

L'élevage, un élément clé pour le maintien de la fertilité de nos systèmes agraires dans le contexte d'une agriculture écologiquement intensive

D. Stilmant, M. Mathot, R. Lambert, B. Godden, M. Steffen, D. Knoden, P. Luxen

I. Introduction

Comme souligné par Mazoyer et Roudart (2002), la mise en place de systèmes de polyculture – élevage a permis d'accroître la productivité des terres cultivées grâce au transfert de fertilité du saltus vers l'ager. Néanmoins, cette association n'a permis des augmentations significatives de rendements que suite au développement d'une culture attelée lourde. En effet, celle-ci a permis la récolte de fourrages pour maintenir le cheptel en stabulation hivernale. Le fumier produit durant cette phase a alors pu être transféré sur les terres afin d'y être enfoui par labour. Suite à la fabrication d'engrais de synthèse et au développement de la traction mécanique, une spécialisation des systèmes et une dissociation des productions animales et végétales a, à nouveau, eu lieu parallèlement à une forte augmentation de la productivité du travail.

Néanmoins, ce découplage culture-élevage, cette spécialisation, intensification et homogénéisation des productions, basée sur la standardisation des milieux de production, permise par une utilisation importante d'intrants (engrais, aliments, produits phytosanitaires,...), a conduit à l'émergence de nombreux problèmes environnementaux (Mignolet *et al.*, 2012). (1) Standardisation et banalisation des paysages et des habitats, qui entraînent la disparition des espèces inféodées. (2) Erosion des surfaces prairiales dans les zones de grandes cultures et des bénéfiques associés à ces prairies : accumulation de matière organique importante pour la fertilité physique, biologique et chimique des sols, tampon limitant la percolation de nitrates, de produits phytosanitaires, élément clé pour la lutte contre l'érosion, (3) Excès d'engrais de ferme dans les zones d'élevage spécialisées alors que ces derniers font défaut dans les zones de cultures où ils permettraient de maintenir la fertilité des sols (Peyraud *et al.*, 2012).

Néanmoins, suite à la raréfaction des ressources non renouvelables que représentent (1) les énergies fossiles, sur lesquelles reposent la synthèse des engrais azotés au travers du procédé d'Haber et Bosch, ou (2) de macro-éléments clés tels que le phosphore, une attention de plus en plus importante est apportée au développement d'une agriculture écologiquement intensive dont l'un des principes est de maintenir la fertilité des sols au travers d'une meilleure valorisation des produits résiduels organiques et fumiers (Bonny, 2011). Dans ce référentiel, l'accroissement de la production agricole demeure une préoccupation majeure, mais l'utilisation intensive et massive de pesticides, d'engrais chimiques, d'eau et d'énergie fossile y est remise en cause. Il nécessite comme souligné ci-avant, et c'est un réel défi, de rompre avec le paradigme habituel d'une agriculture qui

artificialise, uniformise et standardise toujours plus et qui force le système biologique (Bonny, 2011).

Dans le contexte d'une (ré-)articulation de l'élevage de ruminants et des cultures, les prairies, l'optimisation de la valorisation des engrais de ferme et des co-produits des cultures apparaissent comme deux éléments clés. Nous vous proposons de les passer en revue.

II. L'intérêt de la prairie dans la rotation sur la fertilité des systèmes

En Europe de l'Ouest, outre son rôle premier de production de fourrage, les prairies temporaires à base de ray-grass anglais (*Lolium perenne*) produisent annuellement de l'ordre de 12 à 16 tonnes de matière sèche (MS) par ha (Peeters & Kopec, 1996) d'un ensilage riche en protéines digestibles dans l'intestin (51 à 69 g de DVE par kg MS), avec un OEB généralement positif (11 à 66 g/kg MS) et une teneur en énergie modérée (771 à 858 VEM par kg de MS) ; la prairie présente également un rôle majeur dans le maintien de la fertilité des sols. Ainsi, Viaux *et al.* (1999) soulignent, parmi les avantages les plus marquants associés aux prairies, en lien avec la problématique de la fertilité, l'augmentation de la teneur en matière organique du sol, l'augmentation de la porosité du sol et de l'activité biologique, l'augmentation de la portance ou encore une meilleure résistance à l'érosion.

Les effets positifs sur la structure du sol se notent à condition que la prairie reste en place au moins 3 ans. Ils sont particulièrement importants pour le maintien de la fertilité des terres limoneuses sensibles à la battance (Cossée, 1999).

La présence de prairies temporaires dans la rotation facilite également la gestion des engrais de ferme. La prairie de fauche peut valoriser plus d'éléments fertilisants apportés par les engrais de ferme que la plupart des cultures annuelles. Les périodes d'épandage autorisées en prairie sont également plus larges que pour les cultures annuelles et les fenêtres d'application possibles sont aussi plus nombreuses car la prairie est fauchée plusieurs fois en cours d'année ce qui permet un fractionnement des apports. L'utilisation de légumineuses (trèfles, luzerne), plantes fixatrices d'azote atmosphérique, dans les mélanges fourragers permet de réduire la fertilisation azotée de la prairie et des cultures qui la suivent au sein de la rotation. Elle augmente également la richesse en protéines et minéraux des fourrages produits. En Moyenne Belgique, des associations de graminées avec légumineuses (dactyle + luzerne ; ray-grass anglais + trèfle violet) peuvent fixer de l'ordre de 250 à 400 kg d'azote par hectare et par an (Deprez *et al.*, 2007 ; Decruyenaere *et al.*, 2013). Ces mélanges permettent d'obtenir des niveaux de production de 15 tonnes de MS par ha sans fertilisation azotée.

Lorsque la prairie temporaire est détruite, une quantité importante d'azote organique va être minéralisée ce qui va permettre de réduire la fertilisation azotée de la culture qui suit, mais cela représente aussi un risque de pollution des eaux par le nitrate si certaines précautions ne sont pas respectées. Il faut être particulièrement attentif à la date et au

mode de destruction, au choix de la culture qui va suivre, au raisonnement de sa fertilisation azotée et à la gestion de l'interculture.

