

Compromis production-environnement de deux systèmes bovins naisseurs herbagers aux stratégies fourragères et zootechniques contrastées

MOREL K. (1), FARRIE J.P. (1), RENON J. (2), MANNEVILLE V. (3), AGABRIEL J. (4), DEVUN J. (1)

(1) Institut de l'Élevage, F-63122 Saint-Genès-Champanelle, France

(2) Chambre d'Agriculture de Saône et Loire, F-71 250 Jalogny, France

(3) Institut de l'Élevage, F-63 170 Aubière, France

(4) INRA, UMR 1213 Herbivores, F-63122 Saint-Genès-Champanelle, France

RESUME

Dans un contexte de préoccupations environnementales, les systèmes bovins viande doivent parvenir à un compromis entre leur fonction première de production et la réduction de leurs impacts. L'objectif de notre travail a été de comparer les impacts environnementaux de deux systèmes d'élevage herbagers naisseurs de dimensions similaires conçus avec des stratégies zootechniques et fourragères contrastées. Le premier système (P) était basé sur des vêlages de printemps et visait à caler au maximum les besoins du troupeau sur le cycle de l'herbe. Le deuxième système (A) était basé sur des vêlages d'automne et visait à sécuriser les stocks fourragers en volume et en qualité pour répondre aux besoins animaux élevés en hiver. Des mesures ont été réalisées en 2011 et 2012 sur la ferme expérimentale de Jalogny (Saône-et-Loire) afin de quantifier les performances de production et d'évaluer les impacts de ces deux systèmes sur le réchauffement climatique, la consommation d'énergie et l'occupation de l'espace. Pour une même quantité de viande produite, le système P nécessite 16% de plus de surface agricole utile, mène à 14% de plus d'azote excrété, 12% de plus de méthane entérique mais demande 22% de moins d'engrais minéral azoté, 35% de moins de fuel, 89% de moins d'achats de fourrages et 73% de moins d'achats de concentrés. Ces variations mènent à 4% d'émissions brutes de gaz à effet de serre en plus, de 3 à 9% d'émissions nettes en moins (carbone stocké dans les sols de prairies déduit), 37% de consommation d'énergie en moins (incluant la production des intrants) et 13% de consommation d'espace en plus pour le système P par rapport au système A. Ce bilan nuancé invite à une réflexion sur l'importance relative accordée à chaque impact et sur la complémentarité entre différents niveaux d'intensification des élevages herbagers à l'échelle des territoires.

Trade-offs between production and environment in two grass-based suckler beef systems varying by grassland and animal management strategies

MOREL K. (1), FARRIE J.P. (1), RENON J. (2), MANNEVILLE V. (3), AGABRIEL J. (4), DEVUN J. (1)

(1) Institut de l'Élevage, F-63122 Saint-Genès-Champanelle, France

SUMMARY

In a global context of environmental concerns, beef cattle systems are questioned on their ability to reach trade-offs between production and reduction of their environmental impact. Our objective was to compare environmental impact of two similar-scaled grass-based suckler beef systems designed with contrasted grassland and animal strategies. The first system (S) was based on calvings in the spring so that the peak needs of the herd and the breeding cows coincide with peak pasture grazing period. The second system (A) was based on calvings in the autumn that require budgeting for a sufficient quantity and quality of grass fodder stocks harvested to cover the high feed demands of winter-lactating cows. Measurements were taken in 2011 and 2012 on the experimental farm of Jalogny (Burgundy, France) to quantify production performances and environmental impacts of each system on global warming, energy consumption and land-use. At identical beef liveweight output, the spring-calving system required 16% more utilized agricultural area, excreted 14% more nitrogen and released 12% more enteric methane, but used 22% less mineral nitrogen fertilizer, 35% less fuel, 89% less off-farm fodder purchases and 73% less concentrate purchases. These variations led to 4% higher gross GHG emissions, 3 to 9% lower net GHG emissions (C sequestration in grassland soils included), 37% lower total energy use (input production included), and 13% higher land-use for S compared to A. This mixed bag of results raises the question of the relative weight lent to each impact and of the complementarities between different intensification levels in grazing systems at region-wide scale.

