

Impact du chargement d'arrière-saison sur les teneurs en azote potentiellement lessivable en prairie : références établies dans le sud-est de la Belgique

Sylvain Hennart, Adrien Lambert, Didier Stilmant

Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W). Département Agriculture et Milieu naturel. Unité Systèmes agraires, Territoire et Technologies de l'Information. Bâtiment Haute Belgique. Rue de Serpont, 100. B-6800 Libramont (Belgique).
E-mail : s.hennart@cra.wallonie.be

La prairie, qui représente près de la moitié de la superficie agricole utile de la Wallonie, rend de nombreux services écosystémiques : culturel, de production et de régulation. Néanmoins, la faible capacité des bovins à fixer l'azote ingéré entraîne d'importants rejets lors du pâturage de couverts riches en azote soluble, rejets concentrés dans les urines et répartis de manière hétérogène au sein des parcelles. Ce phénomène conduit à des risques de lixiviation plus importants de nitrate, problème qui est aggravé par un dépôt tardif, automnal, de ces urines. Il est dès lors nécessaire de préciser les bonnes pratiques, les chargements à appliquer au pâturage en arrière-saison afin de concilier performances zootechniques et environnementales au sein des prairies. Pour ce faire, un gradient de pâturage d'arrière-saison, allant de 150 à 350 UGB·jour·ha⁻¹, a été appliqué dans un site expérimental situé en région jurassique au sud-est de la Belgique, durant cinq années, afin de tester l'impact du pâturage d'arrière-saison sur les teneurs en « azote potentiellement lessivable » (APL) et les risques de pollution des ressources hydriques qui en découlent. Les résultats obtenus soulignent un impact très hautement significatif de l'année sur les teneurs en APL enregistrées, qui ont varié de 9 (2010) à 23 (2005) kg N-NO₃⁻·ha⁻¹, alors que le chargement n'a eu qu'un impact marginalement significatif sur ces teneurs. Quels que soient l'année ou le traitement, les teneurs en APL enregistrées n'entraînent pas de risque majeur pour les ressources hydriques et ce, malgré des chargements d'arrière-saison élevés. Le fait que ce soient des génisses de type viandeux et des vaches allaitantes taries qui aient été mobilisées, avec une complémentation uniquement sous forme de foin pour soutenir les forts chargements, explique certainement les niveaux de reliquats observés qui auraient certainement été plus importants suite à un pâturage par des vaches laitières à un chargement équivalent.

Mots-clés. Prairie, azote, pâturage, nitrate, Belgique.

Impact of cattle stocking rate, under grazing, during autumn on potential nitrogen leaching: reference values established in the south-east of Belgium. Grassland, which accounts for half of the agricultural area in Wallonia, forms the basis of many ecosystemic services: cultural, grass production, regulatory services, etc. Nevertheless, the poor ability of cattle to fix ingested nitrogen leads to significant N rejection during grazing. N is excreted in concentrated form *via* urine, and thus becomes unevenly distributed within the paddock. This phenomenon increases the risk of N leaching in grazed grasslands, especially if urine deposit occurs later during the grazing season, in the autumn. It is therefore necessary to specify good livestock management practices, with particular reference to the livestock stocking rate to be applied during autumn grazing. This ensures the reconciliation of both animal and environmental performance. With this aim, a study was performed over a five-year period, during the autumn, to test the impact of the livestock stocking rate on the risk of nitrate leaching in grazed grassland, in the Jurassic area of south-east Belgium. A gradient of stocking rate was established, ranging between 150 and 350 BLU grazing days·ha⁻¹. Results underlined a highly significant impact of the 'year' factor on potentially leached nitrogen (APL), ranging between 9 (2010) and 23 (2005) kg of N-NO₃⁻·ha⁻¹. The impact of the stocking rate was only marginally significant. Whatever the year or the stocking rate, the recorded APL level never represented a significant risk to water resources, and this was in spite of a relatively high stocking rate at the end of the grazing season. This low impact of the stocking rate could be explained by the type of cattle (beef breed heifers and dry cows) mobilized in order to apply these end-of-season stocking rates. A further explanation could lie in the addition of hay to the cattle's diet in order to achieve the highest stocking rates. Higher level of APL would be expected under grazing with dairy cows.