L'âge de la prairie temporaire détruite va influencer ce risque. On a vu précédemment qu'il faut minimum 3 ans de prairie pour voir des effets positifs sur la structure du sol. Mais, plus la prairie est âgée, plus elle a stocké de la matière organique et plus la quantité d'azote rapidement minéralisée suite au retournement sera importante. Pour valoriser au mieux les effets positifs sur la durée d'une rotation et limiter le risque de pollution par le nitrate, on conseille de ne pas maintenir la prairie en place plus de 6 ans (Cossée, 1999). Attention, une parcelle déclarée en prairie 5 années consécutives sera considérée comme prairie permanente et sa destruction sera soumise à certaines conditions.

Pour limiter les risques de pollution après destruction, on peut aussi appliquer certains des principes suivants :

- détruire la prairie avec un herbicide non persistant et laisser le sol nu le minimum de temps après destruction ;
- privilégier la destruction en fin d'hiver ;
- faire suivre la prairie d'une culture exigeante en azote et avec un cycle de végétation long (par ex la betterave) ou implanter une CIPAN après la culture principale qui suit ;
- implanter la culture suivante sans labour, pour limiter la minéralisation de la matière organique ;
- ne pas apporter de fumure organique ;
- raisonner la fertilisation azotée de la culture qui suit en tenant compte de la minéralisation qui va s'opérer après destruction de la prairie.

Pour tenir compte de cet apport d'azote, Requasud et les laboratoires provinciaux se sont accordés sur les effets suivants (Requasud, 2013) :

Tableau 1 : Arrières-effets, en kg d'N par hectare, disponibles pour les cultures suivent des prairies retournées

Période de labour	Rang de la culture post destruction	Age de la prairie					
		<18 mois	2-3 ans	4-5 ans	6-10 ans	>10 ans	
Fin d'hiver (15/02)	1	20	60	100	120	140	
	2	0	0	10	20	20	
Avant l'hiver	1	10	30	50	60	70	
	2	0	0	0	0	0	

Il faut tenir compte du mode d'exploitation de la prairie et de sa composition floristique ; pour une prairie composée uniquement de graminées (ray-grass), les valeurs des tableaux précédents sont multipliées par un coefficient égal à :

- 0,7 si la prairie est fauchée et pâturée,
- 0,4 si la prairie est uniquement fauchée,
- 1 si la prairie est uniquement pâturée.

Le rôle des prairies dans le maintien de la fertilité des systèmes agraires n'est, néanmoins, pas uniquement direct. En effet, ces agro-écosystèmes constituent la base de l'alimentation des ruminants et donc de la valeur fertilisante associée à leurs déjections qui deviennent, à condition, comme nous allons le voir, d'être bien gérées, de précieux engrais de ferme.

III. Engrais de ferme et fertilité

A l'échelle régionale, toutes cultures confondues (prairies incluses), il a été estimé que $162 \cdot 10^6$ kg de N, $21 \cdot 10^6$ kg de phosphore (P) et $86 \cdot 10^6$ kg de potassium (K) sont épandus ou restitués directement par les animaux sur les sols agricoles (Piazzalunga *et al.*, 2012). Ces quantités correspondent à 50 % de l'N, 66% du P et 70% du K appliqués au sol en région Wallonne. Ces chiffres mettent à eux seuls en évidence la place prépondérante de la fertilisation organique dans nos systèmes de production et la nécessité de la gérer au mieux. Dans ce qui suit, le terme générique « engrais de ferme » sera utilisé quel que soit le stade de gestion (excrétion, stockage, épandage) de ces produits de façon à bien insister sur leur valeur et de marquer leur intérêt dans le continuum animal-plante.

L'apport d'engrais de ferme permet d'améliorer la fertilité chimique, physique et biologique des sols. Les engrais de ferme ont à la fois des effets de fertilisant et d'amendement.

En effet, ces matières organiques sont caractérisées par différentes fractions plus ou moins stables suite à leur passage dans le tractus digestif des animaux. Les fractions les moins stables vont contribuer à la fertilité chimique alors que les fractions les plus stables vont s'associer aux argiles du sol afin de composer des complexes argilo-humiques (Paustian *et al.*, 1997 in Fliessbach *et al.*, 2007 ; Ridder and van Keulen (1990) garant du maintien de la structure et fertilité physique du sol.

III.1. Fertilité chimique

Selon la vitesse de libération de l'azote on distingue les engrais de ferme à action rapide (lisiers, purins, déjections de volailles) et à action lente (fumiers, autres que de volailles, frais ou compostés) (AGW 2011).

Mais cette libération de l'azote et son absorption par les plantes est très variable selon les quantités épandues, les dates d'apport, le matériel d'épandage utilisé et les conditions climatiques. C'est pourquoi les modalités de transfert de cette fertilité du compartiment animal vers les cultures nécessitent d'être mûrement réfléchies afin d'optimiser le recyclage des nutriments en limitant les pertes vers les différents compartiments de la biosphère (eaux de surface et souterraine, en passant, dans ce dernier cas par le sol, ainsi que vers l'atmosphère) et ce durant les phases relatives à la production, le stockage et l'épandage des engrais de ferme (voir ci-après).

Ainsi, des essais menés tant en prairies qu'en cultures montrent que l'efficacité de l'azote apporté par les engrais de ferme diminue avec l'augmentation de la dose apportée. Ces

essais indiquent, dans les conditions qui étaient les leurs, que des doses de ± 30 t/ha de fumier (à 5,3 kg N/t), ± 28 t/ha de fumier composté (à 5,6 kg N/t) ou ± 40 m³ de lisier (à 3,9 kg N/m³), correspondant à 160 kg N/ha appliqués dans des conditions optimales avant maïs, conduisent à une efficacité de l'azote qui peut approcher celle des engrais minéraux soit de 60 à 70 % (Godden *et al.* 2007). Par contre lorsque des quantités supérieures sont épandues, l'efficacité de l'azote diminue sans que les arrières effets, en deuxième et troisième années, n'augmentent car une part importante de l'azote des engrais de ferme va entrer dans le cycle long des matières organiques (MO) stables (humus). Il y a ainsi une lente accumulation de fertilité, suite à des apports répétés, sur le long terme. Cela permet, en cas d'arrêt d'apport, de maintenir de bons niveaux de rendement (Knoden D. *et al.*, 2007).

Pour le phosphore et le potassium, l'entièreté de ces éléments présents dans les engrais de ferme peut être considéré comme efficace. Néanmoins, le potassium étant très soluble, il peut être perdu en cas de stockage à l'extérieur durant des périodes pluvieuses (Godden & Penninckx 1997 ; cette contribution).