INTRODUCTION

Dans le bassin charolais, l'aval de la filière demande des livraisons d'animaux maigres en juin-juillet en raison d'un creux de production traditionnel en cette période. Pour répondre à cet objectif commercial, les éleveurs peuvent envisager des stratégies contrastées de conduite qui peuvent s'appuyer sur un décalage de la période des vêlages. Dans un contexte sociétal marqué par les préoccupations environnementales et la nécessité de produire, il est opportun de s'interroger sur la capacité de ces différentes stratégies à parvenir à un compromis entre leur fonction première de production et la maîtrise des impacts environnementaux.

Par ailleurs, la plupart des études sur les impacts des systèmes d'élevage mobilisent des démarches d'Analyse du Cycle de Vie (ACV) basées sur des données issues de modèles. Ces approches sont parfois critiquées sur leur fiabilité et leur degré de précision. Notre objectif était de comprendre comment se construisaient les performances environnementales et productives de deux systèmes herbagers aux stratégies contrastées. Pour ce faire, nous avons mené une approche expérimentale basée sur des mesures en ferme, émissions des molécules polluantes exclues

1. MATERIEL ET METHODES

1.1 SYSTEMES ETUDIES

Deux systèmes d'élevage contrastés ont été mis en place sur la ferme expérimentale de Jalogny (N 46°25' 6.251" E 4° 37' 49.511") et étudiés sur deux campagnes de production en 2011 et 2012. Chaque campagne d'une durée d'un an comporte une période de pâturage tournant (8 mois environ) suivie d'une période en bâtiment jusqu'au printemps suivant. Chaque système est géré comme une ferme distincte et comprend une cinquantaine de vaches mères de race Charolaise avec un taux de renouvellement de 30% dans les deux cas. Les parcelles choisies ont un potentiel agronomique jugé identique et l'éloignement moyen des parcelles avec les bâtiments de la ferme est de 5,6 km dans les deux systèmes. Les deux systèmes sont herbagers avec un niveau de complémentation des veaux modéré et une production de mâles maigres destinés à être vendus en juin-juillet. Pour y parvenir chaque système est conduit selon sa stratégie propre (Tableau 1) : (i) *le système d'automne (A)* est basé sur des vêlages d'août à octobre qui nécessitent la constitution de stocks de fourrages d'herbe récoltés en quantité et en qualité suffisantes pour satisfaire la demande alimentaire élevée des mères en lactation en hiver. La conduite des jeunes mâles est relativement intensive pour les vendre directement après sevrage à 8-9 mois au poids cible d'environ 380 kg. Une stratégie de sécurisation des stocks fourragers en volume et en qualité est mise en place, basée sur la réalisation d'une part importante de fauche précoce sous forme d'ensilage qui compose avec le foin la base des rations hivernales; (ii) *le système de printemps (P)*, repose sur des vêlages allant de fin février à avril, de façon à ce que les besoins maximum du troupeau et des femelles reproductrices coïncident avec la période de pâturage. Les rations hivernales sont très majoritairement à base de foin. Après leur sevrage en novembre à 8-9 mois, les jeunes veaux mâles sont hivernés, puis sortent une deuxième fois au pâturage. Ils sont ensuite vendus maigres à 15 mois à un poids cible de 450 kg. Ces jeunes mâles conduits de manière plus extensive ne reçoivent pas de concentré avant le sevrage. Le parcellaire de chaque système comprend une surface de cultures de façon à être autonome en céréales. En théorie, les deux systèmes ont été conçus pour être autonomes en fourrages mais en pratique, des achats ont dû être faits, en particulier au cours du printemps sec de 2011. Comme dans le système P, les jeunes mâles sont présents plus longtemps avant la vente, le nombre d'unités gros bétail (UGB) du troupeau P est supérieur à A. Une surface plus grande lui a donc été affectée pour équilibrer les chargements moyens.

