de EX3 n'a pas fait l'objet d'un nombre aussi important de relevés que les autres (6 parcelles), aussi les informations recueillies ont-elles uniquement été utilisées à l'échelle de la parcelle.

- **une deuxième phase**, réalisée en été 2004 et 2005, a consisté à établir **des relevés botaniques** et à faire un **inventaire approfondi des pratiques** sur les parcelles retenues.

### ■ Le suivi des parcelles

**Un zonage a été réalisé sur chaque parcelle** en fonction de la topographie et de la composition du peuplement végétal. Chaque zone, appelé **faciès**, a fait l'objet d'un seul relevé botanique si le faciès représentait plus de 10% de la surface de la parcelle. Nous n'avons pas augmenté la pression d'échantillonnage en fonction de la surface des faciès, considérant que le faciès était une unité homogène. Sur l'ensemble des quatre exploitations, 37 parcelles et 67 faciès ont ainsi été renseignés. La composition botanique a été estimée selon la méthode de Daget et Poissonet (1971) par un relevé linéaire de végétation, placé au centre du faciès, sur 33 points espacés de 50 cm si il y avait plusieurs faciès dans la parcelle ou sur 40 points si il n'y avait qu'un seul faciès. Les espèces présentes autour de la ligne de relevé mais non identifiées sur la ligne ont également été notées. Il n'y a pas eu de distinction des espèces de Carex et de Juncus.

### ■ Les critères retenus pour caractériser la diversité floristique

Dans cette étude, nous nous sommes limités à la **richesse spécifique**, facilement accessible à la mesure de terrain à travers le décompte des espèces.

Pour étendre notre approche de la diversité, nous avons abordé la **composition fonctionnelle** en graminées en les classant selon les types fonctionnels **A, B, C et D**, proposés par Cruz *et al.* (2002) et Ansquer *et al.* (2004). Dans cette classification, les espèces sont regroupées en fonction des stratégies qu'elles mettent en œuvre par rapport aux ressources (capture ou conservation de la ressource) et par rapport à la fréquence de défoliation (renouvellement rapide ou lent des organes).

Tableau 1 : caractéristiques des exploitations retenues

<b>Exploitation</b>	<b>EX1</b> <i>1.2 UGB/ha</i>	<b>EX2</b> <i>1 UGB/ha</i>	<b>EX3</b> <i>0.7UGB/ha</i>	<b>EX4</b> <i>0.7 UGB/ha</i>
<b>Nombre de vaches</b>	100	74	38	58
<b>SAU (ha)</b>	115	119	62.5	110
<b>Surf. moy. des parcelles (ha)</b>	5.4	5.9	3.3	7.2
<b>Surfaces en estives (%)</b>	29	0	42	23
<b>Fertilisation minérale moy.</b> <b>N-P2O5-K2O /ha</b>	60-20-25	12-10-17	10-2-7	6-3-4
<b>Surfaces en fauche (%)</b> <b>(dont ensilage)</b>	61 (25)	50 (0)	48 (0)	41 (0)
<b>Date moy. Des 1ères fauches</b>	10 juin	20 juin	20 juin	Déb. Juill.
<b>Ares/vaches au printemps</b>	52	50	92	90
<b>Type de pâturage</b>	Au fil	Continu	Rotation longue (20 j. en été)	Rotation longue (20 j. en été)

**Le type A** caractérise plutôt une végétation précoce de milieu fertile, adaptée à la mise à l'herbe ou à la fauche précoce et au pâturage fréquent et intensif. **Le type B**, associé également à un milieu fertile, est plus adapté aux fauches moins fréquentes et plus tardives du fait du renouvellement lent de ses organes. **Le type C** caractérise une végétation associée aux milieux moins fertiles, adaptée à un pâturage assez intensif. Quant au **type D**, il rassemble des espèces à phénologie très tardive, adaptées au pâturage ou à la fauche extensive. Le type E a été ajouté pour cette étude et regroupe les espèces annelles, principalement *Bromus mollis*. Dans notre étude, les graminées non classées par les auteurs ont été positionnées dans les 4 types par analogie avec des graminées typées, comme par exemple *Koeleria cristata* (type D), *Nardus stricta* (type D) ou encore *Poa pratensis* (type B).

Nous avons également considéré **l'abondance relative des groupes prairiaux** (graminées, légumineuses et diverses, *i.e.* les dicotylédones non-fixatrices).

### ■ L'exploitation des données

**Les mesures de végétation ont été réalisées par faciès.** Nous avons ainsi obtenu une liste et un nombre d'espèces par faciès à partir duquel nous avons calculé le **nombre total d'espèces par parcelle**, soit le nombre d'espèces non communes observées dans chaque faciès, et le **nombre pondéré d'espèces par parcelle**, obtenu en additionnant la richesse spécifique de chaque faciès multiplié par le pourcentage de recouvrement du faciès au sein de chaque parcelle. Nous avons également calculé le pourcentage pondéré des **cinq types fonctionnels A, B, C, D et E, et des trois groupes prairiaux**. Enfin, nous avons retenu le nombre de faciès par parcelle comme indicateur de l'hétérogénéité des parcelles.

Pour caractériser la diversité à **l'échelle de l'exploitation**, nous avons choisi comme critères : la richesse spécifique globale c'est-à-dire le nombre total d'espèces rencontrées sur l'ensemble des parcelles étudiées, le nombre total moyen et le nombre pondéré moyen d'espèces par parcelle ainsi que le nombre moyen de faciès des parcelles de l'exploitation considérée. Nous avons calculé la contribution moyenne des types fonctionnels de graminées et des groupes prairiaux des parcelles par exploitation. Enfin, nous avons calculé ces critères sur les parcelles fauchées et les parcelles pâturées de chaque exploitation. Afin d'apprécier la gamme de diversité entre les parcelles au sein d'une exploitation, nous avons classé les parcelles selon trois niveaux de diversité : faible pour un nombre pondéré d'espèces inférieur ou égal à 30, moyen pour un nombre compris entre 30 et 40 et fort pour un nombre strictement supérieur à 40. Nous avons ainsi dressé **un profil de la diversité spécifique** par exploitation en calculant la proportion de surface des parcelles étudiées classées dans chacun des 3 niveaux de diversité.

Pour analyser plus globalement les liens entre les pratiques et la diversité indépendamment de l'échelle exploitation, nous avons calculé sur l'ensemble des parcelles les critères de diversité retenus **selon le mode de prélèvement en fauche ou en pâture, la pratique du déprimage et le type d'animal au pâturage**.

Nous avons ensuite voulu vérifier si les facteurs de variations de la diversité spécifique et de la composition fonctionnelle décrits dans la bibliographie s'appliquaient à notre étude. En milieu herbager productif, de nombreux auteurs mettent en effet en évidence le rôle déterminant **de la disponibilité en éléments minéraux (ou fertilité) et/ou de l'intensité d'utilisation** sur la diversité spécifique (Grime, 1979 ; Jeangros *et al.*, 1994 ; Loiseau *et al.*, 1998 ; Balent *et al.*, 1999) et la composition fonctionnelle (Cruz *et al.*, 2002). Par ailleurs, nous avons voulu également valider dans notre contexte le modèle de végétation de référence proposé par Duru *et al.* (1998 et 2001), construit sur la base de ces deux facteurs pour

analyser les relations entre la diversité floristique, la composition fonctionnelle et les pratiques.

Nous avons donc cherché à trouver des indicateurs de la fertilité et de l'intensité d'utilisation.

- Comme indicateur de la disponibilité en éléments minéraux, nous avons retenu **l'équivalent azote minéral**, c'est-à-dire la somme de l'azote minéral et de l'azote organique transformé en azote minéral, provenant des apports d'engrais de ferme et des restitutions des animaux au pâturage. Les quantités totales d'azote apportées par ces deux derniers postes ont été transformées en équivalent azote minéral à partir des coefficients d'équivalence-engrais des apports organiques (Ziegler et Héduit, 1991). Par exemple, nous avons pris un coefficient de 40% pour un apport occasionnel de lisier de bovins épandu au printemps et 80% pour un apport réalisé tous les ans. L'apport d'azote total des épandages de lisier et de fumier a été calculé à partir des quantités épandues et de l'estimation des teneurs en azote des engrais de ferme. Les journées de pâturage ont été converties en équivalent azote minéral reçu par parcelle en prenant la référence de flux mensuel d'azote des vaches allaitantes soit 9.1 kg N/mois (CORPEN, 2001) ramené à la journée et en lui affectant le coefficient d'équivalence du lisier de 40%. **La fertilisation azote efficace totale** soit la somme de l'azote de la fertilisation minérale et de l'équivalent azote minéral des engrais de ferme est un critère que nous avons également utilisé pour caractériser les pratiques.

- Comme indicateur de l'intensité d'utilisation, nous avons considéré **le nombre de jours de pâturage en UGB-jours pour les parcelles pâturées, et l'intensité du prélèvement pour les parcelles fauchées**. Nous avons calculé les journées de pâturage à partir des planning de pâturage sur 2 ou 3 ans ou à dire d'éleveurs et nous avons classé par ordre décroissant d'intensité, les parcelles fauchées à deux coupes avec déprimage (Intensité 4), les parcelles à deux coupes sans déprimage (Intensité 3), puis les parcelles à une coupe avec déprimage (Intensité 2) et enfin, les parcelles à une coupe sans déprimage (Intensité 1).

Nous avons réalisé une analyse de variance sur l'ensemble des variables mesurées à l'échelle de la parcelle en utilisant le modèle linéaire de SAS (1999). Le test de Tukey-Cramer avec un seuil de significativité à 5% a permis de détecter des différences entre exploitations (représentatives d'un niveau de chargement) et entre modes d'exploitation (fauche vs. pâture).

## Les résultats

### ■ La diversité à l'échelle de l'exploitation

#### ○ Comparaison des critères de diversité entre exploitations

**Le nombre total d'espèces rencontrées par exploitation** sur l'ensemble des parcelles étudiées **s'ordonne parfaitement avec le chargement** : **123** espèces pour EX1, la plus chargée contre **144** espèces pour EX2, au chargement intermédiaire, et **194** espèces pour EX3 la moins chargée (Tableau 2).

Tableau 2 : Critères de diversité floristique par exploitation selon le chargement

Critères de diversité	Chargement				
	EX1 <i>1.2UGB/h</i> <i>a</i>	EX2 <i>1UGB/h</i> <i>a</i>	EX3 <i>0.7</i> <i>UGB/ha</i>	Signification	Erreur standard
Nombre total d'espèces par exploitation	<b>123</b>	<b>144</b>	<b>194</b>		
Nombre total moyen d'espèces par parcelle	<b>37 a</b>	<b>55 ab</b>	<b>68 b</b>	***	19
Nombre pondéré moyen d'espèces par parcelle	<b>30 a</b>	<b>35 a</b>	<b>45 b</b>	***	5
Nombre pondéré moyen d'espèces par parcelle fauchée	<b>26 a</b>	<b>31 a</b>	<b>43 b</b>	***	5
Nombre pondéré moyen d'espèces par parcelle pâturée	<b>33 a</b>	<b>39 b</b>	<b>48 c</b>	***	2
Nombre moyen de faciès par parcelle	<b>1.3 a</b>	<b>2.3 b</b>	<b>2.2 b</b>	*	0.9
nombre moyen de faciès par parcelle fauchée	1.0	1.6	1.9	NS	1
Nombre moyen de faciès par parcelle pâturée	<b>1.6</b>	<b>3.0</b>	<b>2.2</b>	*	0.6
% pondéré moyen de type A	27	19	10	t	16
% pondéré moyen de type B	26	25	19	NS	14
% pondéré moyen de type C	38	43	56	t	20
% pondéré moyen de type D	<b>2 a</b>	<b>7 ab</b>	<b>11 b</b>	***	8
% pondéré moyen de type E	7	5	4	NS	
% pondéré moyen de graminées	62	72	62	NS	12
% pondéré moyen de diverses	32	22	30	t	10

*t (tendance) : p < 0.10 ; \* : p < 0.05 ; \*\* : p < 0.01 ; \*\*\* : p < 0.001. Les groupes sont différents au seuil de 5%.*



**L'effet de l'exploitation et donc du chargement est marqué sur tous les indicateurs de la richesse spécifique** (tableau 3) : le nombre total moyen d'espèces par parcelle, le nombre pondéré moyen d'espèces par parcelle, ainsi que le nombre pondéré moyen d'espèces des parcelles fauchées et des parcelles pâturées. **Le nombre moyen de faciès par parcelle est dépendant également du chargement.** Il y a un peu plus de 2 faciès par parcelle en moyenne pour EX2 et EX3, moyennement et peu chargées alors qu'il n'y a que 1.3 faciès par parcelle pour EX1 ( $p < 0.05$ ). Ce nombre de faciès n'est pas lié à la surface moyenne des parcelles par exploitation : une parcelle de petite taille pouvant présenter un nombre élevé de faciès, alors qu'une parcelle de grande taille comme les parcelles d'estive par exemple, pouvant être assez homogène. Le nombre de faciès est similaire entre les prairies fauchées et les prairies pâturées pour les exploitations EX1 et EX3.

Concernant les types fonctionnels de graminées, on observe, **parallèlement à la diminution du chargement, une diminution de l'abondance pondérée moyenne du types A** et à contrario, **une augmentation du type C et du type D.** L'abondance du type E ne change pas en fonction du chargement. Le pourcentage pondéré des diverses diffère entre exploitations, mais indépendamment de leur chargement moyen.

Enfin, la fertilisation azotée efficace totale (respectivement 82, 41, 20 U N/ha pour EX1, EX2 et EX3), l'équivalent azote minéral (114, 66, 39 U N/ha), et le nombre de journées de pâturage (262, 204, 160 UGB-j/ha) diminuent significativement ( $p < 0.001$ ) avec la diminution du chargement.

- **Une gamme de diversité intra et inter exploitation**

**Le profil de richesse spécifique** (figure 1) présente l'éventail de la diversité floristique intra et inter exploitation. Les parcelles de forte diversité dominant largement en terme de surface dans EX3 la moins chargée, alors que les parcelles de faible diversité n'existent pas. A l'inverse, dans EX1 la plus chargée, il n'y a pas de parcelles de forte diversité et les parcelles à faible et moyenne diversité sont présentes dans les mêmes proportions. **EX2, de chargement intermédiaire, présente toute la gamme de diversité,** même si les parcelles de diversité moyenne couvrent la surface la plus importante de l'exploitation.

- **La diversité à l'échelle des parcelles**

Sur l'ensemble des parcelles des quatre exploitations, le nombre total moyen d'espèces est de 56 (min : 19; max : 96), le nombre pondéré moyen d'espèces de 37 (min : 19; max : 50), et le nombre d'espèces par faciès moyen de 40 (min : 19; max : 60).

- **Utilisation des prairies et diversité**

Le mode d'utilisation des prairies (fauche vs. pâture) a un impact sur la richesse spécifique (Tableau 3). On observe **un nombre d'espèces plus élevé dans les parcelles pâturées que dans les parcelles fauchées, cette différence étant** plus marquée sur le nombre total d'espèces que sur le nombre pondéré d'espèces par parcelle. Ces critères de diversité sont à mettre en relation avec la fertilisation azotée totale (71 vs. 15,  $p < 0.001$ ), l'équivalent azote minéral reçu (89 vs. 47 ;  $p < 0.001$ ). Le nombre de faciès par parcelle est plus élevé dans les parcelles pâturées que dans les parcelles fauchées.