Pour optimiser la gestion des engrais de ferme, Agra-Ost et le CRAW ont développé un logiciel disponible gratuitement en ligne, outil d'aide à la décision destiné aux techniciens et agriculteurs, afin de permettre la définition d'un plan de fertilisation optimisant la valorisation de ces matières : Valor¹ (Godden *et al.*, 2013).

III.2. Fertilité biologique et physique

En l'absence d'apports d'engrais de ferme, la teneur en carbone du sol diminue, lentement (Buysse *et al.*, 2013), mais de manière moindre que prédit par les modèles classiques de type Henin Dupuis (Destain, 2012 ; Destain & Godden, 2013). En effet, cette diminution est ralentie suite à l'apport de carbone par des résidus de cultures et les racines ainsi que suite à une réduction de la vitesse de minéralisation. La MO restante du sol est de plus en plus stable avec une fraction de vieille MO liée aux argiles fines qui la protège de la dégradation (Zimmerman 2007). Dans ce contexte l'utilisation de fumier composté (Luxen *et al.*, 2012) peut apporter une plus value supplémentaire suite à la restructuration et stabilisation de la matière organique apportée.

Inversement des apports réguliers d'engrais de ferme conduisent à une augmentation du taux de carbone du sol et à une augmentation de la vitesse de minéralisation (Destain, 2012).

Pour améliorer la fertilité physique et biologique des sols, la MO doit être encore suffisamment décomposable que pour pouvoir nourrir la microflore du sol sans être trop riche en composés trop fermentescibles, comme des sucres, car ceux-ci vont, pour leur

¹ <http://www.valor.cra.wallonie.be/fr/333/valor>

décomposition par les microorganismes, consommer l'oxygène présent dans le sol et conduire ainsi à de l'anaérobiose. Un tel phénomène peut être observé suite à l'incorporation en profondeur de CIPANs trop développées.

Les microorganismes du sol vont utiliser la MO pour leur développement et produire des composés comme des mucilages qui vont lier les particules minérales des sols (argiles, limons, sables) pour former des agrégats et ainsi améliorer la structure du sol (Leclerc, 2001).

Il est néanmoins délicat de pouvoir caractériser cette fertilité et de la gérer : la teneur en carbone du sol réagissant très, trop lentement pour que cette analyse soit utilisable. Des mesures d'activité microbienne représentent des alternatives plus prometteuses (Tu *et al.*, 2006, Fliessbach *et al.*, 2007).

Soulignons également que des changements brutaux de pratiques, comme des apports importants après une absence totale d'épandages, perturbent le fonctionnement du sol pendant 2 – 3 ans (Hennart *et al.*, 2009).

En conclusion, une bonne gestion des engrais de ferme représente un élément clé pour entretenir et améliorer la fertilité physique, biologique et chimique des sols. Elle constitue la base de la fertilisation et de la fertilité de nos systèmes de cultures et d'élevage.

Néanmoins, les modalités de transfert de cette fertilité du compartiment animal vers les cultures nécessitent d'être mûrement réfléchies afin d'optimiser le recyclage des nutriments en limitant les pertes vers les différents compartiments de la biosphère (eaux de surface et souterraine, en passant, dans ce dernier cas par le sol, ainsi que vers l'atmosphère). Et ce durant les phases relatives à la production, le stockage et l'épandage des engrais de ferme. Ces aspects sont développés ci-après.

III.3. Les formes et conditions de stockage : un point clé pour optimiser le recyclage des engrais de ferme

Afin d'utiliser au mieux les engrais de ferme, il est nécessaire d'en connaître les quantités disponibles et les compositions, d'éviter les pertes et de s'assurer de leur utilisation optimale par les cultures. La gestion des engrais de ferme doit donc être raisonnée de façon à minimiser les pertes en nutriments et maximiser leurs utilisations par les plantes. Ces problématiques sont envisagées par l'étude de la relation entre les principaux nutriments (N, P et K) et le carbone (C) pour les engrais de ferme produits en bâtiments. Les exemples sont principalement issus d'essais menés au CRA-W, en partenariat avec l'UCL, sur des bovins.

a. Gérer la source

Il n'est pas anodin de rappeler que les engrais de ferme sont, avant tout, le résultat de l'utilisation des aliments par les animaux. Initialement les quantités et surtout la qualité des engrais de fermes produits dépendront essentiellement de l'équilibre entre alimentation et

besoins des animaux auquel il faut ajouter l'apport éventuel de litière (paille, ...). Ce lien entre alimentation et besoins peut être approché par simple bilan à l'échelle de l'animal. Ce dernier peut être en phase d'entretien ou en production. Dans le premier cas, la rétention en éléments sera proche de 0, c'est-à-dire qu'à peu près l'équivalent de tout ce qu'il a ingéré sera excrété dans les urines et les fèces ou rejeté par voie gazeuse. En phase de production il y aura une mobilisation plus ou moins importante des nutriments vers les productions sous forme de gains de poids par l'animal (ex : figure 1) et/ou sous forme de lait. La capacité à mobiliser cette fraction en éléments vers les productions traduit l'efficacité de l'animal qui est fort variable en fonction de l'élément, de l'espèce mais également de la qualité des rations, ... Pour le P, le K et le N, la part non valorisée par l'animal correspond à la part de l'élément considéré produite dans les déjections urinaires et fécales. Cependant, l'aspect qualitatif est également essentiel, surtout pour l'azote dont les pertes durant le traitement des effluents peuvent être très fortement influencées par la forme sous laquelle il est rejeté par l'animal. Par exemple, comme discuté par Beckers (2013) pour les ruminants, des déséquilibres énergie/composés azotés peuvent induire des diminutions de l'efficacité azotée menant à des excréments plus importants d'azote via les urines qui conduisent à des émissions contrastées de NH_3 en bâtiment d'élevage (Smits *et al.*, 1995). Ainsi des valeurs classiques d'émission, entre excrétion et épandage, de 400 g N- NH_3 /kg de N-ammoniacal présents dans les excréments sont utilisées (Hutchings *et al.*, 2013). Les teneurs en azote ammoniacal des excréments sont fortement influencées par l'alimentation. Elles peuvent varier de 500 et 800 g N-ammoniacal/kg N produit (van der Stelt *et al.*, 2008). La valeur de 600 g N-ammoniacal/kg N excrété est classiquement retenue.