Keywords. Grasslands, nitrogen, pasturing, nitrates, Belgium.

1. INTRODUCTION

Les prairies, permanentes pour plus de 93 %, occupent une place importante dans le paysage wallon où elles couvrent 49 % de la Superficie Agricole Utile (SAU) (Statbel, 2011). Elles sont à la base de la fourniture de nombreux services écosystémiques, que ce soit :

- culturel, en contribuant à la mosaïque et qualité des paysages ;
- de production, en servant de ressource alimentaire pour les élevages bovins qui représentaient, en 2010, 52,5 % de la valeur de la production agricole et horticole wallonne ;
- de régulation. Dans ce cadre, les prairies participent au maintien de la biodiversité végétale et animale lorsque des pratiques de gestion, ni trop intensives, ni trop extensives, sont appliquées (Tichit et al., 2012) ; à la régulation du climat grâce à leur capacité à stocker du carbone et à atténuer, ainsi, le bilan des émissions de gaz à effet de serre des systèmes d'élevage herbivore (Soussana et al., 2010) et à la préservation de la qualité de l'eau (Alard et al., 2002) sous certaines conditions de gestion (Vertès et al., 2007).

Comme ces auteurs le soulignent, des problèmes peuvent survenir dans les prairies pâturées suite aux restitutions, localisées et dès lors hétérogènes (Cuttle et al., 2001), des déjections par les animaux (Stout, 2003). En effet, les ruminants ne fixent dans leurs produits (lait, viande, etc.) qu'une faible proportion (de 10 à 25 %) de l'azote ingéré (Stout, 2003 ; Vertès et al., 2007). Ce phénomène est d'autant plus vrai au pâturage à cause de la richesse de l'herbe en azote soluble, ce qui conduit à un excès de cet élément dans le rumen (Peyraud et al., 1995), avant qu'il ne soit concentré dans les urines (Stout et al., 2001) et émis, recyclé, au pâturage dans des pissats qui conduisent à des apports localisés d'azote qui peuvent atteindre l'équivalent de 1000 kg par hectare (Vertès et al., 2007). Ces apports ponctuels importants vont accroître les quantités d'azote nitrique lixiviées, surtout s'ils surviennent en arrière-saison. Ainsi selon Decau et al. (2003 ; 2004) et Laurent et al. (2000), de 15 à 30 % de l'azote urinaire déposé à l'automne est lixivié contre 5 à 20 % des dépôts de printemps. En effet, dans ce dernier cas, une partie significative de l'azote aura pu être utilisée par la plante ou réorganisée au niveau de la matière organique du sol.

Dès lors, le chargement d'arrière-saison va accroître de manière significative les risques de perte d'azote par lixiviation (Stout, 2003). Il n'est néanmoins pas aisé de définir les niveaux de chargements à partir desquels les ressources en eau risquent de subir une dégradation significative, car le risque sera également fortement dépendant des conditions pédoclimatiques et de gestion

de la prairie (fertilisation, présence de légumineuses, etc.) (Vertès et al., 2007).

Ainsi, Simon et al. (1997) ont montré que le chargement animal annuel, reflété par le nombre d'UGB (Unités Gros Bétail) multiplié par le nombre de jours de présence et ce, par ha (UGB·jour·ha⁻¹), bien corrélé à la productivité des prairies, permet de déduire un seuil, 550 UGB·jour·ha⁻¹, au-delà duquel le risque de lixiviation de quantités importantes de nitrate augmente rapidement. Qu'en est-il si seul le chargement d'arrière-saison est considéré ? C'est ce qui fut analysé suite à l'application d'un gradient de chargement d'arrière-saison, durant cinq années, dans un site expérimental situé en région jurassique, au sud-est de la Belgique.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. Site expérimental

Le site expérimental est situé à Mussy-la-Ville (Lat. : 49°33'52"N ; Long. : 5°38'47"E), au sud-est de la Belgique, à la frontière française, sur un sol argileux léger, modérément à fortement gleyifié. La température moyenne annuelle est de 9,3 °C avec des précipitations de 1179 mm (réseau de stations agro-météorologiques PAMESEB – station de Ruelle – à 5 km du site expérimental). Les prairies ont été rénovées, ressemées suite à un labour, au printemps 2005, avec du ray-grass anglais, sans légumineuse, afin de gérer au mieux tous les apports d'azote. Les six parcelles prairiales mobilisées dans le cadre de cet essai ont été réparties au sein de deux blocs comportant, chacun, trois parcelles. Les superficies de ces parcelles sont reprises dans le **tableau 1**. Les parcelles sont traitées en blocs pour toute intervention (pâturage, fertilisation, coupe, etc.) durant la saison de pâturage.