Tableau 1 : Caractéristiques moyennes des deux systèmes sur une campagne de production

Système	A	P
Surface (SAU) en ha	67	82
dont surface en céréales (ha)	2,1	2,8
Nombre d'UGB total des troupeaux	75	90
Effectifs des mâles maigres vendus	24	24
Age des mâles maigres vendus (mois)	8,0	15,0
Poids moyen des mâles vendus (kg)	359	464
Concentrés donnés aux mâles entre naissance et vente (kg MS /animal/j)	1,16	0,52

1.2. MESURES DE LA PRODUCTION ET DE L'INGESTION

Les vaches, génisses et mâles de chaque système ont été pesés à leur entrée et sortie de campagne. La production de viande de la campagne (PVV), exprimée en kg de viande vive (kg vv) est calculée par différence entre ces deux mesures. Les variations de poids des vaches adultes non vendues au cours de l'année et des animaux morts pendant la campagne ne sont pas comptabilisées car cette production n'est pas valorisable commercialement. Les fourrages et concentrés

distribués ont été pesés quotidiennement et analysés pour déterminer leur valeur énergétique, leur teneur en azote et leur encombrement (INRA, 2010). L'ingestion au pâturage a été calculée par le système INRA des unités d'encombrement. La quantité d'herbe ingérée quotidiennement (QI_h) a été estimée par animal selon l'équation 1 en prenant en compte sa capacité d'ingestion (CI), l'encombrement d'éventuels aliments distribués en complément de l'herbe pâturée (Enc_alim) et l'encombrement de l'herbe pâturée (Enc_herbe) pondéré par un coefficient d'accessibilité de l'herbe (Acc_herb).

Equation 1

$$QI_h = ((CI - Enc_alim) / Enc_herbe) * Acc_herb$$

La période de pâturage a été divisée en 3 sous-périodes d'environ deux mois et demi. Les valeurs de CI, Enc_alim et Acc_herb ont été calculées pour chacune de ces trois sous-périodes : (i) grâce à des mesures de poids et de notes d'état corporel pour CI d'après INRA (2010), (ii) par des mesures physico-chimiques pour Enc_alim, (iii) d'après des mesures de biomasse d'herbe disponible au pâturage et les travaux de Jouven *et al* (2008) pour Acc_herb. Enc_herbe a été calculé d'après les performances de croissance des génisses de 1 à 2 ans en considérant que leurs variations de croissance reflétaient les conditions de pâturage plus ou moins favorables. Les valeurs de Enc_herbe obtenues sont de 1,1UEB/kg MS et de 1,2UEB/kg MS respectivement pour la première sous-période de 2011 et de 2012 et de 1,0 UEB/kg MS et 1,1UEB/kg MS pour les deux autres sous-périodes de 2011 et 2012. La cohérence des estimations de l'ingestion a été validée en s'assurant que les apports en énergie et en protéines couvraient les dépenses théoriques calculées d'après les performances mesurées (INRA, 2010).