b. Pertes en bâtiment et stockage

Contrairement au P et au K, le N (environ 30 % de l'excrété) et le C (entre 60 et plus de 100% de l'ingéré) peuvent être perdus en grandes quantités par voies gazeuses (figure 1), suite à la digestion par l'animal pour le C (CO_2 et CH_4), en étable, au stockage ou lors de sa restitution vers le sol. L'azote peut, quant à lui, être perdu sous différentes formes en bâtiment ou au stockage avec des effets néfastes ou non (N_2) sur l'environnement (eutrophisation, acidification, réchauffement climatique). A titre d'exemple, Oenema *et al.* (2007) montrent que les pertes gazeuses d'azote sont, à raison de 70%, 20%, 6% et 4%, sous forme de NH_3 , N_2 , N_2O , NO. Les pertes sous forme de NH_3 sont donc généralement les plus importantes. Il serait dès lors bon de les contrôler afin de conserver l'azote dans le système. Les quantités et les formes sous lesquelles ces composés vont être émis sont cependant variables et fonction du type d'engrais de ferme, des conditions de stockage et des liens existant entre les pertes notamment de C et de N lors du stockage de certains engrais de ferme (figure 2). Ce lien permet de concevoir que plus la masse sèche de l'engrais de ferme diminue avant son retour au sol, plus il y a de pertes d'azote.

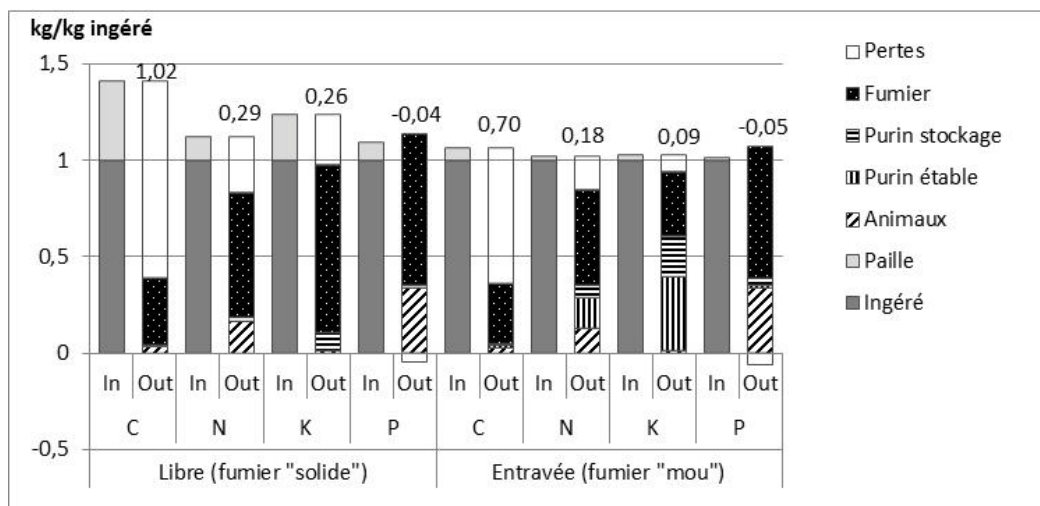


Figure 1 : Distribution du C, N, K et P dans les apports (in : aliments et paille pour litière) pour des génisses de type blanc bleu belge culard et en sortie de systèmes (out : animaux, engrais de ferme après stockage et pertes estimées par bilan) en fonction du type de fumier produit. Les valeurs indiquées représentent des quantités relatives à l'ingéré pour l'élément considéré. Les chiffres repris au-dessus des bâtonnets correspondent aux pertes estimées par bilan (Mathot et al., 2011).

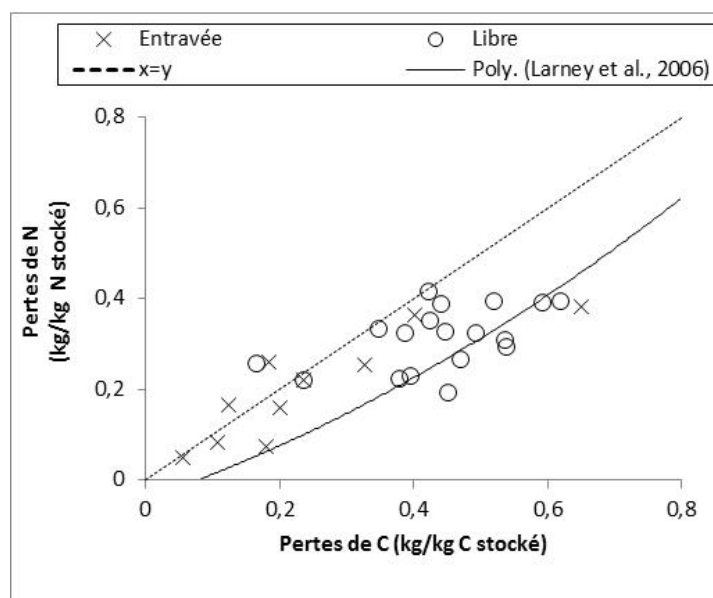


Figure 2 : Relation entre les pertes en N et C durant le stockage de fumiers issus de stabulations libres (fumier) et entravées (fumier mou), Mathot et al., 2011.

Les principaux moyens de réduction de ces pertes d'azote sont avant tout liés à la limitation de l'excédent azoté des rations (voir ci-avant) qui induit la production de quantités importantes d'azote aisément volatilisable (NH_3) et précurseur d'autres molécules azotées perdues par voie gazeuse (ex : N_2O) suite aux processus de nitrification et dénitrification. D'autres techniques sont proposées comme l'apport de plus grandes quantités de substrats pour litières favorisant une diminution des pertes de NH_3 en étables (Philippe et al., 2013). Cependant, la réduction de ces pertes peuvent être contrebalancées par des pertes plus importantes en N_2 et dans l'absolu, l'apport supplémentaire de substrat pour litière a un

coût et induit un accroissement de la quantité totale (jusqu'à 10% de l'azote ingéré) d'azote mobilisé, qui peut être potentiellement perdu par la suite (figure 1).