2.2. Années d'étude et gradients de pâturage appliqués

L'étude a été menée de 2005 à 2011, soit durant sept années, avec l'application de gradients de chargements au pâturage en arrière-saison (du 1^{er} septembre au 31 octobre). Suite à un surpâturage et à une détérioration du couvert des parcelles A-2 et B-2 en 2005 (**Tableau 1**), les chargements ont été revus à la baisse en 2006 et 2007 en diminuant le nombre d'animaux ainsi que le nombre de jours de pâturage. Le retour à un pâturage plus intensif a eu lieu dès 2008 afin de marquer plus avant les effets du chargement au pâturage. Les résultats enregistrés en 2006 et 2007 ne seront, dès lors, ni présentés, ni analysés. Le gradient de pâturage appliqué durant les années retenues visait à couvrir la gamme 150 à 350 UGB·jour·ha⁻¹ durant

Tableau 1. Chargement d'arrière-saison (1^{er} septembre au 31 octobre), en UGB·jour·ha⁻¹, appliqué par parcelle pour les années 2005 à 2011 — *Stocking rate for the autumn grazing, from the 1st of September till the 31st of October, in livestock unit·day·ha⁻¹, per paddock, for the years 2005 to 2011.*

Parcelle	Superficie (are)	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
A-1	51	247	247	259	356	347	335	335
A-2	87	366	145	152	277	271	262	262
A-3	111	170	76	79	163	159	154	154
B-1	135	280	272	254	347	341	304	329
B-2	74	358	131	143	242	239	231	231
B-3	101	150	76	78	143	140	135	135

l'arrière-saison, soit un chargement de 2,5 à 5,8 UGB·ha⁻¹ durant les 61 jours de suivi. Le niveau intermédiaire visait à atteindre 250 UGB·jour·ha⁻¹.

2.3. Gestion des parcelles avant l'application d'une gestion différenciée au 1^{er} septembre

Durant les différentes années de suivi, la fertilisation appliquée fut de 54 kg N·ha⁻¹ par an avec un apport de 27 kg au printemps et 27 kg en été après la sortie des animaux, afin de permettre une repousse suffisante que pour mettre en œuvre le pâturage d'arrière-saison. Les années 2005 et 2010 font exception. En 2005, seuls 27 kg N·ha⁻¹ furent appliqués suite à la levée du nouveau semis. En 2010, une application intermédiaire de 27 kg N·ha⁻¹ fut également réalisée suite à un premier passage des animaux.

Durant cette première partie de l'année, les parcelles ont été pâturées, par bloc, par des génisses de race Blanc Bleu Belge. Les dates d'entrée et de sortie du pâturage ainsi que les chargements appliqués durant cette première partie de l'année sont repris au **tableau 2**.

2.4. Pâturage d'arrière-saison

Le pâturage d'arrière-saison a été réalisé par des animaux de race Blanc-Bleu-Belge. Les parcelles du bloc A ont été pâturées par des femelles multipares, gestantes mais taries, tandis que les parcelles du bloc B ont été pâturées par des génisses. Comme signalé précédemment et illustré au **tableau 1**, le pâturage d'arrière-saison a été géré de manière à obtenir un gradient de chargement, sur trois niveaux, allant de 150 à 350 UGB·jour·ha⁻¹, avec un niveau intermédiaire de 250 UGB·jour·ha⁻¹. Le pâturage d'arrière-saison débute en général le 1^{er} septembre pour se terminer vers le 31 octobre (**Tableau 3**).

À partir de 2008, le chargement d'arrière-saison a été maintenu constant, au sein de chacune des parcelles,

d'année en année, afin de préserver le caractère intensif ou extensif de la gestion de chacune de ces parcelles (**Tableau 1**).