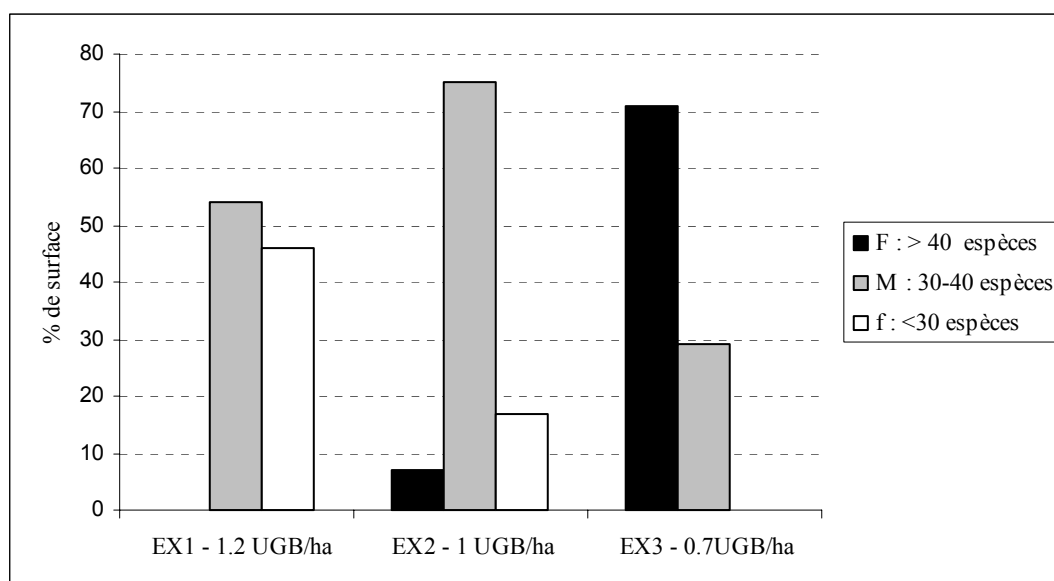


Figure 1 : Profil de richesse spécifique de la diversité des exploitations

Tableau 3 : Critères de diversité floristique selon le mode de prélèvement

Indicateurs directs et indirects de diversité	Mode de prélèvement: Fauche vs. pâture			
	Fauche	Pâture	Signification statistique	Erreur standard
Nombre total moyen d'espèces par parcelle	<b>46</b>	<b>68</b>	***	19
Nombre pondéré moyen d'espèces par parcelle	<b>35</b>	<b>40</b>	t	8
Nombre moyen de faciès par parcelle	<b>1.5</b>	<b>2.3</b>	*	0.9
% pondéré moyen de type A	18	14	NS	17
% pondéré moyen de type B	<b>30</b>	<b>13</b>	***	11
% pondéré moyen de type C	<b>42</b>	<b>51</b>	*	19
% pondéré moyen de type D	<b>3</b>	<b>16</b>	***	10
% pondéré moyen de type E	<b>8</b>	<b>2</b>	*	9
% pondéré moyen de graminées	<b>70</b>	<b>54</b>	***	12
% pondéré moyen de légumineuses	<b>5</b>	<b>11</b>	**	6
% pondéré moyen de diverses	<b>25</b>	<b>36</b>	**	12

**Le mode d'utilisation des parcelles** en interaction avec les apports azotés **affecte également la diversité fonctionnelle** : le type **B** est plus abondant dans les parcelles fauchées ainsi que le type **E**, tandis que les types **C** et **D** sont plus présents dans les parcelles pâturées. Les **graminées** sont **plus présentes sur les parcelles fauchées** alors que les légumineuses et les diverses sont plus abondantes sur les parcelles pâturées.

**Le déprimage n'a pas d'effet sur le nombre d'espèces mais influence l'abondance relative des types fonctionnels** : dans les deux exploitations qui ont à la fois des parcelles déprimées et non déprimées (EX2 et EX3), l'abondance du type **A** tend à augmenter dans les parcelles déprimées (respectivement 4% et 22% ;  $p < 0.10$ ) alors que c'est l'inverse pour le type **B** (38% et 22%,  $p < 0.05$ ). En revanche, nous n'avons pas mis en évidence d'effet du type d'animal sur la diversité des parcelles pâturées.

- **Les facteurs de variations de la diversité**

**Le nombre pondéré d'espèces par parcelle diminue avec l'augmentation de l'équivalent azote minéral** reçu par parcelle, et ceci indépendamment du mode d'exploitation des parcelles, en fauche ou en pâture (Figure 2 ;  $y = -0.15x + 47.6$  ;  $r^2 = 0.61$  ;  $n=37$ ).

De même, **le nombre pondéré d'espèces par parcelle pâturée diminue avec l'augmentation du nombre d'UGB-jours par hectare** (Figure 3 ;  $y = -0.0003x^2 + 0.07x + 45.45$  ;  $r^2 = 0.92$ ,  $n=16$ ). Cette relation est un peu moins bonne si on prend le nombre d'espèces sur le faciès le plus représenté ( $r^2 = 0.79$ ) et nettement moins bonne si l'on considère le nombre total d'espèces par parcelle ( $r^2 = 0.37$ ).

Le classement des parcelles selon l'équivalent azote minéral (en abscisse) et l'intensité d'utilisation (en ordonnée), représentée par, le nombre de journées de pâturage par hectare (UGB-J/ha) pour les prairies pâturées et l'intensité du prélèvement pour les prairies fauchées, permet de constituer graphiquement des groupes selon le niveau de diversité spécifique (Figures 4a et 4b et Tableau 4). Pour les prairies fauchées, on distingue **2 groupes**, un groupe de diversité forte et un groupe de diversité faible, avec : 43 vs. 28 espèces en moyenne, une date moyenne de fauche du 10 juillet vs. 26 juin et une fertilisation azotée efficace moyenne totale de 37 vs. 103 U N/ha. Pour les prairies pâturées, nous avons mis en évidence **3 groupes** de parcelles, un groupe de diversité forte (48 espèces en moyenne), un groupe de diversité moyenne (39 espèces) et un groupe de diversité faible (32 espèces). Ces groupes correspondent à un gradient de nombre moyen de journées de pâturage, respectivement, 167 UGB-j, 266 et 333 UGB-j en moyenne ainsi qu'à un gradient de fertilisation azotée efficace totale, respectivement 4 UN/ha, 10 U N et 35 U N.

**Ces groupes de parcelles, construits sur la base de la diversité spécifique, diffèrent par leur composition fonctionnelle.** Dans les parcelles pâturées, on constate que plus l'intensité d'utilisation et la fertilisation azotée efficace augmentent, plus le type de graminées **D** diminuent (27, 11 et 7% pour les 3 groupes respectivement ;  $p < 0.05$ ), tandis que, dans les prairies fauchées, le type diminue **C** (55 et 29% ;  $p < 0.01$ ) et le type **A** augmente (7 et 27% respectivement ;  $p < 0.01$ ).

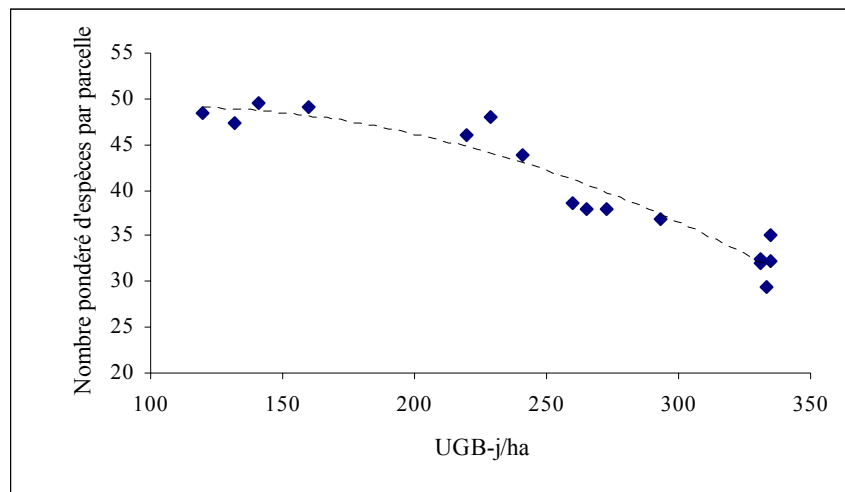


Figure 2 : Relation entre l'équivalent azote minéral reçu par hectare (Restitutions + fertilisation organique et minérale) et le nombre pondéré d'espèces par parcelle selon le mode de prélèvement

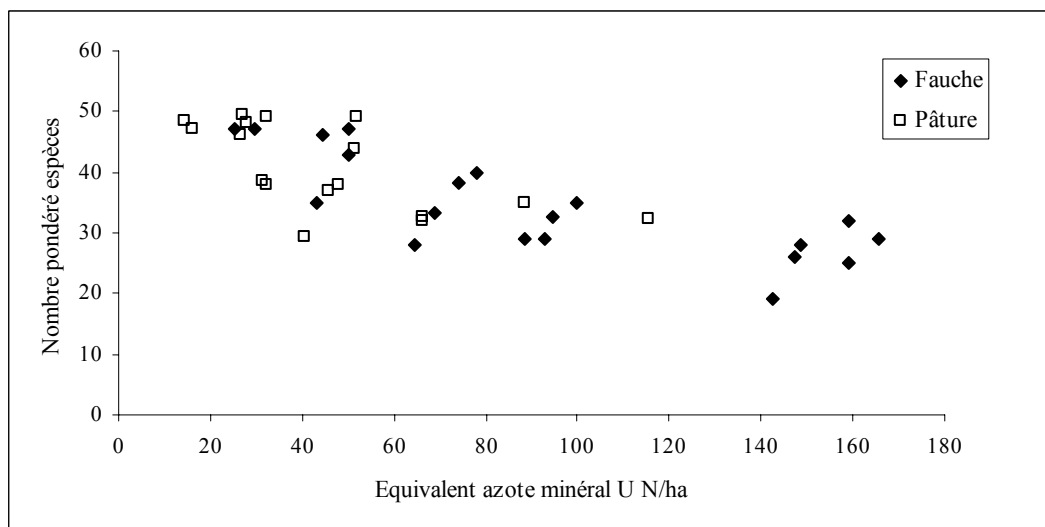


Figure 3 : Relation entre le nombre pondéré d'espèces par parcelle et le nombre d'UGB-j/ha des parcelles pâturées

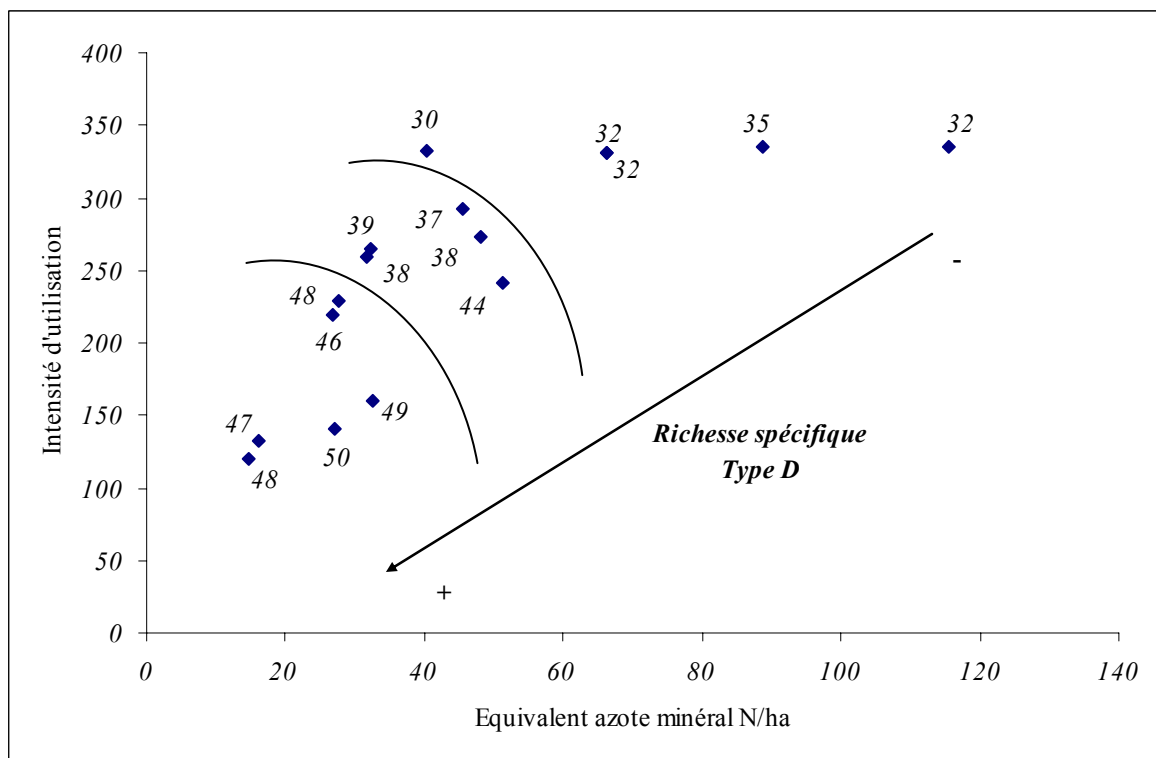
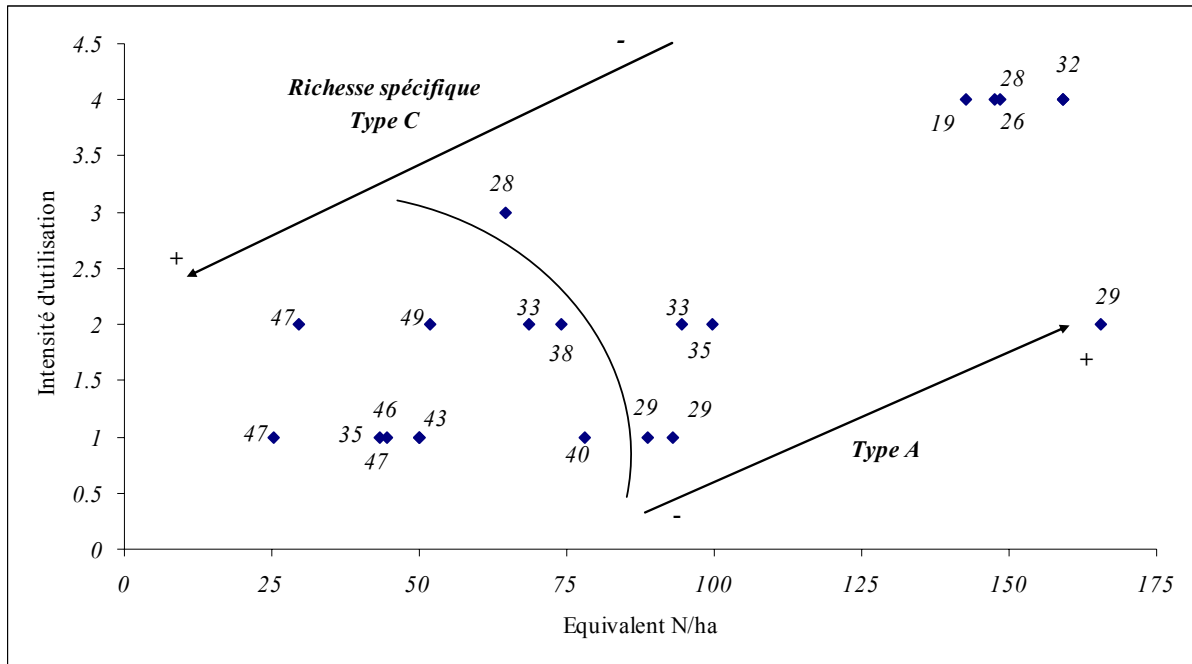


Figure 4 : Nombre pondéré d'espèces par parcelle selon l'équivalent azote minéral par hectare et l'intensité d'utilisation. Classement des parcelles par niveau de diversité (faible, moyen, fort). Les flèches indiquent l'évolution de la richesse spécifique et des types fonctionnels significatifs.