Que ce soit en bâtiment, sur l'aire de stockage ou à l'épandage, les pertes d'azote sous forme de NH_3 sont généralement croissantes avec une augmentation de la température ambiante pour les lisiers (Sommer *et al.*, 1991 ; Sommer *et al.*, 2001) tout comme pour les fumiers (Mathot, non publié). Elles sont également croissantes suite au compostage, à l'aération du fumier (Amon *et al.*, 2001). Ainsi, Sommer *et al.* (2001) ont observé que l'application directe des fumiers sans compostage a été favorable à la croissance du blé fertilisé suite à une moindre perte des composés à action fertilisante rapide (principalement le N-ammoniacal). On retiendra dès lors que stocker les engrais de ferme en période chaude est favorable à l'émission des composés azotés, que toute manipulation classique (aération, déplacement, ...) des engrais ferme est susceptible de mener à des pertes importantes de NH_3 ou de N_2 et que composter du fumier de façon à les assainir ou les rendre aisément applicables est une pratique parfois nécessaire mais souvent non favorable à la préservation de l'azote et du carbone entre l'excrétion et épandage.

Comme illustré ci-avant, différentes études analysent l'impact de techniques et de pratiques sur les pertes gazeuses d'azote, mais peu d'entre elles calculent les bilans azotés afin d'estimer correctement l'azote initialement présent qui reste disponible au sein du système afin d'en maintenir la fertilité. Élément clé auquel il y a lieu d'être attentif si l'on souhaite optimiser le recyclage de cet élément dans le contexte d'une agriculture écologiquement intensive.

Des écoulements de P, de N et de C lors de la récolte ou du stockage des fumiers peuvent être observés mais en proportion moindre que pour le K (figure 1). Pour l'azote (NH_3 et NO_3^-) elles sont généralement inférieures à 5% de l'N stocké (ex : Petersen *et al.*, 1998) alors que pour le potassium elles peuvent dépasser 60% du K stocké (Godden & Penninckx, 1997). Ces écoulements sont toutefois variables en fonction du type d'engrais de ferme et ils sont plus importants pour les fumiers mous (stabulation entravée, figure 1), ce qui justifie notamment que ces derniers ne peuvent pas être stockés au champ. A noter que pour le K, les pertes importantes en système « libre accumulé » ont été attribuées à des écoulements non contrôlés au stockage. En théorie, si on arrive à récolter tous les jus, on peut considérer que pour le P et le K seules leurs quantités fixées par les animaux vendus ou morts sortent des systèmes. Cela n'est généralement pas le cas suite au stockage en champs des fumiers. Les pertes, surtout de K, par écoulements non contrôlés (purins de stockage et pertes, figure 1), peuvent donc être importantes ou concentrées sur des zones restreintes. Il va de soi que suite à un stockage de plus longue durée, ces pertes croissent vu la mobilité de cet élément. Il est donc conseillé de limiter la durée du stockage au champ et d'éviter les écoulements non contrôlés vers l'environnement.

Afin de gérer au mieux ses engrais de ferme, il donc est nécessaire d'en connaître les quantités et qualités. Le type d'engrais de ferme produit et ses quantités peuvent être

estimés via les valeurs de référence fournies par les normes (AGW, 2001) en fonction du type d'étable (ex : figure 3). Cependant, des analyses et pesées régulières des engrais de ferme et la connaissance de leur composition sont utiles afin de préciser les flux voir les excès dans l'alimentation qui conduisent à une réduction de l'efficacité et donc à des pertes importantes. Une durée de stockage limitée et hors période estivale est conseillée de façon à éviter les pertes, cela de préférence sur des aires de stockage permettant la récolte des jus d'écoulement. Ces recommandations sont également valables pour la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

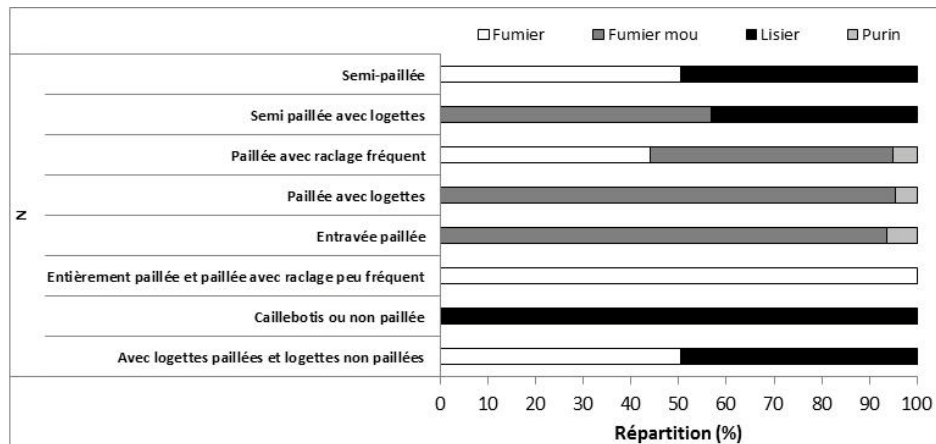


Figure 3. Estimation de la répartition de l'azote produit avant épandage entre les différents types d'engrais de ferme en fonction des types de stabulations reconnues par la Région wallonne. Dérivé des normes (AGW, 2011).

c. Appliquer ses engrais de ferme de manière à minimiser les pertes et maximiser leur valorisation par les cultures

Des pertes importantes d'éléments fertilisants peuvent survenir si les engrais de ferme ne sont pas épandus correctement et au bon moment. Ces pertes vont occasionner différentes nuisances d'ordre économiques, pour l'exploitant, sociétales (odeur) ou environnementales telles que le lessivage de nitrates vers les nappes si une culture n'est pas présente pour prélever cet élément, ou le lessivage d'éléments nutritifs vers les eaux de surfaces (épandage sur sol gelé, saturé en eau, tassé, en pente, ...) ou encore la volatilisation d'ammoniac qui va contribuer aux pluies acides, ...

Afin de réduire ces désagréments il y a lieu de réaliser les épandages par temps couvert et humide mais sur un sol portant ; durant des périodes froides mais sans gel et avec peu de vent. En ce qui concerne le lisier, il gagne à être dilué et/ou homogénéisé avant épandage.