Les parcelles soumises à un chargement élevé (350 UGB·jour·ha⁻¹) ou intermédiaire (250 UGB·jour·ha⁻¹) ne produisaient pas suffisamment de biomasse que pour alimenter les animaux en arrière-saison. Une complémentation fourragère, sous forme de foin, a été réalisée à raison de 3 kg de foin par jour par génisse et de 4,5 kg de foin par jour par vache, dès la troisième semaine pour les chargements les plus élevés et la quatrième semaine pour les chargements intermédiaires.

Tableau 2. Caractéristiques du pâturage de la mise à l'herbe jusqu'à la fin août, avant l'application du gradient de chargement, en 2005 et de 2008 à 2011 — *Grazing characteristics, from turn-out till the end of Augustus, before the application of the livestock gradient in 2005 and from 2008 till 2011.*

Année	Bloc	Date d'entrée	Date de sortie	Chargement (UGB·jour·ha ⁻¹)
2005	A	16/08	31/08	36
2005	B	16/08	31/08	53
2008	A	29/04	17/07	190
2008	B	29/04	17/07	168
2009	A	10/04	23/07	226
2009	B	10/04	23/07	201
2010	A	13/04	29/07	295
2010	B	13/04	29/07	191
2011	A	29/04	17/07	182
2011	B	29/04	17/07	294

Tableau 3. Durée du pâturage d'arrière-saison en 2005 et de 2008 à 2011 — *Lasting of the grazing season after the 1st of September, in 2005 and from 2008 till 2011.*

Année	Date d'entrée	Date de sortie	Jours de pâturage
2005	01/09	03/11	63
2008	01/09	31/10	60
2009	01/09	30/10	59
2010	02/09	29/10	57
2011	01/09	28/10	57

2.5. Mesure des quantités d'azote potentiellement lessivables en fin de saison

Les risques de lixiviation ont été quantifiés par la mesure des quantités d'azote nitrique potentiellement lessivables (APL) présentes dans le sol (Nevens et al., 2003). Les mesures d'APL ont été réalisées, annuellement, à la fin de chacune des saisons de pâturage, entre le 20 et le 30 novembre. Pour ce faire, trois échantillons de 30 carottes ont été prélevés, dans chacune des parcelles, dans l'horizon 0-30 cm. Un tel schéma d'échantillonnage doit permettre de réduire les risques d'erreurs liés à l'hétérogénéité de la distribution de l'azote rencontrée au sein des prairies pâturées (Hennart et al., 2009). Comme signalé en introduction, cette hétérogénéité trouve son origine dans la distribution aléatoire des pissats et bousats par les animaux au sein de cet agro-écosystème (Cuttle et al., 2001).

2.6. Analyse des données

Afin d'analyser l'impact du chargement d'arrière-saison sur la valeur des APL, une analyse de la variance mixte à trois facteurs a été réalisée. Les trois facteurs pris en compte sont le facteur « bloc » (aléatoire – 2 niveaux), le facteur « niveau de chargement » (fixe – 3 niveaux – H : chargement élevé, proche des 350 UGB·jour·ha⁻¹ ; I : chargement intermédiaire, proche des 250 UGB·jour·ha⁻¹ et B : chargement bas, proche des 150 UGB·jour·ha⁻¹) et le facteur « année » (fixe – 5 niveaux). Le cas échéant, les comparaisons multiples de moyennes ont été réalisées sur base d'un test de Student-Newman et Keuls (SAS Institute Inc., 2008).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. APL