Tableau 4 : Caractéristiques des groupes de prairies

Mode de prélèvement	Pâtûre			sem	Probabilité	Fauche		sem	Probabilité
	Forte	Moy.	Faible			Forte	Faible		
Diversité									
j-UGB/ha ou date de fauche moyenne	167 <i>a</i>	266 <i>b</i>	333 <i>c</i>	31	***	10 juill.	26 juin		
U N/ha	4 U <i>a</i>	10 U <i>a</i>	35 U <i>b</i>	17	*	37 U	103 U	24	***
Nombre total d'espèces	81 <i>a</i>	69 <i>ab</i>	54 <i>b</i>	14	*	60	33	16	**
Nombre pondéré d'espèces (mini-max)	48a (46-50)	39b (37-44)	32c (30-35)	2	***	43 (33-49)	28 (19-35)	5	***
% type A	8	17	17	16	NS	7	27	16	**
% type B	10	11	14	9	NS	27	33	13	NS
% type C	55	61	53	18	NS	55	29	16	**
% type D	27 <i>a</i>	11 <i>ab</i>	7 <i>b</i>	12	*	4	1	4	NS

Les groupes sont différents au seuil de 10%

## Discussion

### ■ L'importance de la prise en compte de l'assemblage de faciès à l'intérieur des parcelles

Un des enseignements de cette étude est la mise en évidence de la grande hétérogénéité intra parcelle des prairies et en particulier des prairies pâturées. La plupart des parcelles pâturées correspondent à un assemblage de zones : zone humide, faiblement diversifiée, zone en coteau sec, peu profond, plus diversifiée et zone de replat moyennement diversifiée qui reçoit davantage les déjections des animaux. Les parcelles fauchées sont constituées de parcelles plus homogènes et illustrent le lien évident entre les fonctions des parcelles et leurs caractéristiques topographiques et pédologiques. Cette hétérogénéité des parcelles nous a conduit à caractériser le nombre de faciès par parcelle, la diversité spécifique par faciès, et à calculer un nombre pondéré d'espèces par parcelle plutôt qu'un nombre moyen d'espèces par faciès. Cette pondération nous a semblé pertinente par rapport à l'un des objectifs poursuivis, à savoir étudier les liens entre la diversité spécifique et les pratiques. En effet, en attribuant à chaque faciès un poids différent selon son importance surfacique, la pondération nous a permis de mieux rendre compte de la potentialité globale de la parcelle, en partant de l'hypothèse qu'il existe une relation entre le nombre d'espèces et la productivité. Les bonnes relations que nous avons obtenues entre les critères de diversité pondérés et les indicateurs de fertilité ou d'intensité d'utilisation calculés obligatoirement à l'échelle de la parcelle nous ont conforté sur son intérêt.

### ■ Un bon niveau de richesse spécifique globale et par parcelle qui s'ordonne avec le chargement

La richesse spécifique globale à l'échelle de l'exploitation et la richesse spécifique moyenne à l'échelle des parcelles s'ordonnent remarquablement avec le chargement.

A l'échelle de l'exploitation, le niveau de richesse globale mesuré paraît élevé avec un nombre d'espèces supérieur à 120 pour l'exploitation la plus chargée. La comparaison avec d'autres systèmes prairiaux français d'altitude nous permet de situer nos résultats. Ainsi, Arranz *et al.* (2004) recensent un nombre total moyen de 27 à 56 espèces sur 3 exploitations de brebis laitières des Pyrénées Atlantique. Gibon *et al.* (2004) trouvent un nombre total moyen de 78 espèces sur un réseau de 12 exploitations en système allaitant en Ariège.

A l'échelle des parcelles, nous avons mesuré un niveau de richesse spécifique plus élevé que celui rencontré dans des exploitations des Pyrénées Atlantiques (Arranz *et al.*, 2004) : 37 espèces en moyenne pour les parcelles du Nord Cantal contre 17 à 25 dans les Pyrénées. De même, les 87 parcelles d'un réseau ariégeois (Ansquer *et al.*, 2004), qualifiées de riches et complexes par les auteurs ne comportent que 26 espèces en moyenne (min : 13 ; max : 41). En revanche, la richesse moyenne que nous avons mesuré par faciès est identique à celle mesurée par station dans les alpages des Alpes du Nord (Bornard *et al.*, 2004) sur 177 relevés : 40 espèces en moyenne sur les faciès du Nord Cantal contre 37 espèces dans les Alpes du Nord.

Ces comparaisons donnent des ordres de grandeur de richesse spécifique entre régions et systèmes de montagne et les différences constatées pourraient être liées à la variabilité des milieux et des systèmes. Soulignons cependant que ces résultats sont très dépendants des personnes qui effectuent les relevés et des méthodes utilisées.

### ■ Une gamme de diversité intra et inter exploitation et, inter et intra parcelle

A l'intérieur d'une même exploitation quelque soit le chargement, il existe une gamme de diversité entre les parcelles comme le montre le profil de richesse spécifique des exploitations (Figure 1). La gamme de diversité la plus importante se rencontre dans l'exploitation au chargement intermédiaire. Ce sont les parcelles de pâture, recevant moins d'azote que les parcelles de fauche, chargées d'assurer les stocks hivernaux, qui permettent aux deux exploitations de chargement intermédiaire (1UGB/ha) et élevé (1.2 UGB/ha) d'élargir leur gamme de diversité alors que dans l'exploitation la moins chargée, toutes les parcelles, qu'elles soient fauchées ou pâturées, contribuent à l'éventail de richesse. Plus l'exploitation est extensive et plus toutes les parcelles ont tendance à présenter une bonne richesse floristique quelque soit leur mode d'exploitation. Cet indicateur de la gamme de diversité intra exploitation est cependant à manier avec prudence car il est très lié aux seuils de diversité, forte, moyenne et faible, retenus.

Concernant la diversité intra parcellaire d'une exploitation, nous avons observé que l'exploitation plus chargée présentait des parcelles homogènes avec peu de faciès que ce soit en fauche ou en pâture, alors que l'exploitation la moins chargée avait des parcelles plus hétérogènes avec plusieurs faciès quel que soit leur mode d'exploitation. Avec une telle étude ponctuelle dans le temps, il est difficile de dire si le nombre de faciès observé par parcelle a pour origine des facteurs du milieu ou des modes différents d'exploitation. L'effet du système d'exploitation nous semble cependant très important. Les pratiques mises en œuvre par l'éleveur le plus intensif visent en effet à réduire la variabilité spatiale de ses parcelles. La fertilisation minérale plus élevée sur les pâtures que les autres éleveurs, l'apport de lisier sur les parcelles très éloignées d'estives, le pâturage au fil sur toutes les parcelles et sur toute la saison pour « ne pas gâcher l'herbe et ne pas faire s'installer en permanence des aires de couchage », le choix de la taille et de l'enclosure de la parcelle qui éliminent les couverts boisés et les zones humides, etc. contribuent à maîtriser l'impact des facteurs naturels et à homogénéiser les parcelles. Ces observations qualitatives vont dans le sens des études de Landais et Balent (1993) qui développent l'idée qu'une des spécificités des systèmes intensifs est d'essayer de limiter l'hétérogénéité et par conséquent, la variabilité qualitative des ressources.

### ■ Les liens entre mode d'exploitation, richesse spécifique et composition fonctionnelle des parcelles

- **Les prairies pâturées présentent une plus grande richesse spécifique que les fauchées fauchés**

Ces résultats concordent avec ceux de Ansquer *et al.* (2004) qui montrent que les parcelles fauchées présentent une moins grande richesse spécifique que les parcelles pâturées sur le réseau de 87 parcelles en Ariège déjà cités.

Dans notre étude, la plus grande richesse spécifique observée sur les prairies pâturées serait le résultat de deux phénomènes. On a vu que les prairies pâturées présentent dans la plupart des cas un assemblage de faciès de communautés végétales différentes, qui leur permet d'emblée de réunir un plus grand nombre d'espèces que les prairies fauchées qui sont plus homogènes. On a également constaté que l'équivalent azote minéral reçu par parcelle, pris dans cette étude comme indicateur de fertilité, est plus élevé sur les parcelles fauchées que sur les parcelles pâturées.



○ **Les facteurs de variation de la diversité**

L'équivalent azote minéral reçu par hectare comme le nombre de journées de pâturage par hectare se sont révélés être très bien reliés à la richesse spécifique exprimée en nombre pondéré d'espèces par parcelle.

Le critère « jours de pâturage » est en accord avec la théorie de la perturbation intermédiaire de Grime (1979). Cet auteur montre que la richesse spécifique évolue selon une courbe en cloche sur un gradient de pression de pâturage : la richesse spécifique la plus forte est atteinte pour la pression de pâturage intermédiaire. Les parcelles étudiées seraient ainsi positionnées sur la partie droite de la courbe en cloche (Figure 3) et la diversité floristique des parcelles les moins pâturées (120 UGB-jours) pourrait correspondre à la situation de perturbation intermédiaire, ce qui semble se confirmer par l'absence d'envahissement par les petits ligneux.

Le critère « équivalent azote minéral » est cependant, discutable. La méthode de calcul de l'azote efficace utilisée fait appel à des normes nationales contestables car homogènes quelque soit le type de sol, de climat et de prairies. Une validation par les indices de nutrition aurait été utile mais ces derniers nécessitent un travail supplémentaire important. Par ailleurs, la caractérisation de la fertilité retenue est réductrice car nous n'avons pas pris en compte la fertilité en phosphore qui peut jouer fortement sur le fonctionnement et donc sur la composition de la prairie (Duru et Ducrocq, 1997).

Néanmoins, ces critères constituent des indicateurs intéressants de la diversité spécifique pondérée à l'échelle considérée dans cette étude : un seul système d'élevage dans un territoire homogène.

○ **Le « plus » de la prise en compte des types fonctionnels et la validation du modèle de végétation de référence**

Les types fonctionnels de graminées nous ont permis de faire le lien entre les pratiques et les caractéristiques des espèces. Nous avons montré qu'à un type de conduite ou un niveau de chargement correspondait un type fonctionnel dominant de graminées, confirmant ainsi les résultats trouvés par Duru *et al.* (2005) à l'échelle d'exploitations d'élevage. Nous avons mis en évidence une bonne liaison entre la diversité spécifique et l'abondance des types fonctionnels par rapport aux deux facteurs : intensité d'exploitation et équivalent azote minéral (Figure 4a et 4b), validant dans ce contexte le modèle de végétation de référence élaboré par Duru *et al.* (1998) et les types fonctionnels proposés par Cruz *et al.*, (2002) et Ansquer *et al.*, (2004). Dissocier le rôle respectif de l'intensité d'utilisation de celui de la l'apport d'azote minéral reste cependant difficile dans cette étude car ces deux facteurs ne sont pas indépendants : les éleveurs ajustent la fertilisation azotée totale au nombre de journées de pâturage et au type de fauche qu'ils prévoient.

L'approche des espèces de graminées par type fonctionnel fournit donc une bonne grille de lecture du fonctionnement et de la richesse spécifique des prairies. Il pourrait suffire d'identifier les types de graminées dominants dans la prairie sans forcément les dénombrer pour comprendre à quelle prairie « on a affaire » en terme de fertilisation et d'intensité d'utilisation, et de faire le lien ensuite avec le niveau de diversité observé. Cette classification va, à notre sens, au-delà de la classification en bonnes, moyennes ou médiocres graminées fourragères qui reste descriptive même si l'expérience permet à l'expert d'approcher le fonctionnement derrière cette description.

## Conclusion :

Cette étude d'exploitations nous a permis de répondre aux questions que nous nous posions sur la diversité floristique présente dans les systèmes bovins allaitants des montagnes du Massif Central. La méthode de travail utilisée et une partie des résultats obtenus peuvent être généralisés à d'autres systèmes d'élevage, en particulier les résultats portant sur l'hétérogénéité entre les parcelles d'une exploitation et à l'intérieur des parcelles, ainsi que les résultats portant sur l'effet des pratiques sur la richesse spécifique et la composition fonctionnelle. Les indicateurs de la richesse spécifique des parcelles mis en évidence pourraient être utilement validés dans d'autres contextes.

Notre étude confirme également qu'il existe une mosaïque de diversité créée par l'agencement des exploitations de chargement différents, des parcelles à l'intérieur d'une exploitation et l'agencement des faciès à l'intérieur d'une parcelle.

Pour terminer, nous aimerions souligner la difficulté que nous avons rencontrée à aborder la notion de biodiversité avec les éleveurs. A titre d'illustration, l'éleveur de l'exploitation la plus chargée se fait un point d'honneur à « soigner ses parcelles », c'est-à-dire à les entretenir, les clôturer électriquement, les fertiliser, les homogénéiser, etc., ce qui va à l'encontre de la diversité. Un autre éleveur définissait la biodiversité comme le fait de « décorer » le paysage. Enfin, un des éleveurs enquêtés nous demandait « à quoi cela pouvait lui servir toutes ces espèces... ». Ces attitudes nous renforcent dans l'idée que pour préserver la biodiversité, il est impératif de travailler sur l'intérêt de la diversité pour l'élevage, en particulier à l'échelle de la parcelle : sur les liens entre la diversité et la valeur des fourrages au sens large et, à l'échelle de l'exploitation : sur la diversité et la flexibilité pour la conduite d'un système.

## Remerciements

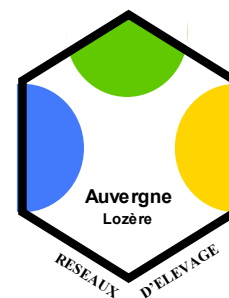
Nous remercions Ghislaine Pradel et Carine Desserre du Parc Régional des Volcans d'Auvergne, Roger Bouchy de la Chambre d'Agriculture du Cantal ainsi que les quatre éleveurs qui nous ont ouvert leur exploitation, pour leur appui dans cette étude.

## Bibliographie

- Andrieu N. (2004) : L'utilisation de la diversité de la ressource fourragère dans les systèmes d'exploitation d'élevage (dans les régions de montagne) pour tamponner les effets de la variabilité inter-annuelle du climat, *Thèse de doctorat à l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, Ecole Doctorale ABIES*, 312p.
- Ansquer P., Theau J.P., Cruz P., Viegas J., Al Haj Kamhed, R., Duru M. (2004) : «Caractérisation de la diversité fonctionnelle des prairies naturelles. Une étape vers la construction d'outils pour gérer les milieux à flore complexe», *Fourrages*, 178, 353-368.
- Arranz J. M, Fidelle F., Hazard L. (2004) : « Méthode rapide pour appréhender la diversité botanique à l'échelle de l'exploitation agricole », *Actes des journées de l'AFPF, La biodiversité des prairies*, 182-183.
- Balent G., Alard D., Blanfort V., Poudevigne I. (1999) : « Pratiques de gestion, biodiversité floristique et durabilité des prairies », *Fourrages*, 160, 385-402.
- Bellon S., Girard N., Guerin G. (1999) : « Caractériser les saisons-pratiques pour comprendre l'organisation d'une campagne de pâturage », *Fourrages*, 158, 115-132.
- Bornard A., Bassignana M., Bernard-Brunet C., Labonne S., and Cozic P. (2004) : « La diversité végétale des alpages des Alpes internes françaises et italiennes. Influence du milieu et des pratiques », *Fourrages*, 178, 153-169.