Mais les techniques d'épandage ont également fortement progressé afin de réduire les pertes durant la phase critique de l'application des engrais de ferme (Tableau 2). Ainsi, il existe aujourd'hui de nombreux systèmes d'épandage allant du tonneau traditionnel avec déflecteur-palette vers le haut à l'épandeur automoteur avec injecteurs à disques. Le premier peut occasionner d'importantes pertes, ce qui explique, par exemple, son

interdiction dans différentes régions allemandes. Le second permet de travailler à grande vitesse et peut être rempli par des camions ravitailleurs ; ces derniers matériels étant bien entendu réservés aux entreprises agricoles.

L'influence du matériel sur les pertes d'ammoniac à l'épandage tient beaucoup à la taille des gouttelettes de lisier qui sont émises. En effet, dans les petites gouttelettes, la diffusion des composés gazeux (ammoniac et composés malodorants) est très rapide et ils peuvent se dégager très rapidement dans l'atmosphère.

Autre point important : l'homogénéité de la répartition du lisier sur le couvert. Ainsi, certaines machines permettent d'épandre sur toute la surface ; le lisier et tous ses éléments fertilisants seront alors plus accessibles aux plantes ; alors que d'autres (injecteurs) épandent l'engrais en bandes écartées. Le lisier sera alors moins bien réparti et mis à la disposition préférentiellement sur certaines bandes du couvert végétal.

Tableau 2. Comparaison des points faibles et des points forts des différents matériels d'épandage

Système d'épandage	Pertes d'N ammoniacal (= 50 % de l'N du lisier bovin)	Gain économique (par rapport au déflecteur classique)	Appréciation			Déterm. de la largeur optimale d'épandage	Influence de la viscosité du lisier sur la largeur de travail	
			Sensibilité au vent latérale	Risque de bouchage	Odeurs			
Déflecteur classique	± 100 %	/	assez fort	peu important	forte	difficile	forte	
Déflecteur inversé (vers le bas)			moyenne	peu important			forte	
Buse à mouvement pendulaire	± 50 %	± 1 € / m ³ épandu	moyenne	peu important			forte	moyenne
Rampe avec déflecteurs			peu importante	moyen	moyen	facile	peu importante	
Tuyaux traînés	± 40 %	± 1,2 € / m ³ épandu	insensible	moyen			moyen	pas d'influence
Patins	± 20 %	± 1,6 € / m ³ épandu						pas d'influence
Gouttières	± 20 %	± 1,6 € / m ³ épandu						pratiquement pas d'influence
Injecteurs	± 5 %	± 1,9 € / m ³ épandu						pas d'influence

Soulignons également que l'évolution de ces matériels s'accompagne généralement d'une augmentation de leurs tailles et de leurs poids (tenant compte aussi du poids du lisier qui augmente avec la capacité). Il y a donc lieu, lors de leurs utilisations, d'être attentif aux risques de dégâts qu'ils occasionnent sur la structure du sol par les compactations et sur le couvert suite à l'arrachage du gazon dans les tournants par les doubles essieux. Certains de ces gros tonneaux sont néanmoins équipés de réglage en continu du gonflage des pneus, ce qui réduit certains de ces impacts.

Outre la technique, il y a également lieu d'être attentif à ce que la période d'épandage et les quantités épandues coïncident avec les besoins du couvert. Dans ce contexte, la prairie présente plus de flexibilité bien que les apports de fin d'hiver soient les mieux valorisés (figure 4).

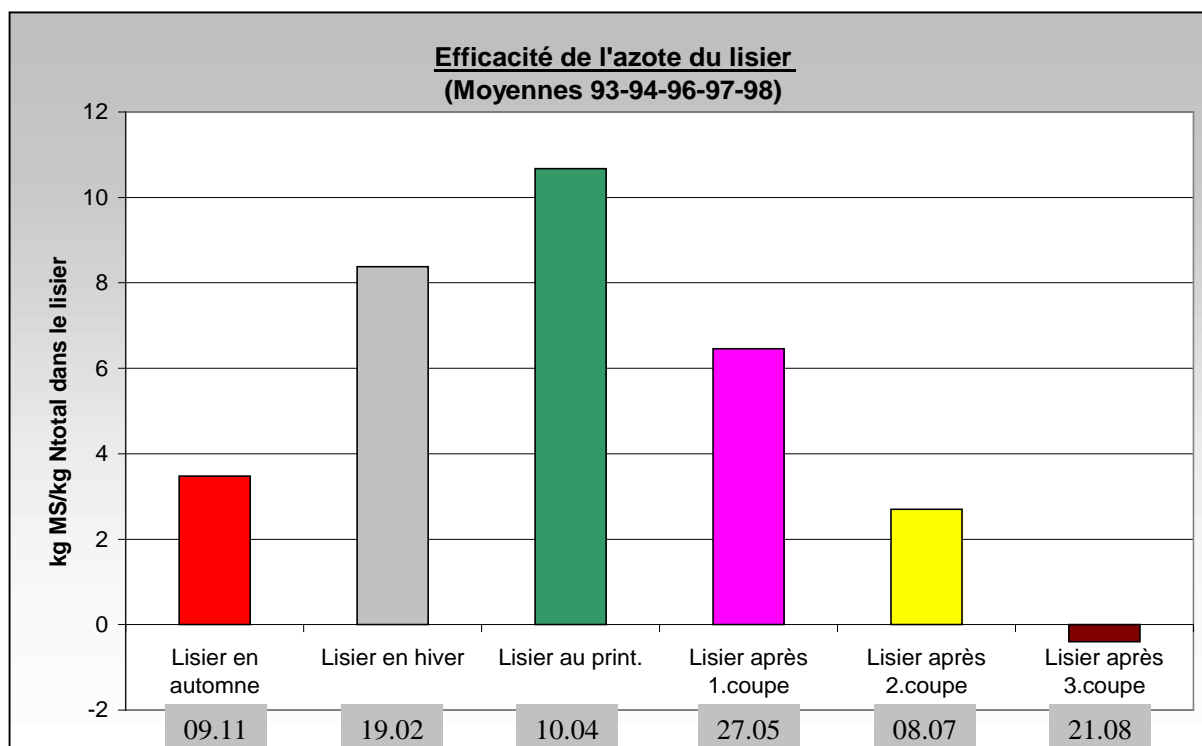


Figure 4. Efficacité de l'azote du lisier sur prairie en fonction de la période d'épandage

Avoir des capacités de stockage suffisantes, mais gérées de manière à limiter les pertes, permet également de concilier les apports avec les besoins des couverts et de fractionner, si nécessaire, les apports réalisés.