1.3. QUANTIFICATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Trois types d'impacts environnementaux associés à l'élevage (Steinfeld *et al.*, 2006) ont été considérés : (i) le réchauffement climatique provoqué par les émissions de gaz à effet de serre (GES), (ii) la consommation d'énergie et (iii) l'occupation du sol. Ces trois impacts ont été quantifiés dans les deux systèmes à partir de sept composantes qui y contribuent de manière majeure (Steinfeld *et al.*, 2006 ; Veysset *et al.*, 2014) : (i) l'azote excrété par les animaux (Nex) est calculé selon Gac *et al* (2010) à partir de l'azote ingéré par les animaux et l'azote fixé dans la viande ; (ii) le méthane entérique (Met) émis par les animaux est calculé à partir des rations ingérées et de leurs compositions chimiques d'après Sauvart *et al* (2011) ; (iii) l'azote minéral épandu (Nmin) a été mesuré à chaque action de fertilisation sur le parcellaire ; (iv) le fuel consommé (Fuel) a été mesuré par des capteurs de consommation placés sur les deux tracteurs de la ferme (110 cv et 95 cv) et par des différences de niveaux entre deux pleins lorsque d'autres engins à moteur sont intervenus ; (v) les fourrages achetés (F_a) et (vi) les concentrés alimentaires achetés (C_a) ont été pesés systématiquement ; (vii) la surface agricole utile (SAU) de chaque système a été considérée. Ces 7 composantes peuvent être rapportées à l'UGB pour estimer l'impact de la conduite animale sur l'environnement ou par 100 kg de viande vive produite pour estimer l'impact de la production de viande sur l'environnement. Pour quantifier leur impact sur le réchauffement climatique, les émissions de protoxyde d'azote associées à Nex et Nmin ont été calculées d'après Gac *et al* (2010). Les dégagements de protoxyde d'azote et les émissions de méthane entérique (Met) ont été convertis en kg eqCO₂ selon IPCC (2007). Les impacts directs et indirects (intégrant la production des intrants) de F_a, C_a et Fuel sur le réchauffement climatique et la consommation d'énergie ont été exprimés respectivement en kg eqCO₂ et en MJ d'après ADEME (2013). L'empreinte des systèmes sur l'occupation de l'espace a été calculée en additionnant la SAU et la surface mobilisée indirectement pour la production de Nmin, Fuel, F_a et C_a établis d'après ADEME (2013).

1.4. STATISTIQUES ET COMPARAISON ENTRE SYSTEMES

Les données ont été analysées par système et par année. Les résultats par UGB, par 100 kg vv ou par hectare ont été moyennés sur les deux années. La croissance quotidienne des mâles, les consommations de fuel et de fertilisants par hectare ont fait l'objet d'une procédure GLM (SAS version 9). Dans tous les cas, les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité des résidus ont été validées.

2. RESULTATS

2.1. PRODUCTION DE VIANDE ET INGESTION

La production de viande (kg vv) par UGB est supérieure pour le système A (A : 326 ; P : 283 ; (P-A)/A : -13%). Ces performances de production peuvent être expliquées en partie par la productivité des jeunes mâles (43% de la PVV de A et 48% de la PVV de P) qui est statistiquement ($p < 0,01$) supérieure dans A (A : 1038 g/j ; P : 928 g/j ; (P-A)/P : -11%). Comme le montre le Tableau 2, les animaux de P ont ingéré plus d'herbe pâturée (+ 12%), moins de fourrages stockés (- 22%) et moins de concentrés (- 37%) que ceux de A. Ces résultats sont cohérents avec les stratégies d'alimentation des deux systèmes.

Tableau 2 : Production de viande et ingestion dans les deux systèmes

Système		A	P
Ingestion (TMS/UGB)	Herbe pâturée	2,38	2,68
	Fourrages stockés	1,98	1,55
	Concentrés	0,29	0,19
PVV (kg vv/UGB)		326	283

2.2. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

2.2.1. Emissions animales, achats extérieurs et surface agricole mobilisée pour la production

Le Tableau 3 présente les valeurs des 7 composantes d'impact étudiées pour chaque système ramenées à l'UGB et à la production de 100 kg vv.

Tableau 3 : Impact environnementaux quantifiés dans les 2 systèmes

	Par UGB			Par 100 kg vv		
	A	P	P vs A	A	P	P vs A
Valeurs des 7 composantes d'impact						
Nex (kg N)	103	103	-1%	32	36	+14%
Met (kg CH4)	111	108	-2%	34	38	+12%
Nmin (kg N)	35	24	-32%	11	8	-22%
Fuel (L)	86	49	-43%	27	17	-34%
F_a (kg MS)	253	24	-90%	78	9	-89%
C_a (kg MS)	164	39	-76%	50	14	-73%
SAU (m ²)	8926	9111	+2%	2773	3227	+16 %
Impacts globaux						
GES bruts (kg eqCO ₂)	4414	4002	-9%	1354	1414	+4%
Énergie (MJ)	6478	3569	-45%	1987	1261	-37%
Espace occupé (m ²)	9363	9198	-2%	2872	3250	+13%