- CORPEN (2001) : « Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance ou à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers, et à leur système fourrager », Ed CORPEN, 33p.
- Cruz P, Duru M., Therond O., Theau J.P., Ducourtieux C., Jouany C., Al Haj Kamhed R., Ansquer P. (2002) : « Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage », *Fourrages*, 172, 335-354.
- Daguet P. et Poissonnet J. (1979) : Analyse phytologique des prairies. Applications agronomiques, Ed. CNRS-CEPE Montpellier, doc 48, 67p.
- Duru M. et Ducrocq H. (1997) : A nitrogen and phosphorus herbage nutrient index as a tool for assessing the effect of N and P supply on the dry matter yield of permanent pastures », *Nutrient cycling in agrosystems*, 47, 59-69.
- Duru M., Balent G., Gibon A., Magda D., Theau J.P., Cruz P., Jouany C. (1998) : Fonctionnement et dynamique des prairies permanentes. Exemple des Pyrénées Centrales », *Fourrages*, 153, 97-113.
- Duru M., Hazard L., Jeangros B., Mosimann E. (2001) : Fonctionnement de la prairie pâturée : structure du couvert et biodiversité », *Fourrages*, 166, 165-188.
- Duru M., Tallowin J., Cruz P. (2005) : «Fonctional diversity in low-input grassland farming systems: characterisation, effect and management», *Actes des journées EGF en Estonie*, 29-31 août 2005, 199-210.
- Gibon A., Duru M., Magda D., Theau JP., Calvière I., Sos L. (1997) : «Les prairies permanentes de milieu océanique et de montagne humide. Outil de diagnostic agro-écologique et guide pour leur utilisation, Ed INRA, 51p.
- Grime J.P (1979) : Plant strategies and vegetation process, Wiley and sons, Chichester, 222p.
- Guerin G. and Gautier D. (2004) : « Gérer une diversité de végétation. Le cas des systèmes pastoraux méditerranéens », *Fourrages*, 178, 233-243.
- Hodgson J. & COLL. (2005) : « How much will it cost to save grassland diversity ? », *Biological Conservation*, 122, 263-273.
- Huyghe C. (2005) : Prairies et cultures fourragères en France, INRA Editions, 201 p.
- Jeangros B., Berther V, Scephovic J. (1994) : « Plantes herbacées dicotylédones : une contribution à la biodiversité des prairies permanentes », *Revue Suisse Agric.*, 26(3), 151-154 et 163-166.
- Jeangros B., Scephovic J., Troxler J., Bachmann H.J., Bosset J.O. (1999) : « Comparaison de caractéristiques botaniques et chimiques d'herbages pâturés en plaine et en montagne », *Fourrages* 159, 277-292.
- Landais E. et Balent G. (1993) : Introduction à l'étude des systèmes d'élevage extensif, INRA. (Pratiques d'élevage extensif), *Etudes et recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 13-34.
- Leconte D., Guichard H., Simon J-C., Pagès J. (2005) : « La prairie dans l'assiette », *Actes des Prairiales Normandie* , 29-48.
- Loiseau P., Louault F., L'Homme G. (1998) : « Gestion des écosystèmes pâturés en situation extensives : apports de l'écologie fonctionnelle et perspectives de recherche en moyenne montagne humide », *Ann. Zootechnie*, 47, 5-6, 395-403.
- Martin B., Buchin S., Hurtaud C. (2003) : «Conditions de production du lait et qualité sensorielles des fromages», *INRA Production Animales* 16 (4), 283-288.
- Plantureux S., Peeters A., McCracken D. 2005 : «Biodiversity in intensive grasslands : effect of management, improvement and challenges», *Actes des journées EGF en Estonie*, 29-31 août 2005, 417-426
- Rouquette, J. L et Pflimlin A. (1995) : « Les grandes régions d'élevage en France : proposition de zonage pour la France », 5<sup>ème</sup> Symposium International pour la nutrition des herbivores, Institut de l'Elevage, Clermont Ferrand, 14 septembre 1995.
- Statistical Analysis System (1999) SAS/STAT User's Guide, Version 8, SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Ziegler D., Héduit M. (1991) : «Engrais de ferme, valeur fertilisante, gestion, environnement», Ed ITEB, ITCF, ITP, 35p.

**ANNEXE 3 :** Principales caractéristiques du cas-type BV 10 allaitantes Salers conduites en croisement). D'après les données Auvergne et Lozère (2002).



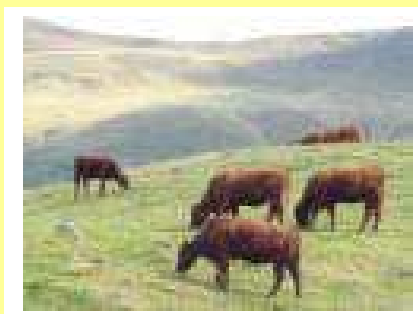
Localisation : Monts du Cantal  
Cézalier  
Artense

Structure:

Surfaces : 80 ha de SAU  
dont 80 ha de SFP  
dont 80 ha de prairies

Animaux : 65 vaches allaitantes  
80 UGB  
1.0 UGB/ha SFP

Main d'œuvre : 1.5 UTH  
0 UTH salariés



Conduite:

Surfaces : 55% de 1<sup>ère</sup> coupe, dont 20% après déprimage  
9% de 2<sup>ème</sup> coupe  
2.1 t MS/UGB récoltés  
bilan des minéraux : 15 kg N/ha (31 kg avec fixation symbiotique)  
11 kg P/ha  
18 kg K/ha

Animaux : date moyenne de vêlage : 18 février  
taux de renouvellement : 14%  
taux de productivité numérique : 89%  
concentré : 223 kg/UGB

Résultats économiques :

Produit brut : 80 k€  
dont 40% aides PAC  
et 9% indemnité Montagne

Charges : 44 k€  
dont 30% charges opérationnelles

EBE : 36 k€





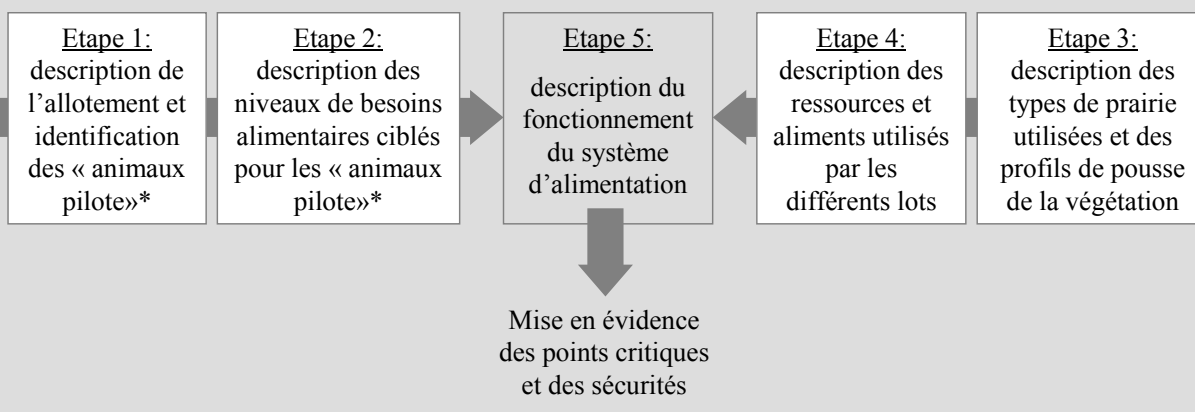
**ANNEXE 4 :** Méthodologie d'enquête appliquée durant la thèse : schéma d'organisation logique des différentes étapes de l'enquête, d'après [Moulin et al. \(2001\)](#).

### A. Description des structures d'exploitation

surfaces, troupeau, main d'oeuvre  
matériel, bâtiments, aménagements

Description des projets de production de l'éleveur

### B. Fonctionnement du système d'alimentation



\* L'animal pilote d'un lot est celui que l'éleveur prend pour référence pour conduire le lot. Par exemple, pour un lot de vaches allaitantes, l'animal pilote peut être, selon les éleveurs, la première vache ayant vêlé, la vache « moyenne », ...



## ANNEXE 5 : Communication à l'International Grassland Congress, 2005

**Development of a model simulating the impact of management strategies on production from beef cattle farming systems based on permanent pasture**

M. Jouven and R. Baumont

INRA, Unité de Recherches sur les Herbivores, Centre de Clermont-Theix-Lyon, F-63122 Saint Genès Champanelle, France, Email: mjouven@clermont.inra.fr

**Keywords:** simulation, grazing systems, animal intake, animal performance, vegetation dynamics**Introduction:** Grazing systems in Europe increasingly have to meet environmental objectives, which influence management strategies. A deterministic model describing farming system dynamics is being developed in order to elucidate interactions between nature-friendly management practices, as for example late (after flowering) hay harvest or moderate stocking rate, and agricultural output.**Model presentation:** The model predicts, with a daily time step, farm system operation and agricultural output from a given farm structure and management strategy. It is built and calibrated for non-intensive French beef cattle farming systems based on permanent pasture. The model is made up of four interacting sub-models. A grassland resource sub-model adapted from Carrère et al. (2002) predicts grass growth and quality at the paddock level, from soil quality, vegetation functional traits and climatic data. A herd performance sub-model based on INRA (1989) calculates weight gain and milk production from energy intake, for an average cow and calf. A feeding sub-model predicts selective intake at pasture for an average cow and calf, and herd feeding indoors. A management sub-model decides on herd movements, concentrate supplementation to achieve intermediate objectives (calf weight at sale, cow body condition score at calving) and day of hay harvest. The whole model and individual sub-models are undergoing sensitivity analysis and validation.**Simulation example:** The effects of stocking rate and proportion of late hay harvest were examined in a 2x2 factorial design. The model was run for 6 climatic years, with stocking rate (SR) 1.4 or 1.2 LSU/ha, half the surface planned for hay harvest (half for 1 cut, half for 2 cuts), with 50% or 100% late 1st cut, and calves sold at 9 months, 320 kg. SR change was performed by altering the number of animals. Simulation results are given in Table 1; the model being deterministic, standard deviations refer to discrepancies between climatic years.**Table 1** Simulated annual agricultural output (mean  $\pm$  SD); DOM=digestible organic matter

Management strategy	Days at pasture	Grazed DOM		Harvested DOM(t/cow)	Concentrate consumption	
		(t/calf)	(t/cow)		at pasture (kg/calf)	housed (kg/cow)
SR 1.4 – 50% late	172 $\pm$ 7	0.35 $\pm$ 0.08	1.69 $\pm$ 0.07	1.27 $\pm$ 0.12	180 $\pm$ 13	36 $\pm$ 33
SR 1.2 – 50% late	178 $\pm$ 10	0.34 $\pm$ 0.03	1.75 $\pm$ 0.10	1.47 $\pm$ 0.13	184 $\pm$ 13	20 $\pm$ 23
SR 1.4 – 100% late	170 $\pm$ 7	0.32 $\pm$ 0.02	1.68 $\pm$ 0.07	1.15 $\pm$ 0.16	204 $\pm$ 57	64 $\pm$ 40
SR 1.2 – 100% late	177 $\pm$ 10	0.34 $\pm$ 0.03	1.74 $\pm$ 0.09	1.30 $\pm$ 0.19	204 $\pm$ 50	53 $\pm$ 49

Lowering SR increases grass availability at pasture, and thus lengthens grazing season (+7 days); consequently, grazed DOM per cow is higher (1.75 vs 1.69 t/cow), even though grazed DOM per day is unchanged (9.86 kg/cow). Lowering SR also increases harvested DOM per cow (1.39 vs 1.21 t/cow); therefore, winter concentrate consumption per cow tends to be reduced (37 vs 50 kg/cow). 100% late 1st cut has little effect on grazed DOM at pasture, but reduces harvested DOM per cow (1.23 vs 1.37 t/cow) via a decrease in mean hay digestibility (0.59 vs 0.63) that is not compensated by an increase in dry matter yields (2.01 vs 2.02 t/cow). Thus, concentrate consumption for cows is higher for 100% late 1st cut (59 vs 28 kg/cow). Overall, whatever the management strategy, calves performance remains unchanged. Simulated agricultural output varies widely with climatic years, as in a real farm.

**Conclusions:** This model may offer a useful tool to support discussion between research, advisory and environmental services. It can be enriched by new management rules and a biodiversity score sub-model.**References**

- Carrère P., C. Force, J.F. Soussana, F. Louault, B. Dumont & R. Baumont (2002). Design of a spatial model of perennial grassland grazed by a herd of ruminants: the vegetation sub-model. *Grassland Science in Europe*, 7, 282-283.
- INRA (1989). *Ruminant Nutrition: recommended allowances and feed tables*. Jarrige, R. (ed.), John Libbey Eurotext, Paris, 389 pp.





## ANNEXE 6 : Communication aux Rencontres Recherche Ruminants, 2005

### Quelles conduites des systèmes bovins allaitants herbagers pour produire en préservant les prairies ? Eléments de réponse à l'aide de la modélisation.

M. JOUVEN (1), J. AGABRIEL (1), P. CARRERE (2), E. JOSIEN (3) et R. BAUMONT (1)

(1) INRA-URH, Theix, 63122 Saint-Genès Champanelle

(2) INRA-Agronomie, 234 av. du Brézat, 63039 Clermont-Ferrand Cedex 2

(3) CEMAGREF, 24 avenue des Landais, BP 50085, 63172 Aubière Cedex

**RESUME** - Dans l'objectif d'étudier les compromis entre fonction de production et fonction d'entretien des prairies, nous avons construit un modèle biotechnique qui simule le fonctionnement journalier et la dynamique de production d'élevages bovins allaitants herbagers en fonction de leur structure et stratégie de conduite. Le modèle est constitué de 4 sous-modèles qui simulent en dynamique : i) la production, la structure et la qualité du couvert prairial; ii) les performances animales (production laitière et variation d'état des vaches, croissance des jeunes); iii) la consommation de fourrages conservés et d'aliments concentrés, l'ingestion d'herbe pâturée en quantité et en qualité selon la disponibilité et la préhensibilité de l'herbe et selon la sélectivité des animaux; iv) la conduite des animaux et des surfaces, selon des règles de planification annuelle (usage des surfaces et conduite du troupeau) et des règles de pilotage tactique au jour le jour (gestion du pâturage, réalisation des récoltes, complémentation des animaux). Le simulateur, en cours de validation, permet d'analyser le calendrier fourrager, l'ingestion et les performances des animaux, la production de fourrages et la consommation d'aliments achetés, ainsi que quelques indicateurs d'utilisation des prairies. Nous avons testé l'impact de changements de conduite à trois niveaux : i) chargement de l'exploitation, ii) planification de la conduite du troupeau : date de vêlage, iii) pilotage du pâturage, élément clé à la fois pour l'entretien des ressources et la production : hauteur d'herbe de sortie en pâturage tournant.

### How to manage beef cattle foraging systems in order to produce meat while preserving grasslands? A few answers using a modelling approach.