Les teneurs en azote nitrique potentiellement lessivable sont présentées au **tableau 4**. Elles varient entre 7 et 34 avec une moyenne de 12 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹, ce qui reste dans les valeurs basses présentées par Vertès et al. (2007). Il faut néanmoins rappeler que nous travaillons sur l'horizon 0-30 cm. Afin d'extrapoler ces teneurs sur un horizon de 0-60 cm, nous sommes repartis de six séries intégrant, chacune, entre 6 et 464 mesures réalisées au sein de prairies permanentes pâturées du sud-est belge, en arrière-saison, entre 1997 et 2005, année durant laquelle une telle approche a également été réalisée sur le site expérimental (Limbourg, Stilmant et Hennart, résultats non publiés). Sur cette base, le facteur multiplicatif moyen, pour passer des teneurs en APL de la couche 0-30 cm de sol à celles de la couche 0-60 cm, a été défini comme étant de 1,5, avec comme valeurs minimale et maximale respectivement 1,2 et 2,0. Les corrélations entre ces deux teneurs sont comprises, en fonction de la série considérée, entre 0,85 et 0,98. Les teneurs en azote nitrique extrapolées, sur une couche de 60 cm, devaient donc être comprises entre 10,5 [8,4 – 14,0] et 51,0 [40,8 – 68,0] avec une moyenne de 18,0 [14,4 – 24,0] kg N-NO₃⁻·ha⁻¹. En considérant une lame drainante annuelle, calculée sur base du bilan hydrique de 2008, de 543 mm pour la région jurassique, l'eau qui a enrichi la nappe phréatique devait contenir de 8,6 [6,8 – 11,4] à 41,6 [33,3 – 55,4] avec une moyenne de 14,7 [11,7 – 19,6] mg NO₃⁻·l⁻¹, soit des teneurs inférieures à la norme des 50 mg·l⁻¹ préconisée par l'Organisation Mondiale de la Santé. Le fait que ce soient des génisses de type viandeux et

Tableau 4. Teneurs en APL (moyenne [M] et écart-type [ET] des trois échantillons, en kg N-NO₃⁻·ha⁻¹) mesurées durant les cinq années analysées, les différents blocs et niveaux de chargements — *Content in nitrogen, potentially leached at the end of the grazing season (means [M] and standard deviation [ET] of three samples, in kg N-NO₃⁻·ha⁻¹), for the year 2005 and from 2008 till 2011, the different bloc and stocking rates.*

	2005		2008		2009		2010		2011	
	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET
A-H	34	18,6	11	1,4	11	1,7	13	4,5	21	11,2
A-I	22	10,1	11	2,2	20	4,3	10	1,2	16	4,6
A-B	27	17,2	9	2,0	14	5,8	8	2,2	10	4,6
B-H	23	8,9	10	2,9	12	1,9	7	1,1	16	4,2
B-I	18	7,0	10	2,4	15	5,6	9	5,2	13	2,3
B-B	17	5,5	7	2,9	9	1,6	8	2,7	15	10,1
Moyenne	23	6,4	10	1,6	13	3,8	9	2,2	15	3,6

des vaches allaitantes tariées qui aient été mobilisées, avec une complémentation uniquement sous forme de foin pour permettre les forts chargements, explique certainement les niveaux de reliquats observés qui auraient certainement été plus importants suite à un pâturage par des vaches laitières à un chargement équivalent.

Vingt pour cent des combinaisons parcelles*années présentent également un chargement annuel total supérieur ou égal à 546 UGB·jour·ha⁻¹, seuil identifié à risque par Simon et al. (1997). Sur l'ensemble de ce jeu de données, aucune corrélation significative n'a cependant pu être mise en évidence entre les valeurs d'APL et le chargement annuel total ($r=0,221$; $N=36$) suite à une forte variabilité interannuelle, problème déjà mis en évidence dans la littérature. Ainsi Barraclough et al. (1992) soulignent que des interactions multiples entre N excédentaire, minéralisation et séquences climatiques d'automne se traduisent par une absence de relation significative entre soldes de bilan parcellaire et reliquats dans le sol. Soulignons que, sous nos conditions pédoclimatiques, le seuil annuel à risque identifié est plus proche des 720 que des 550 UGB·jour·ha⁻¹ (Stilmant, 2010), ce qui explique certainement cette observation.

L'analyse de la variance a mis en évidence une absence d'interaction significative entre les facteurs fixes et le facteur « bloc ». Ces interactions ont été regroupées avec la résiduelle qui reprenait, initialement, l'interaction entre les trois facteurs.