IV. La Valorisation des co-produits par les animaux : un autre levier permettant d'accroître le recyclage des éléments fertilisants dans les systèmes agraires

L'élevage permet également la valorisation de certains co-produits des cultures (pulpes de betterave, paille, fanes, ...). En l'absence d'élevage, certains de ces co-produits sont incorporés au sol et contribuent de ce fait au maintien de la fertilité. D'autres, comme les pailles de céréales, sont récoltés et commercialisés parfois sur de longues distances. Il en résulte un transfert de C et de minéraux des zones de culture vers les zones d'élevage. Les échanges « paille-fumier » permettent dans une certaine mesure d'inverser ce flux. Cependant, lorsqu'ils sont réalisés sur de longues distances, ces transports ont un coût économique et environnemental élevé. Lorsqu' élevage et culture sont associés, la paille peut être valorisée au sein de l'exploitation limitant ainsi les transports. Les engrais de ferme, à la constitution desquels elle contribue, sont ensuite restitués au sol.

Certains résidus de cultures comme les fanes de pois, lorsqu'elles sont incorporées au sol, se dégradent rapidement et libèrent du nitrate qui sera difficilement récupéré par la culture qui suit car le reliquat en nitrate après une culture de pois est déjà très élevé. La récolte des fanes et leur utilisation comme fourrage permet de soustraire l'azote qu'elles contiennent du lessivage hivernal.

En zones vulnérables, la législation impose la couverture des terres par des CIPAN pour réduire les fuites de nitrate vers les aquifères. L'élevage offre également une opportunité de valorisation de certaines CIPAN comme fourrage (De Toffoli *et al.*, 2013).

V. En guise de conclusion, comment imaginer de nouveaux modes d'articulation des productions animales et végétales afin d'optimiser le bouclage des cycles des éléments ?

Malgré les nombreux avantages soulignés, l'articulation des productions animales et végétales pose différentes questions/problèmes. En effet, elle nécessite la mobilisation d'un parc matériel plus important vu les besoins spécifiques de chaque atelier, elle multiplie les pointes de travail avec l'occurrence, notamment, du travail d'astreinte en élevage : « *compte tenu de la charge de travail liée à l'élevage, celui-ci ne revient jamais dans les territoires où il a été abandonné* » (Peyraud *et al.*, 2012). Cette articulation empêcherait la mise en place d'économie d'échelle tout en permettant, comme souligné ci-avant, de bénéficier de certaines économies de gamme, elle est fortement contrainte par les potentialités pédo-climatiques du milieu, ayant conduit à la spécialisation des territoires que l'on connaît aujourd'hui.

Sur base de ces différents éléments et suite à la concentration territoriale des filières amont et aval qui ont découlé des spécialisations antérieures (Mignolet *et al.*, 2012), des propositions d'évolution qui s'écarteraient radicalement du modèle territorial actuel semblent peu réalistes (Peyraud *et al.*, 2012).

Une des pistes explorées aujourd'hui réside dans des échanges inter-territoriaux d'engrais de ferme après avoir traité ces derniers (compostage des fumiers, séparation de phase pour les lisiers avant ou après biométhanisation) afin de réduire les volumes et masses à transporter et de limiter les nuisances (importance du charroi nécessaire ; désagréments olfactifs, ...) associées (Peyraud *et al.*, 2012). En effet, comme l'illustrent ces auteurs, de tels échanges permettraient :

- de maintenir, en phase avec le concept d'intensification écologique, la fertilité des zones de grandes cultures en étant moins dépendant des engrais minéraux ; dont certaines sources se tarissent et/ou dont la production, gourmande en énergie, est de plus en plus coûteuse ;
- dans le cadre « d'échanges fourrages-fumier » de diversifier les rotations en y réintroduisant des prairies temporaires voire des luzernières qui devraient soutenir les teneurs en carbone dans les sols et donc la fertilité physique et biologique de ces derniers.
- de réduire, dans les zones présentant de forts niveaux de chargement, la pression exercée par l'élevage sur l'environnement ;
- d'accroître l'autonomie régionale des systèmes d'élevage.

Bien que prometteuses et de loin plus intéressantes que le traitement aérobie de lisiers, qui permet d'éliminer sous forme de N₂ environ 60 à 70% de l'azote entrant dans le

process (Beline *et al.*, 2004 in Peyraud *et al.*, 2012) ; réduisant d'autant le potentiel de fertilité du système ; ces alternatives posent néanmoins différentes questions :

- d'ordre organisationnel : les modalités de transfert entre systèmes d'élevage et de culture devant être définies ;
- d'ordre technique et environnemental :
 - o les pertes d'éléments, principalement d'azote, lors de la mise en œuvre des processus de conditionnement des engrais de ferme (compostage, séparation de phase, séchage,...) ne sont elles pas trop importantes que pour limiter l'intérêt des échanges suite à la perte de fertilité globale qui risque d'en découler ?
 - o une fertilisation essentiellement basée sur la mobilisation d'engrais de ferme nécessite de pouvoir prévoir au mieux leur dynamique de minéralisation et de fourniture de nutriments à la culture et ce afin de maintenir les performances de cette dernière.