**SUMMARY** -In order to investigate the trade-offs between animal production and the preservation of grasslands, we built a model simulating farm daily operation and production dynamics for beef cattle farming systems based on grass, depending on the structure of the farm and the management strategy. The model is made of four interacting sub-models which dynamically simulate: i) the production, structure and quality of the swards; ii) the animal performance (milk production and body condition of the cows, growth of the young cattle); iii) the consumption of conserved forage and concentrate feed, the quantitative and qualitative herbage intake at pasture depending on grass availability and prehensibility, and on animal selectivity; iv) the management of the herd and the plots, depending on annual planning (use of plots and herd management) and a series of tactical day-to-day management rules (grazing management, harvests, animal supplementation). The simulator, which is being validated, enables the user to analyse the forage calendar, the animal intake and performance, the production of forage and the consumption of bought feed, and a few indicators of grassland utilization. We tested the influence of management changes at three levels: i) farm stocking rate, ii) planning of herd management: calving date, iii) management rules for grazing, key variable for both grassland preservation and animal production: sward height at turnout during rotational grazing.

#### INTRODUCTION

Les systèmes d'élevage herbagers associent à la production animale un rôle d'entretien des prairies. Dans les élevages bovins allaitants basés sur l'exploitation de prairies, comme c'est le cas en moyenne montagne, les interactions troupeau - ressources herbagères sont centrales, et l'enjeu environnemental (maintien des paysages ouverts et de la biodiversité) est fort. La rentabilité de ces systèmes est fortement conditionnée par l'économie d'intrants (engrais, fourrages et concentré achetés). Les éleveurs doivent répondre d'une part aux demandes du marché, qui pousse à l'intensification pour avoir des bœufs plus gros, plus tôt dans la saison, et d'autre part aux conditionnalités de la politique agricole commune, qui incitent à l'extensification. Actuellement, aucun simulateur en France ne permet d'évaluer, pour ces systèmes d'élevage et à l'échelle de l'exploitation, l'effet de conduites intégrant des objectifs environnementaux sur la production animale et végétale et l'état des prairies. Des simulateurs comme PATUR'IN (Delaby *et al.*, 2001) ou SEPATOU (Cros *et al.*, 2001) permettent de prévoir et moduler la gestion du pâturage, pour ajuster l'offre fourragère aux besoins de production, mais pour des vaches laitières et dans le cas de pâturages bien exploités. Le simulateur PARIS (Baumont *et al.*, 2002)

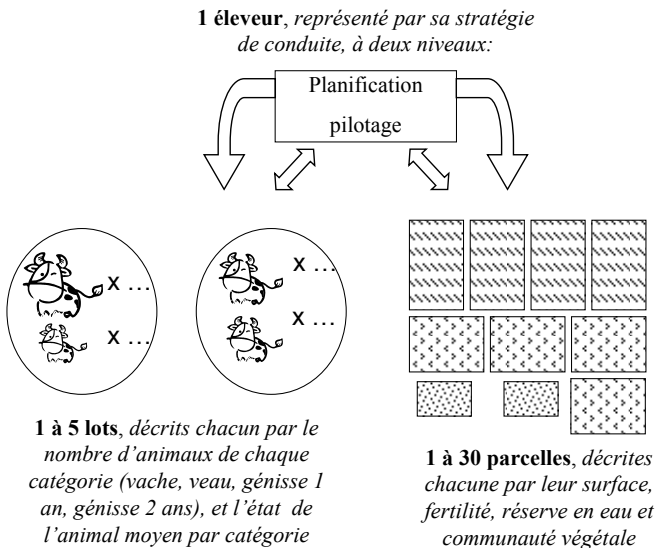
prévoit le comportement spatial et l'ingestion sélective des animaux, et en retour la dynamique du couvert végétal pâturé, mais à l'échelle de petites zones de végétation ou d'une parcelle.

Pour comprendre les équilibres entre fonction de production et d'entretien des prairies dans les systèmes d'élevage bovins allaitants herbagers, nous construisons un modèle biotechnique de recherche (Simulateur d'Elevages Bovins en Interaction avec l'Environnement : SEBIEN) qui simule le fonctionnement journalier et la dynamique de production d'une exploitation d'élevage. Les entrées du modèle sont la structure de l'exploitation et la stratégie de conduite. Les sorties comprennent le calendrier fourrager, la production animale et végétale journalière, mais aussi des indicateurs de production et d'état des prairies. SEBIEN n'aborde pas les aspects économiques, qui font l'objet de modèles spécifiques (ex : Veysset *et al.*, 2004)

Cette communication présente le modèle conceptuel et le simulateur SEBIEN, en cours de validation. Quelques résultats issus de simulations à l'échelle de l'année pour une situation « type », puis une évaluation des effets de modifications de la conduite, dans le sens d'une intensification ou d'une extensification, sont exposés.

**1 – MODELE CONCEPTUEL DU SYSTEME D'ELEVAGE ALLAITANT DE MOYENNE MONTAGNE**

Le modèle conceptuel du système d'élevage a été élaboré à partir de l'expertise de chercheurs et d'acteurs du développement (Chambre d'Agriculture Régionale d'Auvergne, Chambre d'Agriculture du Cantal), et à partir d'enquêtes auprès de quatre éleveurs allaitants du Cantal, représentatifs d'une gamme de structures d'exploitations et stratégies de conduite au sein du cas-type BV10 (Naisseur strict : vaches allaitantes Salers) des Réseaux d'Elevage (Institut de l'Elevage, 2004). Une exploitation typique de la zone étudiée est chargée à environ 1.2 UGB/ha. Elle comporte un à deux lots de vaches suitées, et un à deux lots de génisses (renouvellement : 15-20%) ; les vêlages sont centrés sur février pour exploiter au mieux la pousse de l'herbe, maximale en mai-juin. Les veaux sont vendus en broutards à l'automne. Environ la moitié de la surface est fauchée en première coupe, une petite partie en regains. Le foin est le mode de conservation dominant. Le déprimage de quelques parcelles de fauche est une pratique courante.



**Figure 1 :** Représentation du système biotechnique d'une exploitation bovine allaitante herbagère

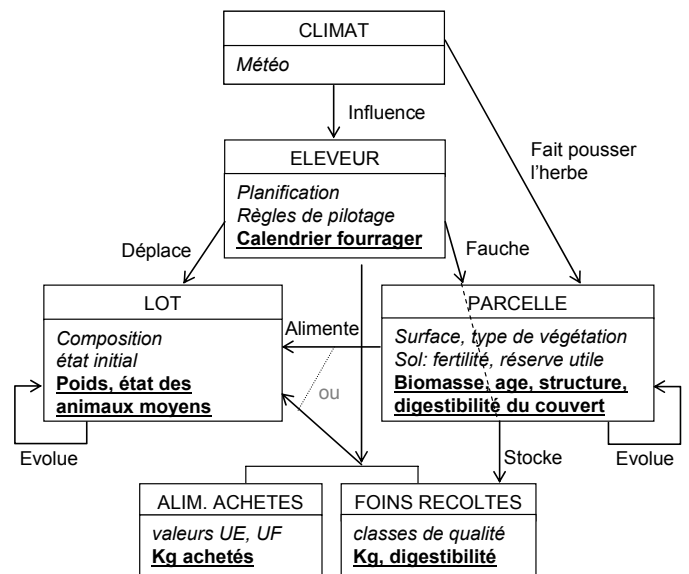
Les unités élémentaires de gestion sont le lot et la parcelle, respectivement pour le troupeau et les ressources (figure 1). Chaque lot est défini par une composition en nombre d'animaux par catégorie (vaches, veaux, génisses >1 an, génisses >2 ans), et par la performance potentielle (potentiel laitier et état à la mise-bas pour les vaches, poids à des dates clé pour les jeunes) et l'état de l'animal moyen dans chaque catégorie. Dans un souci de simplification, une même date de vêlage est appliquée pour toutes les femelles en production d'un même lot, et nous ne tenons pas compte des différences de besoins et de performances liées au sexe des veaux ou à la parité des vaches. Chaque parcelle est caractérisée par sa surface, sa réserve en eau, son indice de nutrition azotée et par une communauté végétale définie par l'abondance de quatre groupes fonctionnels de graminées (Cruz *et al.*, 2002). L'éleveur est représenté par une stratégie de conduite comportant deux niveaux : planification et pilotage. Les objectifs de production animale (date de mise-bas et de vente des veaux, poids des veaux à la vente) et l'utilisation des parcelles par période (fauche, pâture, néant) sont planifiés. Les règles de pilotage portent sur la mise à l'herbe et la rentrée à l'étable, la gestion du pâturage, la fauche, l'alimentation et la complémentation des lots.

En cohérence avec les pratiques observées chez les éleveurs, nous considérons que les objectifs de production animale sont toujours atteints, via le recours si besoin aux intrants et aux aliments achetés (concentré, éventuellement foin). La consommation d'aliments achetés est donc un indicateur de performance globale du système. Le taux d'utilisation de l'herbe (Balent *et al.*, 1999) et du matériel reproducteur avant floraison (« épis ») nous permettront d'évaluer, en fonction du type de milieu, l'état des parcelles et les effets sur leur niveau de biodiversité.

**2 – DU MODELE CONCEPTUEL AU SIMULATEUR**

Pour faciliter l'utilisation du modèle et l'interprétation des sorties, nous avons opté pour un modèle mécaniste et déterministe, qui répond au climat. Dans les systèmes considérés, la dynamique de production animale et végétale est fortement liée à l'ingestion des animaux, qui elle-même dépend de la gestion du système fourrager. Pour évaluer la capacité des animaux à valoriser et entretenir des prairies permanentes hétérogènes, la structure et la qualité des couverts sont explicitées.

SEBIEN est constitué de 4 sous-modèles : i) la végétation, adapté de Carrère *et al.* (2002); ii) les performances animales, basé sur INRA (1988); iii) l'ingestion et l'alimentation, basé sur le système des Unités d'Encombrement complété au pâturage par un modèle original de sélectivité et de préhensibilité de l'herbe ; iv) la conduite des animaux et des surfaces, sous-modèle développé spécifiquement. Les unités en jeu et leurs interactions sont présentées à la figure 2.



**Figure 2 :** Schéma d'ensemble du modèle SEBIEN (paramètres d'entrée en italique, variables de sortie en gras, soulignées)

**2.1 – Le sous-modèle de dynamique de végétation, appliqué à la parcelle**

Sur chaque parcelle, le couvert végétal est subdivisé en 4 compartiments structurels : végétatif (limbes + gaines) vert, végétatif sec, reproducteur (tiges + épis) vert et reproducteur sec (Carrère *et al.*, 2002). Chaque compartiment est caractérisé par une biomasse, un âge et une digestibilité. Seule la croissance des parties aériennes est modélisée, à partir de l'efficacité photosynthétique du couvert, modulée par une fonction saisonnière rendant compte des phénomènes de mobilisation et de mise en réserve d'azote dans les

organes souterrains. L'âge des compartiments est déterminé par la somme des températures positives depuis le 1<sup>er</sup> janvier, et par les flux de biomasse. L'âge stimule la sénescence et réduit la digestibilité des compartiments verts, puis affecte l'abscission du matériel sénescé. L'âge peut augmenter ou diminuer dans le temps en fonction de la croissance nette et de la dynamique de défoliation du couvert. Le modèle a été calibré pour des prairies permanentes de moyenne montagne, et validé (Jouven *et al.*, soumis) sur des données expérimentales provenant des domaines expérimentaux INRA de Marcenat et des Monts Dore.

## 2.2 – Le sous-modèle de performances animales

Le sous-modèle de performances animales, basé sur les équations INRA (1988), calcule quotidiennement les besoins et la capacité d'ingestion de la vache, du veau et/ou de la génisse moyens de chaque lot en fonction de leur état pondéral et physiologique, et en retour la variation de poids/état de ces animaux moyens en fonction de l'énergie nette ingérée. Les modèles INRA ont été validés sur de longues périodes (hivernage). Dans SEBIEN, nous les appliquons en dynamique. Pour vérifier que cela ne cause pas de dérive, ces modèles sont revalidés au jour le jour avec des données expérimentales externes au modèle.

## 2.3 – Le sous-modèle d'alimentation et d'ingestion

A l'étable, le sous-modèle d'alimentation calcule, par catégorie d'animal dans chaque lot, la consommation journalière de fourrages stockés (répartis en 3 classes de qualité), de foin et de concentré achetés, pour atteindre le niveau d'alimentation et les objectifs de production animale prédéfinis en entrée du modèle par l'utilisateur.

Au pâturage, chaque lot se trouve sur une parcelle et a donc à disposition un couvert végétal de biomasse, structure et qualité définies par le modèle de végétation. Le sous-modèle d'alimentation prévoit alors l'ingestion du lot en quantité et en qualité. Le prélèvement sélectif dans les 4 compartiments structurels du couvert dépend la biomasse accessible (Delagarde *et al.*, 2001), de l'abondance et de la qualité relative de chaque compartiment végétal. L'ingéré total est réparti entre les catégories d'animaux du lot en fonction de la capacité d'ingestion de chacune.

## 2.4 – Le sous-modèle de conduite

La planification et les règles de pilotage, définies en entrée du modèle, gèrent selon l'état des ressources et le climat la mise à l'herbe et la rentrée à l'étable, la rotation des lots sur les parcelles, la fauche et la complémentation des animaux pour atteindre les objectifs de production. Par simplicité, la planification et les règles de pilotage sont identiques chaque année dans le cas de simulations pluriannuelles.

L'année est divisée en 5 périodes : déprimage, printemps, été, automne, hiver. L'utilisation des surfaces par période (fauche ou pâturage) et les objectifs de production animale (date de mise-bas, date de vente et poids à la vente des veaux, ...) sont planifiés. Un ordre de priorité est établi entre lots pour le pâturage des parcelles qui ne sont pas pré-affectées à un lot en particulier. Les règles de pilotage modulent la planification en cours d'année en fonction de l'état du troupeau, des parcelles et du climat. Notamment, en cas d'excès d'herbe, des parcelles fauchables prévues pour le pâturage peuvent être fauchées, et inversement les parcelles de fauche peuvent être pâturées en cas de manque d'herbe.

## 2.5 – Implémentation informatique de SEBIEN

Le modèle a été implémenté avec le langage informatique Python, simple et concis, facilement accessible aux non-spécialistes. En tant que langage objet, il confère au code une grande modularité et permet de traduire directement les entités concrètes en classes. SEBIEN comprend 6 classes biotechniques (Figure 2) et une classe simulation.

## 3 – EXEMPLES DE SIMULATIONS : IMPACTS DE MODIFICATIONS DE LA CONDUITE SUR LA DYNAMIQUE DE PRODUCTION

A partir de la simulation d'une situation moyenne à l'équilibre, nous avons testé l'impact, toutes choses égales par ailleurs, de changements portant sur le chargement de l'exploitation, via le nombre d'animaux, la conduite du troupeau (date de vêlage) et le pilotage du pâturage.

### 3.1 – Simulation d'un élevage bovin allaitant « moyen » produisant des veaux Salers

Pour une série de 8 années climatiques consécutives (1993-2000) provenant de la station de Marcenat (Cantal, 1100m d'altitude), nous avons simulé une ferme virtuelle inspirée du cas-type BV10 des réseaux d'élevage :

- chargement 1.2 UGB/ha
- 1 lot de 36 vaches suitées de 700kg, vêlant le 1<sup>er</sup> février en état 2.5/5, les veaux étant vendus à 9 mois et 350 kg
- 1 lot de génisses : 7 de plus 1 an (350 kg à 1 an) et 7 de plus de 2 ans (550 kg à 2 ans, 650 kg à 3 ans)
- 4 parcelles de fauche (Fauche) de 5 ha, fauchées à épiaison, dont 2 déprimées par les vaches, et 2 fauchées en regains; les 4 pâturées en priorité par les vaches à l'automne.
- 4 parcelles de 4 ha pâturées en priorité par les vaches (Pât Va) en printemps-été, dont 2 déprimées par les génisses ; toutes sont pâturables à l'automne, en priorité par les génisses
- 2 parcelles de 2 ha pâturées par les génisses au printemps et en été (Pât Gé)

Le déprimage est fixé à 4 jours par parcelle. Ensuite, les animaux changent de parcelle en fonction de la hauteur de l'herbe ou d'un temps de séjour maximal fixé a priori si la hauteur n'est pas inférieure au seuil. Les seuils appliqués ici sont : pour le lot de vaches, 7, 6 et 5 cm ou 15, 20, et 30 jours, respectivement au printemps, en été et en automne ; pour le lot de génisses, les seuils sont diminués d'1 cm et augmentés de 5 jours, avec un plafond à 30 jours.