Sur cette base, l'analyse de la variance souligne une absence d'interaction entre le niveau de chargement et l'année, mais une influence très hautement significative

Tableau 5. Résultat de l'analyse de la variance mixte mobilisée pour étudier l'influence de l'année et du niveau de chargement sur les teneurs du sol en N-nitrique en arrière saison (APL). Le facteur « bloc », aléatoire, a également été intégré dans l'analyse — *Result of the mix variance analysis performed to study the impact of the 'year' and of the 'stocking rate' factors on the content of nitrogen potentially leached at the end of the grazing season. The 'bloc' factor, random, was also included in the analysis.*

Facteur	DDL	Valeur F	Pr > F
Année	4	23,77	<0,001***
Niveau de chargement	2	3,46	0,060°
Bloc	1	9,10	0,009**
Niveau de chargement x année	8	1,76	0,170

*** : impact très hautement significatif — *very highly significant impact* ; ** : impact hautement significatif — *highly significant impact* ; * : impact significatif — *significant impact* ; ° : impact marginalement significatif ($0,05 < p < 0,10$) — *marginally significant impact* ($0,05 < p < 0,10$).

de l'année sur les teneurs en APL (Tableau 5), confirmant l'observation de Barraclough et al. (1992). Trois groupes sont identifiés sur base d'une comparaison multiple de moyennes (Figure 1) : 2005, avec une teneur moyenne de 23,5 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹ ; 2009 et 2011, avec une teneur moyenne de 14,3 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹ et 2008 et 2010, avec une teneur moyenne de 9,4 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹.

Le bloc a également un effet hautement significatif sur les valeurs des APL (Tableau 5). Ainsi, durant l'ensemble des cinq années de suivi, le bloc A a présenté, avec une moyenne générale de 15,8 kg·ha⁻¹, des teneurs en N-NO₃⁻ supérieures au bloc B (12,6 kg·ha⁻¹).

L'ensemble de ces bruits de fond conduisent à la mise en évidence d'un effet marginalement significatif ($0,05 < p < 0,10$) du niveau de chargement sur les valeurs des APL (Tableau 5). La comparaison multiple des moyennes ($\alpha=0,10$) permet d'individualiser les chargements élevés (15,8 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹) et bas (12,4 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹), alors que la teneur moyenne (14,4 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹) associée au chargement intermédiaire n'est pas significativement différente des deux autres (Figure 1).

4. CONCLUSION

L'essai, conduit durant les cinq années analysées, permet de souligner un impact marginal du chargement d'arrière-saison sur les teneurs en azote nitrique dans le sol des prairies pâturées. L'augmentation du chargement va de pair avec une augmentation des teneurs en APL, mais ces dernières n'ont jamais atteint des quantités alarmantes pour le maintien de la qualité des réserves hydriques et ce, malgré des chargements

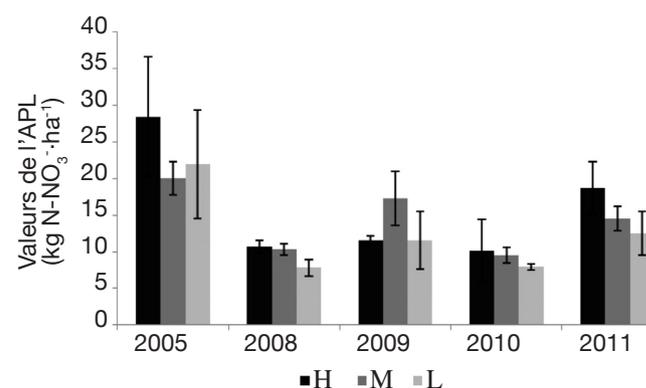


Figure 1. Moyenne et écart-type des APL (en kg N-NO₃⁻·ha⁻¹) pour les différentes années considérées — *Means and standard deviation of the potential nitrogen leaching (in kg of N-NO₃⁻·ha⁻¹), for the year 2005 and from 2008 till 2011, for each of the three stocking rates tested.*

d'arrière-saison ayant atteint les 350 UGB·jour·ha⁻¹. Le fait que ce soient des génisses de type viandeux et des vaches allaitantes tarées qui aient été mobilisées, avec une complémentation uniquement sous forme de foin pour permettre les forts chargements, explique certainement les niveaux de reliquats observés qui auraient certainement été plus importants suite à un pâturage par des vaches laitières à un chargement équivalent.