Par UGB, les dégagements gazeux liés aux animaux sont très proches, soit du fait de l'azote excrété Nex (-1% pour P) soit du méthane entérique Met (-2% pour P). Cependant, pour 100 kg vv, P émet plus de Nex (+ 14%) et plus de Met (+ 12%). La conduite animale de P nécessite moins d'achats d'aliments extérieurs par UGB : 90 % de moins de fourrages

(F_a) et 76% moins d'aliments concentrés (C_a). Ces écarts restent élevés même lorsque ces quantités sont ramenées à 100 kg vv. Ces résultats sont cohérents par rapport à la stratégie de A qui demande une croissance plus élevée des jeunes et mobilisent donc plus de concentrés azotés et d'aliments achetés. La SAU par UGB est relativement proche entre les deux systèmes. En revanche, vu sa plus faible productivité animale, P a besoin de 16% de plus de SAU pour produire la même quantité de viande que A.

2.2.2 Utilisation de fertilisants et de fuel

Les parcelles des deux systèmes ont reçu des quantités de fumier et de déjections équivalentes (chargement identique pour A et P). Les parcelles de A reçoivent en moyenne plus de fertilisant minéral que celles de P (35 kg N/ha pour A et 22 pour P) et font l'objet de dépenses de fuel plus importantes (55 l/ha pour A et 35 l/ha pour P). Ces différences de fertilisation entre les systèmes s'expliquent principalement par les différences de pratiques sur les parcelles (Figures 1 et 2). En particulier, ces consommations augmentent avec la pratique de l'ensilage et le nombre de fauches annuelles par parcelle. Pour assurer des quantités de fourrages stockés plus importantes et de meilleure valeur alimentaire, le système A réalise plus de fauche précoce d'ensilage en première coupe (28% du parcellaire pour A contre 11% pour P) et plus de doubles fauches (16% du parcellaire pour A et 4% pour P). A la consommation de fuel sur les parcelles s'ajoute le fuel nécessaire pour réaliser les activités d'astreinte hivernale lorsque les animaux sont en bâtiment : distribution alimentaire, paillage et curage des bâtiments. Pour les opérations hivernales, P consomme 61 % de fuel de moins que A par UGB. Cette différence s'explique en grande partie par le fait que A utilise une mélangeuse pour préparer et distribuer les rations à base d'ensilage d'herbe alors que P utilise une dérouleuse qui nécessite beaucoup moins de force de traction et donc moins de fuel. Ainsi, le système fourrager de A consomme au total plus de fuel tant au niveau de la constitution des stocks fourragers que de leur distribution.

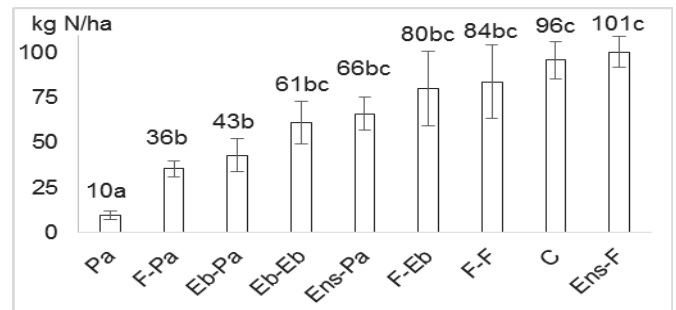


Figure 1 : Fertilisation azotée (kgN) par hectare et par an en fonction de l'enchaînement des pratiques : Pa=pâturage ; F=Fenaision ; Eb=Enrubannage ; Ens=Ensilage ; C=culture de céréales