Un exemple de calendrier fourrager proposé par SEBIEN pour ce cas de référence est donné figure 3. Des indicateurs de production et d'utilisation des prairies sont au tableau 1.

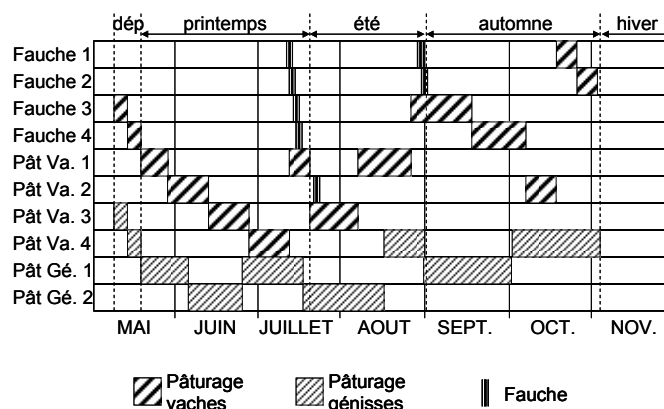


Figure 3 : exemple de calendrier fourrager prévu par SEBIEN pour un élevage « type BV10 », pour la 1<sup>ère</sup> année de simulation

**Tableau 1** : prévisions de SEBIEN moyennes et écart-type entre années simulées pour un élevage « type BV10 »

INGESTION ET PERFORMANCES		Cas-type
Ingestion au pâturage: (kg MS)	par vache	13.1 ± 0.4
	par veau	2.5 ± 0.1
	par génisse	9.4 ± 0.3
Etat des vaches à la mise à l'herbe (/5)		1.88 ± 0.02
Etat des vaches à la rentrée étable (/5)		2.91 ± 0.19
Production laitière 0-6mois (kg/jour)		7.06 ± 0.03
Poids des veaux à 6 mois (kg)		203 ± 3
ALIMENTS CONSERVES		
Stock de foin avant hiver (t MS/UGB)		2.39 ± 0.16
Digestibilité moyenne du foin stocké		0.64 ± 0.01
Foin vendu (t MS/UGB)		0 ± 0
Foin acheté (t MS/UGB)		0 ± 0
Concentré acheté (kg) :	par vache	0 ± 0
	par veau	390 ± 67
	par génisse	0 ± 0
UTILISATIONS DES PRAIRIES		
Date de mise à l'herbe		10 mai ± 4j
Date de rentrée étable		2 nov ± 7j
Date de 1 <sup>ère</sup> coupe		4 juil ± 6j
Ha fauchés en 1 <sup>ère</sup> coupe		21 ± 2
Date de 2 <sup>ème</sup> coupe		14 août ± 11j
Ha fauchés en 2 <sup>ème</sup> coupe		12 ± 2
Taux d'utilisation	fauches	0.53 ± 0.02
	(consommation/production brute) pâtures	0.34 ± 0.03
Ha avec taux d'utilisation <0.25		2.7 ± 2.1
Taux d'utilisation des épis :	fauches	0.67 ± 0.02
	(cons/prod br., avant floraison) pâtures	0.35 ± 0.08
Ha avec taux d'utilisation des épis <0.25		6.0 ± 3.4

### 3.2 – Modification du chargement global

Si on augmente le chargement à 1.4 UGB/ha, le stock de foin par animal est réduit (-0.67 tMS/UGB) entraînant des achats de foin (0.31 tMS/UGB) et de concentré (17 kg) pour les génisses. La disponibilité d'herbe par animal est réduite : la mise à l'herbe est retardée (+2 j), le taux d'utilisation de l'herbe (+0.05) est accru, moins de surfaces sont utilisées après floraison (-0.7 ha) ou fauchées en 2<sup>ème</sup> coupe (-2 ha).

Si on diminue le chargement à 1.0 UGB/ha, le stock de foin par animal est augmenté (+0.23 t MS/UGB), et du foin est vendu (0.56 t MS/UGB). Les animaux disposent de plus d'herbe au pâturage, d'où un taux d'utilisation de l'herbe (-0.02) et du matériel épié (-0.05) plus faible sur les pâtures.

### 3.3 – Modification de la date de vêlage

Si on avance les vêlages au 1<sup>er</sup> décembre, l'hiver couvre 5 mois de lactation, d'où une plus forte consommation de foin (-0.42 tMS/UGB en stock, +0.14 tMS/UGB achetées) et de concentré (+17 kg par vache, +10 kg par génisse). Les vaches sortent en moins bon état (-0.4), et produisent moins de lait (-0.4 kg/j), mais les veaux pâturent au printemps, et pèsent 33 kg de plus à 6 mois. Les vaches sont tarées tôt, d'où un meilleur état à la rentrée étable (+0.48), mais plus de surfaces sous-exploitées (+1 ha) et/ou avec un taux d'utilisation faible du matériel épié (+0.4 ha).

Si on retarde les vêlages au 1<sup>er</sup> avril, maintenir les vaches en état avant mise bas consomme plus de foin (reports de stock :-0.20 tMS/UGB, foin acheté : +0.11 tMS/UGB) et de

concentré (vache : +8 kg) ; l'état à la mise à l'herbe est meilleur (+0.37) mais, comme les veaux sont plus légers à l'herbe, le potentiel laitier s'exprime moins (-0.15 kg/j) et le poids des veaux à 6 mois est réduit (-14 kg).

### 3.4 – Modification de la hauteur de sortie de parcelle

Si on diminue de 20% la hauteur de sortie des parcelles en pâturage tournant, les quantités ingérées sont limitées (vaches :-1.0 kg/j, veaux : -0.2 kg/j, génisses : -0.3 kg/j), d'où des performances moins bonnes : la production laitière (-0.13 kg/j) le poids des veaux à 6 mois (-5 kg), et l'état à la rentrée étable (-0.52) diminuent nettement. Il en résulte une consommation de foin (-0.29 tMS en stock) et de concentré (veaux : +72 kg) plus élevée. Le temps de séjour sur les parcelles étant allongé, les surfaces sous-exploitées (+2.0 ha) et/ou avec un taux d'utilisation faible du matériel épié (+1.7 ha) augmentent.

Si on élève la hauteur de sortie des parcelles de 20%, les animaux sont nourris presque à volonté tout au long de l'année, et notamment l'offre d'herbe en automne est supérieure ; l'ingestion des vaches est accrue (+0.4 kg), d'où une production laitière stimulée (+0.06 kg/j), une plus faible consommation de concentré pour les veaux (-38 kg) et un meilleur état des vaches à la rentrée étable (+0.24). De plus, comme la rotation est rapide, le matériel épié est mieux consommé (-0.33 ha sous- exploités).

### 4 –CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les sous-modèles biologiques et de conduite de SEBIEN sont en cours de validation, sur données expérimentales et auprès d'experts de la recherche et du développement. Le modèle complet sera enrichi d'une grille d'interprétation des états de végétation en clé « diversité végétale » et des aspects « fertilisation », puis validé dans son ensemble.

Par la suite, nous utiliserons SEBIEN sur des pas de temps longs (≥10 ans) pour tester les effets de conduites supposées favorables à la biodiversité, toutes choses égales par ailleurs, puis en ajustant des éléments de conduite du troupeau et du système fourrager pour rechercher un nouvel équilibre entre production et entretien des prairies. Les sorties de SEBIEN pourront être utilisées comme entrées pour des modèles d'évaluation économique.

*Nous tenons à remercier : R. Bouchy (Ch. d'Agric. du Cantal) J-L Reuillon (Institut de l'Elevage), les domaines INRA de Marcenat et des Monts Dore et les éleveurs pour leur expertise ; la région Auvergne et le FNADT pour leur soutien financier.*

**Balent, G. et al. (1999)** Fourrages 160, 385-402

**Baumont, R. et al. (2002)**. Renc. Rech. Rum., 9, 69-72

**Carrère, P. et al. (2002)** Grassl. Sci. in Eu., vol. 7, 282-283

**Cros, M. J. et al. (2001)** Fourrages 167, 365-383

**Cruz, P. et al. (2002)** Fourrages 172, 335-354

**Delagarde, R. et al. (2001)** Fourrages 166, 189-212

**Delaby, L. et al. (2001)** Fourrages 167, 385-398

**INRA (1988)**. Jarrige (ed.), INRA Editions, Paris, 471 pp.

**Institut de l'Elevage (2004)** Réseaux d'élevage Auvergne et Lozère : référentiel fourrager et cas-types

**Jouven, M. et al., (2005)** Grass and Forage Science, *soumis*

**Veyssset, P. et al. (2004)** Renc. Rech. Rum, 11, 205

## ANNEXE 7 : Communication au congrès de l'European Grassland Federation, 2006

**Diet quality and intake during the grazing season in beef cows on permanent pastures**Baumont R.<sup>1</sup>, Traclet M.<sup>1</sup>, Le Morvan A.<sup>1</sup>, Egal D.<sup>2</sup>, Jouven M.<sup>1</sup> and D'hour P.<sup>2</sup><sup>1</sup>Unité de Recherches sur les Herbivores, Centre INRA Clermont-Fd/Theix, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France.<sup>2</sup>INRA, Unité Expérimentale des Monts Dore, 63210 Orcival, France.**Abstract**

Feed intake, diet quality and animal performance (milk production, weight of both cows and calves) were studied in beef cows at grazing from May to November. Two groups of 8 Charolais cows with calves (calving dating from January to February) continuously grazed a permanent pasture either at high stocking rate (HSR: between 1.6 and 0.9 cows ha<sup>-1</sup>) or at low stocking rate (LSR: 0.7 cows ha<sup>-1</sup>). Feed intake, diet digestibility and sward characteristics were measured on five occasions every six weeks. Sward height varied from 3.3 to 7.7 cm and from 5.9 to 13.1 cm on HSR and LSR treatments, respectively, while biomass ranged from 1.76 to 3.52 t ha<sup>-1</sup> and from 2.61 to 4.15 t ha<sup>-1</sup>, respectively. Diet digestibility was constantly lower on LSR treatment (0.70 vs. 0.73, p<0.001). However, neither organic matter intake (13.5 vs. 13.0 kg) nor digestible organic matter intake (9.5 kg) were significantly different between the two treatments, except in September where intake was higher on LSR treatment (14.0 vs. 11.2 kg OM, and 9.5 vs. 8.1 kg DOM, p<0.05). Both treatments allowed similar milk production and calf growth (1,080 g d<sup>-1</sup>), but cows on HSR treatment lost weight in autumn.

Keywords: beef cows, intake, diet digestibility, grazing, permanent pasture.

**Introduction**

Grazing management aims to provide herbage in quantity and of sufficient quality to satisfy animal requirements while sustaining the grassland. Extensive management for environmental purposes, such as enhancing biodiversity, can be achieved by lowering grazing pressure or stocking rate. This results in the development of pasture heterogeneity, with an increased herbage biomass but of lower nutritive value. Thus, it is essential to understand the interplay between animal intake and vegetation dynamics in order to evaluate the resource value for the animals, and to manage that resource (Baumont *et al.*, 2005). When compared at high and low stocking rates during the grazing season, sheep adapted their foraging behaviour to maximise diet digestibility, and were able to maintain a comparable intake of digestible matter (Garcia *et al.*, 2003). The aim of this trial was to investigate the ability of beef cows to maintain diet quality and intake, as well as their production performance, on permanent pastures managed at high or low stocking rates during the grazing season.

**Materials and methods**

The experiment was conducted in 2004 in the experimental farm of Monts-Dore (France) on an upland (1,200 m) permanent pasture dominated by *Festuca rubra* Gaud. and *Agrostis tenuis*. Sixteen Charolais cows (4 to 7 years old) with their calves were split into two groups of eight with similar initial weights (682 ± 70 and 119 ± 15 kg for cows and calves, respectively). One group continuously grazed a plot of 11.4 ha. That corresponds to a low stocking rate (LSR: 0.70 cow ha<sup>-1</sup>), leading to some under-exploitation of the vegetation in spring. The other group grazed at a higher stocking rate (HSR: mean grazing pressure of 1.23 cow ha<sup>-1</sup>) a plot that varied from 5 to 9 ha, the surface being adjusted to maintain the sward vegetative and not higher than 8 cm.

Both groups grazed continuously from May to November with five experimental periods: P1, 17-28 May; P2, 28 June-9 July; P3, 16-27 August; P4, 20 September-1 October; P5, 25 October-5 November. During each period, sward height was characterised by stick measurements and sward biomass was measured from 10 x 0.1m rectangles cut at ground level with a hand mower (8 and 4 rectangles on LSR and HSR, respectively). Before cutting, 2 quadrats (0.14 x 0.14 m) were sampled on each rectangle to assess morphological sward structure by hand-sorting and to assess sward organic matter (OM) digestibility by pepsin-cellulase method (Aufrère and Demarquilly, 1989).

For each experimental period the daily organic matter intake of the cows was measured using ytterbium oxide (Yb<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) as an indigestible marker to estimate faecal output, and faecal nitrogen content to estimate OM diet digestibility (Garcia *et al.*, 2003). The grazing time was recorded using 'Ethosys' collars (IMF Technology GmbH, Frankfurt, Germany). Before and after each experimental period, the cows and calves were weighed, and milk production was estimated by weighing the calves before and after suckling (Le Neindre, 1973).

The data were analysed by analysis of variance with treatment (HSR vs. LSR) and period (P1 to P5) effects and their interactions. As the different experimental periods were not independent, the period was considered as a repeated measure using the mixed procedure in SAS 8.1 software (SAS, Cary, NC).

**Results and discussion**

Under both treatments, the highest sward height and biomass were obtained at the beginning of July during P2 at the end of the reproductive growth (Table 1). LSR treatment induced a significantly higher sward height and biomass. Digestibility of sward samples cut at the ground level decreased significantly during the grazing season for both treatments, and was closely related to the digestibility of the green leaves and to the proportion of dead material in the sward (R<sup>2</sup> = 0.85 for multiple regression).

Table 1. Treatment (T) and period (P) effects on sward height, biomass and OM digestibility.

	Treatment	Period					s.e.d.	Effect		
		P1	P2	P3	P4	P5		T	P	T x P
Height (cm)	HSR	5.9	7.7	5.3	4.5	3.3	0.93	***	**	**
	LSR	7.0	13.1	10.1	7.5	6.3				
Biomass (T DM/ha)	HSR	2.69	3.52	2.59	1.76	2.16	0.36	*	***	NS
	LSR	2.61	4.15	3.20	2.91	2.78				
OM Digestibility (g/g)	HSR	0.68	0.60	0.59	0.60	0.54	0.013	NS	***	**
	LSR	0.66	0.61	0.58	0.57	0.56				

s.e.d.: standard error of difference; NS = non-significant; \* = P<0.05; \*\* = P<0.01; \*\*\* = P<0.001.