Remerciements

Cette étude a été partiellement menée dans le cadre de la convention 2738/I financée par la DGARNE, Direction du Développement rural. Les auteurs tiennent à remercier Monsieur Marchal pour la mise à disposition d'animaux de son troupeau. Ils remercient également les équipes techniques de l'Unité Systèmes agraires, Territoires et Technologie de l'Information et de GRENeRa pour la réalisation des échantillonnages.

Bibliographie

- Alard V., Béranger C. & Journet M., 2002. *À la recherche d'une agriculture durable. Étude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Paris : INRA.
- Barracough D., Jarvis S.C., Davies G.P. & Williams J., 1992. The relation between fertilizer nitrogen applications and nitrate leaching from grazed grassland. *Soil Use Manage.*, **8**, 51-56.
- Cuttle S.P., Scurlock R.V. & Davies B.M.S., 2001. Comparison of fertilizer strategies for reducing nitrate leaching from grazed grassland, with particular reference to the contribution from urine patches. *J. Agric. Sci.*, **136**, 221-230.
- Decau M.L., Simon J.C. & Jacquet A., 2003. Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *J. Environ. Qual.*, **32**(4), 1405-1413.
- Decau M.L., Simon J.C. & Jacquet A., 2004. Nitrate leaching under grassland as affected by mineral nitrogen fertilization and cattle urine. *J. Environ. Qual.*, **33**, 637-644.
- Hennart S., Lambert R., Oger R. & Stilmant D., 2009. Échantillonnage des prairies pâturées pour quantifier l'azote potentiellement lessivable : quel schéma pour quelle précision ? *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **14**, 39-46.
- Laurent F., Castillon P., Besnard A. & Le Gallic Y., 2000. Fuites d'azote sous prairies. Influence du pasturage mais pas du type de prairie. *Perspect. Agric.*, **258**, 23-29.

- Nevens F. & Reheul D., 2003. Effects of cutting or grazing grass swards on herbage yield, nitrogen uptake and residual soil nitrate at different levels of N fertilization. *Grass Forage Sci.*, **58**, 431-449.
- Peyraud J.L., Vérité R. & Delaby L., 1995. Rejets azotés chez la vache laitière : effet du type d'alimentation et du niveau de production des animaux. *Fourrages*, **142**, 131-144.
- SAS Institute Inc., 2008. *SAS® 9.2. Qualification tool user's guide*. Cary, NC, USA: SAS Institute Inc.
- Simon J.C., Vertès F., Decau M.L. & Le Corre L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. I. Bilans à l'exploitation et lessivage d'azote sous prairies. *Fourrages*, **151**, 249-262.
- Soussana J.F., Tallec T. & Blanfort V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, **4**, 334-350.
- Statbel, 2011. *Agriculture. Chiffres agricoles de 2011*, http://statbel.fgov.be/fr/modules/publications/statistiques/economie/downloads/agriculture_-_chiffres_d_agricole_de_2011.jsp, (17/05/2012).
- Stilmant D., 2010. Concilier élevage et environnement, les marges de manœuvre explorées ou à explorer en Wallonie ? In : *15^e Carrefour des Productions animales, La science dans l'élevage du futur : entre avancées scientifiques et enjeux humains, 10 février 2010, Gembloux, Belgique*, 38-47, <http://www.cra.wallonie.be/img/page/pubtech/cpa2010/stilmant.pdf>, (29.01.13).
- Stout W.L., 2003. Effect of urine volume on nitrate leaching in northeast USA. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, **67**, 197-203.
- Stout W.L., Delahoy J.E., Muller L.D. & Saporito L.S., 2001. Evaluating nitrogen management options for reducing nitrate leaching from Northeast U.S. pastures. *Sci. World*, **1**(2), 887-891.
- Tichit M. et al., 2012. Systèmes d'élevage et biodiversité : des antagonismes aux synergies. In : *Actes des 19^e Journées des Rencontres Recherches Ruminants, 5-6 décembre 2012, Centre des Congrès de la Villette, Paris, France*, 1-8.
- Vertès F., Simon J.-C., Laurent F. & Besnard A., 2007. Prairies et qualité de l'eau. Évaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, **192**, 423-440.

(18 réf.)