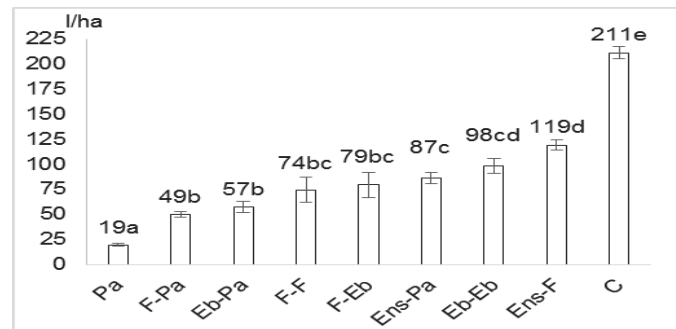


Figure 2 : Consommation de fuel (l) par hectare et par an en fonction de l'enchaînement des pratiques : légende cf. Fig 1

2.2.3. Impacts globaux de la production de viande sur l'environnement

Ramenées à la production de viande, les émissions brutes de GES calculées à partir des 7 composantes d'impact sont supérieures de 4% pour P (Tableau 3). Les dégagements gazeux des animaux (liés à Nex et Met) représentent la majeure partie de cet impact (A : 82%, P : 89%). La production de viande vive nécessite 37 % de moins d'énergie dans la stratégie P. La consommation de fuel et l'utilisation d'azote minéral représentent la majeure partie de cet impact énergétique : 87% pour A et 95% pour P. Pour produire une même quantité de viande, le système P requiert 13% de plus d'espace que A. L'impact indirect des intrants extérieurs à la ferme (Fuel, N_{min}, F_a et C_a) est relativement faible sur l'occupation de l'espace puisque la SAU de chaque système représente 97% de cet impact pour A et 99% pour P.

3. DISCUSSION

3.1. METHODE UTILISEE

Cette étude est basée au maximum sur des mesures de terrain en ferme expérimentale. Pour des considérations pratiques, nous avons choisi de nous focaliser sur 7 composantes ayant un rôle majeur sur les 3 impacts environnementaux étudiés. Cependant, pour compléter notre approche expérimentale, une ACV classique a été réalisée sur les systèmes A et P pour comparer les résultats obtenus via les deux méthodes. Elle a montré que les impacts estimés dans notre étude couvraient 90% des émissions brutes de GES modélisées dans l'ACV, 80% des consommations énergétiques et 97% de l'occupation de l'espace. Cela confirme que les 7 composantes mesurées couvrent bien la majorité des impacts étudiés même si d'autres mesures pourraient compléter notre travail. L'eutrophisation n'a pas été considérée car ce n'est pas un problème majeur dans la zone d'étude où l'élevage est extensif. Les résultats présentés ici sont une moyenne sur deux années d'étude mais la variation de ces résultats sur plusieurs campagnes de production soumises à différents aléas mériterait d'être regardée.

3.2. COMPENSATION DES EMISSIONS BRUTES

Les émissions de gaz à effet de serre calculées pour les deux systèmes sont des émissions brutes qui ne tiennent pas compte du stockage de carbone que les prairies des systèmes herbagers peuvent réaliser. Cependant, cette compensation est importante dans l'analyse des systèmes allaitants (Veysset *et al.*, 2014). Etant donné que pour produire 100 kg de viande vive, le système P possède une surface de prairies en moyenne 15% supérieure à A, cela se traduit potentiellement par une compensation carbone supérieure. Si on considère un stockage de carbone annuel de 76 g C par m² (Soussana *et al.*, 2014) de prairies permanentes, les émissions nettes de P sont 9% inférieures à celles de A : 610 kg eq CO₂/ 100 kg vv contre 558 pour P (- 3% si le stockage retenu est la référence habituelle de 57 g C par m²). De plus, le stockage de carbone des prairies diminue avec leur intensité d'utilisation. Il est donc possible que les prairies de A stockent en moyenne moins de carbone par hectare, ce qui avantagerait encore plus le système P en termes d'émissions nettes et souligne l'importance de quantifier avec précision la compensation des prairies.