Diet digestibility estimated by faecal nitrogen content decreased during the grazing season (Table 2) and was closely related to sward digestibility ( $R^2 = 0.83$ ). From P2 to P5, the digestibility of the diet selected by the animals was significantly higher on the HSR treatment. Faecal output was significantly increased after P1 for both treatments (Table 2). Faecal output was significantly higher under LSR treatment, and reached a plateau between P2 and P5. Voluntary intake varied significantly with period, and was closely related to sward biomass ( $R^2 = 0.76$ ). Neither organic matter intake nor digestible organic matter intake were significantly different between the two treatments, except in September (P4) where intake was higher on the LSR treatment. Grazing time was always higher on HSR treatment, reaching significance for P2, P3 and P4.

Table 2. Treatment (T) and period (P) effects on OM diet digestibility, intake parameters and grazing time.

	Treatment	Period					s.e.d.	Effect		
		P1	P2	P3	P4	P5		T	P	T x P
OM Digestibility of the diet (g/g)	HSR	0.79	0.73	0.72	0.72	0.69	0.006	***	***	***
	LSR	0.78	0.71	0.68	0.68	0.66				
Faecal output (kg OM/day)	HSR	2.8	4.1	4.0	3.1	3.6	0.3	**	***	***
	LSR	2.7	4.5	4.4	4.6	4.2				
Intake (kg OM/day)	HSR	13.0	15.1	14.0	11.2	11.7	0.85	NS	***	**
	LSR	11.9	15.7	13.8	14.0	12.3				
Digestible OM intake (g/day)	HSR	10.2	11.1	10.0	8.1	8.1	0.62	NS	***	**
	LSR	9.2	11.2	9.4	9.5	8.1				
Grazing time (min/day)	HSR	551	571	596	588	577	22	*	*	NS
	LSR	518	517	549	544	558				

s.e.d.: standard error of difference; NS = non-significant; \* = P<0.05; \*\* = P<0.01; \*\*\* = P<0.001.

Milk production of the cows reached 8 kg after P1 and decreased thereafter in accordance with data by Petit and Agabriel (1989). No significant treatment effect was detected on milk production nor on the average daily weight gain of the calves (1,090 and 1,070 g day<sup>-1</sup> for HSR and LSR, respectively). However, the weight of the cows was significantly lower under HSR treatment after P3 and until the end of the trial (745 vs. 788 kg, P<0.001).

Under HSR, cows maintained a higher diet quality but intake was limited by low herbage availability, in particular in the autumn not fully compensated by the increase in grazing time. Under LSR, the quality of the ingested diet was lower, but the cows maintained a sufficiently high level of organic matter intake to allow a similar intake of digestible organic matter. Intake was probably limited by the amount of matter in the digestive tract, as indicated by the plateau in faecal output. As a consequence, animal production was little affected by stocking rate: both grazing management strategies allowed similar calf growth, but the cows lost weight in autumn under the HSR treatment.

## Conclusion

At high or low stocking rates, beef cows are able to maintain to a certain extent their intake of digestible matter, either with increased grazing time when grass availability is low, or with increased flow of non digested material when sward quality is low. It gives a certain amount of flexibility in managing beef cows at grazing.

## References

- Aufrère J. and Demarquilly C. (1989) Predicting organic matter digestibility of forage by two pepsin-cellulase methods. In: *XVth International Grassland Congress Nice*, R. Jarrige ed., pp 877-878.
- Baumont R., Ginane C., Garcia F. and Carrère P. (2005) How herbivores optimise diet quality and intake in heterogeneous pastures, and the consequences for vegetation dynamics. In: *Pastoral systems in Marginal Environments*" (Ed. J. Milne), Wageningen Academic Publishers, pp. 39-50.
- Garcia F., Carrère P., Soussana J.F. and Baumont R. (2003) The ability of sheep at different stocking rates to maintain the quality and quantity of their diet during the grazing season. *Journal of Agricultural Science*, 140, 113-124.
- LeNeindre P. (1973) Observations sur l'estimation de la production laitière des vaches allaitantes par la pesée du veau avant et après tétée. *Annales de Zootechnie*, 22, 413-422.
- Petit M. and Agabriel J. (1989) Beef cows. In: R. Jarrige (ed.) *Ruminant Nutrition, recommended allowances and feed tables*, John Libbey Eurotext, London, Paris, pp. 93-108.

**ANNEXE 8** : Protocole et résultats d'une expérience menée en 2004-5 pour la validation du sous-modèle animal. L'expérience compare les performances à l'étable selon le niveau d'alimentation hivernal (haut, moyen ou faible), pour des vaches allaitantes Charolaises suitées.

Protocole :

42 vaches allaitantes Charolaises (dont 27 multipares et 15 primipares, âge moyen 4.1 ans) ont été réparties en début d'hiver en 3 lots en fonction de la parité (9 multipares et 7 primipares), du poids ( $720 \pm 50$  kg), de la note d'état corporel ( $2.2 \pm 0.2$ ), de la date de vêlage prévue (11 janvier  $\pm 10$  jours) et de la production laitière de l'année précédente ( $6.8 \pm 1.6$  kg) pour les multipares.

Les vaches, logées en stabulation entravée, ont été alimentées avec du foin (65% de la ration en kg) et un aliment concentré « vaches tarées » (0.95 UFL/kg, 8.5% cellulose, 49 PDIA, 120 PDIN, 92 PDIE). A partir du 13 décembre et jusqu'au 25 avril, l'alimentation des lots a été différenciée selon le niveau de couverture des besoins : +1 UF (haut), -0.5 UF (moyen) et -2 UF (bas). Les besoins ont été calculés d'après les équations [INRA \(1989\)](#), la valeur énergétique des foins à partir de mesures de digestibilité par la méthode de la pepsine-cellulase ([Aufrière et Demarquilly, 1989](#)). Les rations ont été revues après vêlage pour tenir compte des besoins de production laitière.

Le poids des vaches et de leurs veaux a été mesuré tous les 14 jours ([Le Neindre, 1973](#)). La production laitière a été mesurée tous les 14 jours par double pesée des veaux. La note d'état des vaches a été mesurée tous les 21 jours par manipulation ([Agabriel et al., 1986](#)), et vérifiée avec des prélèvements d'adipocytes en début et en fin d'expérience.

Tétée des  
veaux





Résultats :

Suite à des problèmes au vêlage ou à des boiteries, seulement 13 vaches ont été retenues par lot. Des mesures de digestibilité *in vivo* réalisées sur moutons en cours d'expérience ont montré que la valeur des foins expérimentaux avait été largement sous-estimée (0.55 au lieu de 0.63). En conséquence, les niveaux d'alimentation réels ont été supérieurs de +0.5 à +1UF aux niveaux souhaités. Au vu du manque de références sur la sur-alimentation des vaches, seuls les niveaux « moyen » et « bas » ont été utilisées pour la validation du modèle SEBIEN.



Dispositif pour mesurer la digestibilité *in vivo* des foins

Les résultats expérimentaux sont synthétisés dans le tableau ci-dessous (moyenne (écart-type) par lot et par parité). Toutes les vaches ont pris du poids durant l'hiver, sans pour autant prendre de note, ce qui contraste avec les modèles INRA mais est sans doute attribuable en partie au jeune âge des vaches et à leur grand format : >800 kg en fin de croissance, soit près de 100 kg de plus que les vaches utilisées pour calibrer les modèles INRA dans les années 1970-80. Pour les multipares, l'effet du niveau d'alimentation sur le poids a été assez linéaire : +30 kg par UF en plus dans l'alimentation journalière. Comme prévu par les modèles INRA, la production laitière n'a pas été significativement affectée par le niveau d'alimentation ; elle a été en moyenne de 10 kg pour les multipares, et 8.2 kg pour les primipares. Les notes d'état corporel ont légèrement chuté en cours d'expérience, sauf pour le lot « haut », où elles se sont maintenues malgré l'effort de lactation.

Lot	Date de vêlage	Poids des veaux nés	Production laitière	Variation de poids*	Variation de note
« haut » (multipares)	18 janv. (9)	50 (6)	10.0 (2.1)	86 (31)	0.00 (0.26)
« haut » (primipares)	1 févr. (9)	46 (8)	8.1 (1.7)	101 (17)	0.02 (0.34)
« moyen » (multipares)	19 janv. (7)	55 (4)	10.2 (1.2)	63 (29)	-0.16 (0.14)
« moyen » (primipares)	4 févr. (14)	47 (2)	8.7 (0.7)	84 (15)	-0.02 (0.25)
« bas » (multipares)	28 janv. (22)	57 (14)	9.5 (1.8)	26 (39)	-0.16 (0.17)
« bas » (primipares)	4 févr. (14)	51 (9)	8.6 (0.3)	85 (68)	-0.20 (0.21)

\* corrigé du poids du fœtus

**ANNEXE 9** : Protocole et résultats d'une expérience menée en 2005 pour la validation du sous-modèle animal. L'expérience compare les performances selon la conduite du pâturage (rotation ou continu), pour des vaches allaitantes Charolaises suitées.

#### Protocole :

27 vaches allaitantes Charolaises suitées ayant participé à l'expérience décrite en annexe 8 ont été réparties fin avril en 2 lots en fonction du niveau d'alimentation hivernal, de la date de vêlage (13 janvier  $\pm 8$  jours), du poids (766  $\pm 64$  kg) et de la note d'état corporel (2.0  $\pm 0.2$ ) des vaches, du sexe (moitié mâles, moitié femelles) et du poids (191  $\pm 8$  kg) des veaux et de la production laitière du mois de mars (9.7  $\pm 2.0$  kg).

Les animaux ont été mis à l'herbe le 4 mai. A partir du 23 mai, ils ont pâturé des parcelles de prairie permanente diversifiée dominée par *Agrostis tenuis* et *Festuca rubra*. Un lot a été conduit en pâturage continu sur une parcelle de 11.4 ha, à un chargement de 127 ares/vache. L'autre lot a été conduit en rotation, d'abord sur quatre parcelles de 0.8 ha (chargement 36 ares/vache), élargies le 29 juillet à deux autres parcelles de 0.8 ha (chargement 53 are/vaches) précédemment pâturées par des génisses, puis le 12 août à des regains de fauche (fauche le 28 juin, chargement 77ares/vache). Les changements de parcelle ont été appliqués tous les quatre jours pour le premier passage en mai (P1), puis lorsque la hauteur moyenne du couvert était inférieure à un seuil : 7 cm au 2<sup>ème</sup> passage (P2), 5 cm au troisième passage (P3) et 4.5 cm au dernier passage (P4), après les regains. Les regains de fauche ont été pâturés au fil.

L'état du couvert sur les parcelles a été mesuré toutes les 3 semaines pour le lot en pâturage continu, et à chaque entrée et sortie de parcelle pour le lot en rotation, où la hauteur du couvert a été suivie en continu. La hauteur du couvert a été estimée par des mesures au stick le long de parcours fixes (minimum 80 mesures pour les plus petites parcelles). La biomasse offerte a été estimée à partir de prélèvements réalisés au ras du sol à la minitondeuse sur des rectangles de 10x0.1m (2 par parcelle en rotation, 9 sur la parcelle pâturée en continu). La digestibilité de l'offert a été estimée à partir de ces prélèvements par la méthode de la pepsine-cellulase (Aufrère et Demarquilly, 1989). Parallèlement, la croissance de l'herbe a été mesurée en fauchant à 3 cm des zones en défens de 1x1 m, toutes les 7 semaines, pour calibrer le sous-modèle de végétation de SEBIEN. Le poids des vaches et de leurs veaux a été mesuré tous les 14 jours (Le Neindre, 1973). La production laitière a été mesurée tous les 14 jours par double pesée des veaux. La note d'état des vaches a été mesurée tous les mois par manipulation (Agabriel et al., 1986).



Prélèvement de biomasse dans une zone en défens

Résultats :

En pâturage continu, la biomasse et la hauteur offerte ont augmenté de mai à juin, passant de 1.8 t MS/ha et 7.3 cm à 2.8 t MS/ha et 13.3 cm, puis elles ont progressivement chuté en cours d'été et en automne pour descendre à 1.19 t MS/ha et 4.0 cm fin octobre. La digestibilité du couvert est passée de 0.64 en mai à 0.69 en juin, puis a chuté continûment pour atteindre 0.52 fin octobre. L'état du couvert pour le lot en rotation est donné dans le tableau ci-dessous. La qualité de l'herbe offerte a chuté en cours de saison. La quantité offerte s'est maintenue aux alentours de 2.5 t MS/ha en entrée de parcelle, mis à part en P4 où elle a accusé une légère baisse. La parcelle de regains, pâturée en août, se démarque par sa digestibilité élevée.

Période	P1	P2	P3	Regains	P4
Biomasse (entrée, t MS/ha)	2.6	2.9	2.8	2.5	2.3
Biomasse (sortie, t MS/ha)	2.2	2.0	1.8	0.6	1.5
Hauteur (entrée, cm)	11.8	13.1	11.2	14.1	9.4
Hauteur (sortie, cm)	8.7	6.3	4.7	2.7	4.2
Digestibilité (entrée)	0.67	0.64	0.60	0.73	0.59

Entre mai et début juillet, les vaches ont pris du poids (+50 kg en rotation, +64 kg en pâturage continu). Entre juillet et fin septembre, le lot en rotation a eu tendance à continuer de prendre du poids (+8 kg), et le lot en pâturage continu à en perdre (-5 kg). Un écart de 25 kg en faveur du lot conduit en pâturage libre s'est créé en été, mais a été presque entièrement compensé en automne. L'état des vaches a très peu varié, restant entre 2.00 et 2.25. La production laitière a diminué au cours de la saison de pâturage, pour les deux lots. En juillet, le lot conduite en pâturage continu produisait 2 kg de plus, mais cet écart s'est inversé en août, lorsque le lot conduit en rotation est entré sur les regains de fauche. Les vaches ont été tariées le 20 septembre, après 8 mois de lactation ; elles produisaient alors 3 kg de lait. Les veaux ont pris 132 kg à l'herbe, passant en moyenne de 191 à 323 kg, avec un gain de poids de 1.1 kg/jour. En cohérence avec les variations de production laitière et de disponibilité de l'herbe observées, les veaux du lot conduit en pâturage continu ont été plus lourds en été (jusqu'à +21 kg en août), mais cet écart a été compensé en septembre.



Pâturage sur une parcelle de la rotation (septembre 2005):  
herbe verte homogène.

Pâturage en continu (septembre 2005): mélange d'herbe verte rase et de touffes épiées sèches.



**ANNEXE 10** : Prévisions détaillées de SEBIEN pour les 3 exploitations simulées, avec la conduite initiale (référence), puis en appliquant 40% d'utilisation tardive (UT) des fauches, ou un seuil hauteur (SH) de 8 cm pour la sortie de parcelle en pâturage tournant.

A : indicateurs de production (moyenne sur 8 années simulées), B : indicateurs d'utilisation durable des prairies (moyenne entre parcelles).

<b>A)</b>		référence	40% UT	SH 8 cm
<b>Exploitation PL (prairies pauvres, chargement faible)</b>				
<b>VARIABLES</b>	Viande autonome (kg/UGB)	269	256	274
<b>SYNTHETIQUES</b>	Bilan fourrager (t MS/UGB)	-0.32	-0.47	-0.26
	Fourrage récolté (t MOD/UGB)	1.95	2.04	2.11
	Fourrage pâturé (t MOD/UGB)	1.31	1.35	1.40
	Concentré consommé (kg/UGB)	28	51	17
<b>FOURRAGES</b>	Fourrage récolté (t MS/UGB)	2.04	1.82	2.03
<b>CONSERVES</b>	Fourrage vendu (t MS/UGB)	0.13	0.07	0.10
	Fourrage acheté (t MS/UGB)	0.37	0.48	0.30
<b>FAUCHES</b>	Date 1° Coupe (jours)	8 juil	12 juil	8 juil
	Surface fauchée 1°C (ha)	13.9	12.8	13.5
	Rendements 1°C (t MS/ha)	3.12	3.05	3.18
	dMO fourrage conservé 1°C	0.62	0.61	0.63
	Date 2° Coupe (jours)	25 août	30 août	27 août
	Surface fauchée 2°C (ha)	4.9	4.1	4.5
	Rendements 2°C (t MS/ha)	1.37	1.37	1.43
	dMO fourrage conservé 2°C	0.64	0.67	0.66
	Date 3° Coupe (jours)	-	-	-
	Surface fauchée 3°C (ha)	0.0	0.0	0.0
	Rendements 3°C (t MS/ha)	-	-	-
	dMO fourrage conservé 3°C	-	-	-
<b>PATURAGE</b>	Date Mise à l'Herbe (jours)	18 mai	16 mai	20 mai
	Date Rentrée Etable (jours)	27 oct	29 oct	26 oct
	Foin au pâturage, lot de vaches (jours)	23	19	18
	Foin au pâturage, lot de génisses (jours)	2	0	0
	QI vache au pâturage (kg MS)	11.7	11.6	12.4
	QI veau au pâturage (kg MS)	2.6	2.6	2.9
	dMO de l'ingéré (vache et veau)	0.76	0.74	0.75
	QI G1 au pâturage (kg MS)	6.8	6.8	7.2
	QI G2 au pâturage (kg MS)	9.6	9.5	10.2
	dMO de l'ingéré (génisses)	0.71	0.70	0.71
<b>PERF. ANIMALES</b>	Concentré par veau (kg)	23	35	8
	Concentré par vache (kg)	5	13	5
	Concentré par G1(kg)	23	52	20
	Concentré par G2(kg)	1	5	0
	Variation d'état au pâturage (/5)	0.8	0.8	1.0
	Production laitière 0-6 mois (kg/jour)	7.1	7.1	7.2
	Gain au pâturage par veau* (kg)	150	151	149
	Gain au pâturage par vache (kg)	37	35	44
	Gain au pâturage par G1 (kg)	85	82	94
	Gain au pâturage par G2 (kg)	108	105	117

MOD : matière organique digestible, MS : matière sèche, UGB : unité gros bovin (vache + veau = 1 UGB, génisse moyenne = 0.7 UGB), dMO : digestibilité de la matière organique, QI : quantités ingérées, G1 : génisses entre 1 et 2 ans, G2 : Génisses entre 2 et 3 ans. \* avec complémentation au concentré.

<b>A)</b>		<b>référence</b>	<b>43% UT</b>	<b>HS 8 cm</b>
<b>Exploitation DM (prairies diversifiées, chargement moyen)</b>				
<b>VARIABLES</b>	Viande autonome (kg/UGB)	306	291	301
<b>SYNTHETIQUES</b>	Bilan fourrager (t MS/UGB)	-0.13	-0.32	-0.22
	Fourrage récolté (t MOD/UGB)	2.50	2.48	2.53
	Fourrage pâturé (t MOD/UGB)	1.67	1.65	1.67
	Concentré consommé (kg/UGB)	42	66	39
<b>FOURRAGES</b>	Fourrage récolté (t MS/UGB)	1.74	1.65	1.71
<b>CONSERVES</b>	Fourrage vendu (t MS/UGB)	0.08	0.01	0.07
	Fourrage acheté (t MS/UGB)	0.12	0.25	0.20
<b>FAUCHES</b>	Date 1° Coupe (jours)	30 juin	5 juil	30 juin
	Surface fauchée 1°C (ha)	13.3	12.0	12.8
	Rendements 1°C (t MS/ha)	3.63	3.72	3.70
	dMO fourrage conservé 1°C	0.64	0.61	0.64
	Date 2° Coupe (jours)	5 août	5 août	5 août
	Surface fauchée 2°C (ha)	5.3	5.8	5.3
	Rendements 2°C (t MS/ha)	1.71	1.73	1.71
	dMO fourrage conservé 2°C	0.69	0.68	0.69
	Date 3° Coupe (jours)	-	-	-
	Surface fauchée 3°C (ha)	0.0	0.0	0.0
	Rendements 3°C (t MS/ha)	-	-	-
	dMO fourrage conservé 3°C	-	-	-
<b>PATURAGE</b>	Date Mise à l'Herbe (jours)	11 mai	12 mai	16 mai
	Date Rentrée Etable (jours)	1 nov	1 nov	1 nov
	Foin au pâturage, lot de vaches (jours)	4	4	5
	Foin au pâturage, lot de génisses (jours)	4	3	3
	QI vache au pâturage (kg MS)	12.0	12.0	12.5
	QI veau au pâturage (kg MS)	3.6	3.6	3.8
	dMO de l'ingéré (vache et veau)	0.75	0.74	0.74
	QI G1 au pâturage (kg MS)	7.3	7.3	7.8
	QI G2 au pâturage (kg MS)	10.2	10.2	10.9
	dMO de l'ingéré (génisses)	0.73	0.73	0.72
<b>PERF. ANIMALES</b>	Concentré par veau (kg)	52	73	47
	Concentré par vache (kg)	0	2	0
	Concentré par G1(kg)	5	31	9
	Concentré par G2(kg)	0	6	0
	Variation d'état au pâturage (/5)	1.2	1.1	1.3
	Production laitière 0-6 mois (kg/jour)	7.1	7.1	7.1
	Gain au pâturage par veau* (kg)	160	159	156
	Gain au pâturage par vache (kg)	52	49	57
	Gain au pâturage par G1 (kg)	110	109	116
	Gain au pâturage par G2 (kg)	136	136	142

MOD : matière organique digestible, MS : matière sèche, UGB : unité gros bovin (vache + veau = 1 UGB, génisse moyenne = 0.7 UGB), dMO : digestibilité de la matière organique, QI : quantités ingérées, G1 : génisses entre 1 et 2 ans, G2 : Génisses entre 2 et 3 ans. \* avec complémentation au concentré.

<b>A)</b>		<b>référence</b>	<b>40% UT</b>	<b>HS 8 cm</b>
<b>Exploitation RH (prairies riches, chargement élevé)</b>				
<b>VARIABLES</b>	Viande autonome (kg/UGB)	311	299	324
<b>SYNTHETIQUES</b>	Bilan fourrager (t MS/UGB)	-0.33	-0.48	-0.15
	Fourrage récolté (t MOD/UGB)	2.29	2.20	2.44
	Fourrage pâturé (t MOD/UGB)	1.55	1.49	1.64
	Concentré consommé (kg/UGB)	122	144	100
<b>FOURRAGES</b>	Fourrage récolté (t MS/UGB)	1.84	1.83	1.90
<b>CONSERVES</b>	Fourrage vendu (t MS/UGB)	0.04	0.04	0.16
	Fourrage acheté (t MS/UGB)	0.35	0.52	0.29
<b>FAUCHES</b>	Date 1° Coupe (jours)	27 juin	3 juil	26 juin
	Surface fauchée 1°C (ha)	14.4	14.4	15.0
	Rendements 1°C (t MS/ha)	4.07	4.13	4.18
	dMO fourrage conservé 1°C	0.64	0.61	0.64
	Date 2° Coupe (jours)	10 août	10 août	12 août
	Surface fauchée 2°C (ha)	6.4	5.6	6.4
	Rendements 2°C (t MS/ha)	1.85	1.85	1.86
	dMO fourrage conservé 2°C	0.67	0.67	0.67
	Date 3° Coupe (jours)	3 oct	27 sept	5 oct
	Surface fauchée 3°C (ha)	4.3	4.3	3.6
	Rendements 3°C (t MS/ha)	1.86	1.89	1.84
	dMO fourrage conservé 3°C	0.68	0.68	0.68
<b>PATURAGE</b>	Date Mise à l'Herbe (jours)	14 mai	14 mai	14 mai
	Date Rentrée Etable (jours)	31 oct	28 oct	30 oct
	Foin au pâturage, lot de vaches (jours)	13	14	9
	Foin au pâturage, lot de génisses (jours)	9	12	5
	QI vache au pâturage (kg MS)	11.5	11.4	12.1
	QI veau au pâturage (kg MS)	4.5	4.4	4.7
	dMO de l'ingéré (vache et veau)	0.76	0.76	0.75
	QI G1 au pâturage (kg MS)	7.4	7.4	7.9
	QI G2 au pâturage (kg MS)	10.3	10.2	11.0
	dMO de l'ingéré (génisses)	0.74	0.75	0.73
<b>PERF. ANIMALES</b>	Concentré par veau (kg)	153	177	125
	Concentré par vache (kg)	0	3	0
	Concentré par G1(kg)	15	31	12
	Concentré par G2(kg)	0	2	0
	Variation d'état au pâturage (/5)	1.0	0.9	1.2
	Production laitière 0-6 mois (kg/jour)	6.9	6.9	6.9
	Gain au pâturage par veau* (kg)	148	148	147
	Gain au pâturage par vache (kg)	43	42	55
	Gain au pâturage par G1 (kg)	110	106	118
	Gain au pâturage par G2 (kg)	135	130	144

MOD : matière organique digestible, MS : matière sèche, UGB : unité gros bovin (vache + veau = 1 UGB, génisse moyenne = 0.7 UGB), dMO : digestibilité de la matière organique, QI : quantités ingérées, G1 : génisses entre 1 et 2 ans, G2 : Génisses entre 2 et 3 ans. \* avec complémentation au concentré.

<b>B)</b>		<b>référence</b>	<b>40% UT</b>	<b>HS 8 cm</b>
<b>Exploitation PL (prairies pauvres, chargement faible)</b>				
<b>FAUCHES</b>	Taux d'utilisation de la production	0.48	0.45	0.45
	Taux d'utilisation des épis	0.63	0.41	0.61
	Note de conduite*	6	12	8
	Note de biodiversité*	81	86	83
<b>PATURES</b>	Taux d'utilisation de la production	0.29	0.29	0.26
	Taux d'utilisation des épis	0.35	0.34	0.29
	Note de conduite*	18	19	20
	Note de biodiversité*	88	88	89
<b>Exploitation DM (prairies diversifiées, chargement moyen)</b>				
<b>FAUCHES</b>	Taux d'utilisation de la production	0.51	0.47	0.03
	Taux d'utilisation des épis	0.67	0.39	0.64
	Note de conduite*	7	12	10
	Note de biodiversité*	83	87	85
<b>PATURES</b>	Taux d'utilisation de la production	0.37	0.38	0.32
	Taux d'utilisation des épis	0.33	0.34	0.29
	Note de conduite*	18	16	21
	Note de biodiversité*	89	86	91
<b>Exploitation RH (prairies riches, chargement élevé)</b>				
<b>FAUCHES</b>	Taux d'utilisation de la production	0.57	0.55	0.55
	Taux d'utilisation des épis	0.69	0.48	0.72
	Note de conduite*	7	11	7
	Note de biodiversité*	84	88	84
<b>PATURES</b>	Taux d'utilisation de la production	0.49	0.51	0.45
	Taux d'utilisation des épis	0.42	0.42	0.39
	Note de conduite*	9	6	16
	Note de biodiversité*	83	80	90

\*La note de biodiversité se décompose en un facteur du milieu, fonction de la fertilité du sol, et un facteur de la conduite, calculé à partir des taux d'utilisation de la production et des épis.

---

## **Quels équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les élevages bovins allaitants herbagers ? Une approche par modélisation des interactions conduite-troupeau-ressources.**

La viabilité des systèmes herbagers repose sur leur capacité à produire de la viande à partir des fourrages récoltés sur l'exploitation ; leur durabilité environnementale est liée à une utilisation des prairies favorable à la diversité floristique. L'objectif de la thèse était de comprendre les déterminants de la production animale et de l'utilisation durable des prairies à partir d'une analyse multi-échelle des interactions entre le troupeau et les ressources herbagères. Dans ce but, nous avons construit et utilisé un modèle de simulation à l'échelle de l'exploitation qui reproduit le fonctionnement en rythme de croisière d'exploitations bovines allaitantes herbagères. Le modèle est basé sur le couplage d'un sous-modèle de l'animal et d'un sous modèle du couvert végétal, adaptés d'après des modèles existants et validés sur données expérimentales. Un sous-modèle de conduite, construit d'après la bibliographie et trois enquêtes en exploitation et validé par des experts, gère les interactions entre le troupeau et les ressources fourragères. Avec le modèle, nous avons simulé les équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies pour trois exploitations contrastées par leur structure et leurs objectifs de production. Nous avons appliqué des niveaux croissants de règles de conduites supposées favorables à la biodiversité (fauche après le stade floraison, pâturage peu sévère). Les prévisions du modèle ont mis en évidence le rôle prépondérant de l'équilibre entre chargement animal et productivité des prairies. La conduite a également joué un rôle, en agissant sur la dynamique des interactions entre le troupeau et les prairies. A des niveaux d'application intermédiaires, les règles de conduite testées ont permis de maintenir la production animale tout en améliorant l'utilisation durable des prairies. La sensibilité à ces règles de conduite a cependant varié entre exploitations simulées. D'autres scénarios structure-conduite pourront être explorés. Le modèle pourra être utilisé en synergie avec des modèles économiques ou des modèles biologiques à des échelles inférieures. Ses entrées et sorties pourront être discutés avec des acteurs du développement pour évaluer leur applicabilité sur le terrain.

---

## **What is the balance between animal production and sustainable grassland utilization in grassland-based suckler systems? A modelling approach of the management-herd-resources interactions.**

The viability of grassland-based systems depends on their ability to produce meat from forage harvested on-farm; their environmental sustainability is connected to floristic diversity-friendly utilization of grassland. The objective of this thesis was to understand the decisive factors of animal production and sustainable utilization of grassland, based on a multi-scale analysis of interactions between herd and grassland resources. Therefore, we constructed and used a whole-farm simulation model reproducing the steady-state functioning of grassland-based suckler farms. The model is based on the interfacing of an animal sub-model with a vegetation sub-model, both adapted from existing models and validated on experimental data. A management sub-model, based on the literature and three farm surveys, and validated by experts, manages the interactions between herd and grassland resources. With the model, we simulated the balance between animal production and sustainable grassland utilization in three farms differing in their structure and their production objectives. We applied increasing levels of biodiversity friendly management rules (late hay harvest, lenient grazing). Model predictions highlighted the dominating role of the balance between animal stocking rate and grassland productivity. Management also played a role, by influencing the dynamic interactions between herd and grassland. At intermediate levels of application, the management rules tested enabled to maintain animal production while improving the sustainable use of grassland. Sensitivity to these management rules differed between simulated farms. Other farm structure and management scenarios can be investigated. The model can be used in synergy with economic models or biological models at finer scales. Its inputs and outputs will be discussed with extension services to assess their applicability to field conditions.

**Keywords:** faming systems, animal-plant relationships, beef cattle, permanent pasture, sustainability, floristic diversity.

---

**Discipline :** Zootechnie et Systèmes d'Élevage

**Mots-clés :** système d'élevage, relations animal-plante, bovins allaitants, prairies permanentes, durabilité, diversité floristique.

**Laboratoire d'accueil :** INRA, Centre de Clermont-Ferrand/Theix, Unité de Recherches sur les Herbivores, 63122 St Genès Champanelle