3.3 CONTRAINTES STRUCTURELLES

L'expérimentation a permis de mettre en évidence la part de la consommation de carburant liée aux déplacements (trajets sur route...) dans la consommation totale. Dépendante du parcellaire, cette part atteint 22 % dans les conditions du site expérimental, où la distance moyenne des parcelles au siège de l'exploitation est de 5,6 km. Sur la base des mesures réalisées, cette part varierait de 11 % à 29 % respectivement pour des distances moyennes de 3 à 8 km.

3.4. DES COMPROMIS PRODUCTION-ENVIRONNEMENT DIFFERENTS SELON LES SYSTEMES

La stratégie A qui vise à produire plus de viande par animal, peut être envisagée comme une manière de réduire les GES ramenés à la production. Cependant, cette augmentation de la productivité animale est réalisée grâce à plus d'intrants par animal (N_{min}, fuel, F_a, C_a) et se traduit par un coût énergétique supérieur de la production de viande. L'intensification à l'animal permet également une moindre consommation d'espace à production de viande identique. Cependant, la surface de prairies permanentes plus importante dans le système P permet un stockage potentiel de carbone plus important et donc davantage de compensation des dégagements gazeux. Il faudrait prolonger l'étude en incluant l'engraissement des mâles maigres produits par chaque système. En effet, les mâles du système A sont vendus autour de 380 kg alors que les mâles du système P le sont à 450kg. La phase d'engraissement suivante ne sera donc pas de même durée ou de même intensité pour ces deux types d'animaux ce qui pourrait amener à des impacts environnementaux différents entre les deux types d'engraissement et donc des bilans différents de la viande finie.

CONCLUSION

Deux systèmes bovins naisseurs herbagers conduits avec des stratégies de gestion animale et fourragère contrastées mènent ainsi à différents compromis entre objectifs de production et environnementaux. Pour une même quantité de viande produite, le système P nécessite 16% de plus de surface agricole utile, mène à 14% de plus d'azote excrété, 12% de plus de méthane entérique mais 22% de moins d'engrais minéral azoté, 35% de moins de fuel, 89% de moins d'achat de fourrages et 73% de moins d'achat de concentrés que le système A. Ces résultats se traduisent par des impacts sur le réchauffement climatique 4% supérieurs pour les émissions brutes de GES, 3 à 9% inférieurs pour les émissions nettes de GES, 37% inférieurs pour la consommation d'énergie et 13% supérieurs sur la consommation d'espace. Ce bilan nuancé invite à une réflexion sur l'importance relative accordée à chaque impact et sur la complémentarité entre différents niveaux d'intensification des élevages herbagers à l'échelle des territoires. De plus, les performances économiques de chaque système mériteraient d'être investiguées en relation avec leur degré d'autonomie.

Remerciements au personnel de la Ferme de Jalogny pour la conduite des animaux et la réalisation des mesures
Projet conduit dans le cadre de l'UMT SAFE

ADEME, 2013. Guide des valeurs Dia'terre® Version 2.0.

Gac, A., Deltour, L., Carriolle, M. et al., 2010. In: L'Elevage, I.d. (Ed.), GES'TIM, guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. Version 1. 2. France.

INRA, 2010. Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux, valeurs des aliments. Ed Quae.

IPCC, 2007. 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines National Greenhouse Gas Inventories,

Jouven, M., Agabriel, J., Baumont, R., 2008. Anim. Feed Sci. Technol., 143, 256-279

Sauvant, D., Giger-Reverdin, S., Serment, A. et al., 2011. INRA Production Animales, 24(5), 433-446

Soussana, J.F., Klumpp, K., Ehrhardt, F., 2014. Grassland Science in Europe, 19, 75-87

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T. et al., 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options.FAO. Rome.Italie.

Veysset P., Lherm, M., Bébin, D., et al., 2014. Agric. Ecosystems and Environment, 188,180–191