Références citées

- AGW, 2011. Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement contenant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture (31 MARS 2011.).
- Amon, B., Amon, Th., Boxberger, J., Alt, Ch., 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 103–113.
- Beckers, 2013. L'équilibre des rations alimentaires des bovins : quelques pistes pour améliorer l'efficacité azotée *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 17(S1), 243-250.
- Béline F., Daumer M.L., Guiziou F., 2004. Biological aerobic treatment of pig slurry in France: Nutrients removal efficiency and separation performances. *Transactions of the ASAE* 47, 857-864.
- Bonny, S. 2011. L'agriculture écologiquement intensive : nature et défis. *Cahier de l'Agriculture*, 20 : 451-462.
- Buysse, P., Roisin, C., Aubinet, M. (2013). Fifty years of contrasted residue management of an agricultural crop: impacts on the soil carbon budget and on soil heterotrophic respiration. *Agric. Ecosyst. Environ.* 167, 52–59.
- Decruyenaere, V., Jamar, D., Roisin, Ch., Grignard, A. 2013. Grass/legumes associations in crop rotations. Fiche technique rédigée dans le cadre du projet DAIRYMAN.
- Deprez B., Parmentier R., Lambert R., Peeters A., 2007. Les prairies temporaires : une culture durable pour les exploitations mixtes de la Moyenne-Belgique. *Les Dossiers de la Recherche Agricole*. Ed Ministère de la Région Wallonne ; Direction de la Recherche. 83p.
- Destain J.P. (2012) Qualité des sols agricoles wallons Perspectives et conclusions Requasud 20 avril 2012 15 p
- Destain J.P. et Godden B (2013) "La matière organique : source de la vie du sol, source d'éléments minéraux" *Agroforum "L'agronomie aux sources de l'agriculture durable"* 15 1 2013, p 22-45.
- De Toffoli M., Decamps C., Lambert R., 2013. Evaluation de la capacité de cultures intermédiaires à piéger l'azote et à produire un fourrage. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2013 17(S1), 237-242.
- Fliesßbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L. and Mäder, P. 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118 : 273–284.
- Godden B., J.P. Destain and P. Luxen (2007) Efficiency and recovery of different cattle manure applied on arable crops in rotation. *Proceedings of the 16th International CIEC Symposium "Mineral versus organic fertilizers: conflict or synergism"* pp 229-234.
- Godden, B. , Mathot, M. & Piazzalunga, G. (2013). L'outil VALOR : pour une meilleure gestion de engrais de ferme et une réduction des impacts environnementaux. *Proceedings in: 18ème Carrefour des Productions animales : "Nouvelles approches pour une optimisation de nos élevages laitiers"*, Gembloux, Belgique, 20 février 2013, 78-85. Hennart S., Froidmont E., Destain J.P. and Stilmant D.

- Godden, B., & Penninckx, M. (1997) Management of farmyard manure composting is important to maintain sustainability in Organic Farming. In: Proceedings of the 3rd ENOF meeting, Ancona June 1997 pp 225-232 (Isart and Llerena, eds).
- Hennart S., Froidmont E., Destain J.P., and Stilmant D. (2009) Link between the organic fraction of grazed grasslands nitrogen fertilisation and the nitrate leaching risk in 16th Nitrogen Workshop : Connecting different scales of nitrogen use in agriculture Turin 2009, 2 p.
- Hutchings N., Amon B., Dämmgen U., Webb J., 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. 3.B Manure management., European Environment Agency 65p.
- Knoden D., Godden B., Destain J-P. , Stilmant D. and Luxen P. (2007) Residual effects of different organic matters compared with mineral nitrogen on a mown permanent grassland. Proceedings of EGF 14th Symposium on "Permanent and temporary grassland: plant, environment, economy" Ghent .
- Larney F.J., Buckley K.E., Hao X., McCaughey W.P., 2006. Fresh, Stockpiled, and Composted Beef Cattle Feedlot Manure: Nutrient Levels and Mass Balance Estimates in Alberta and Manitoba. *J. Environ. Qual.* 35:1844–1854.
- Leclerc B. (2001) Guide des matières organiques. ITAB Eds 238 p
- Luxen P., Godden B. et F. Rabier (2012). Le compostage des fumiers, une technique de valorisation des matières organiques en agriculture. Les livrets de l'agriculture n°20 45 p
- Larney F.J., Buckley K.E., Hao X., McCaughey W.P., 2006. Fresh, Stockpiled, and Composted Beef Cattle Feedlot Manure: Nutrient Levels and Mass Balance Estimates in Alberta and Manitoba. *J. Environ. Qual.* 35:1844–1854.
- Mathot, M., Decruyenaere, V., Lambert, R. and Stilmant, D. 2011. Comparaison des flux en éléments (C, N, cendres, P et K) entre un système en stabulation entravée et un système en stabulation libre avec accumulation de fumier. *Renc. Rech. Ruminants* 18, 161-164.
- Mazoyer, M. et Roudart, L. 2002. Histoire des agricultures du monde, du néolithique à la crise contemporaine. Editions du Seuil, ISBN 978-2-02-053061-3.
- Mignolet, C., Schott, C., Benoît, M., Meynard, J.-M. 2012. Transformations des systèmes de production et des systèmes de culture du bassin de la Seine depuis les années 1970 : une spécialisation des territoires aux conséquences environnementales majeures. *Innovations Agronomiques*, 22 : 1-16.
- Oenema O., Oudendag D., Velthof G.L., 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science* 112, 261–272.
- Paustian, K., Collins, H.P., Paul, E.A., 1997. Management controls on soil carbon. In: Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.T., Cole, C.V. (Eds.), *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 15–49.
- Peeters A. & Kopec S., 1996. Production and productivity of cutting grasslands in temperate climates of Europe. *EGF congress*, 16 : 59-73.
- Peyraud J.-L. , Cellier P., Donnars C., Réchauchère O. (éditeurs), 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 68 p.
- Petersen S.O., Lind A-M., Sommer S.G., 1998. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of agricultural science*, 130, 69-79.
- Peyraud J.L., Delaby L., Dourmad J.Y., Faverdin P., Morvan T., Vertes F., 2012. Les systèmes de polyculture-élevage pour bien valoriser l'azote. *Innovations Agronomiques* 22, 45-69.
- Philippe F-X., Gustin C. , Dawans E, Cabaraux J-F, Laitat M., Nicks B., 2013. Les impacts environnementaux du choix des modalités d'hébergement des porcs charcutiers Projet n° 2740/4. Rapport final pour la Région Wallonne Direction Générale Opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement Les impacts environnementaux du choix des modalités d'hébergement des porcs charcutiers. 50p
- Piazzalunga G., Planchon V., Oger R., Luxen P, Godden B. 2012. CONTASOL : Evaluation des flux d'éléments contaminants liés aux matières fertilisantes épandues sur les sols agricoles en Wallonie. Rapport final pour le Service public de Wallonie, Direction générale opérationnelle de l'agriculture, des ressources naturelles et de l'environnement. Département des Sols et des Déchets, Direction de la Protection des Sols. 201 p
- De Ridder, N. and Van Keulen, H. 1990. Some aspects of the role of organic matter in sustainable intensified arable farming systems in the West African semi-arid tropics. *Fert. Res.*, 26: 299-310.
- Smits M.C.J., Valk H, Elzing A, Keen A., 1995. Effect of protein nutrition on ammonia emission from a cubicle house for dairy cattle. *Livestock Production Science* 44, 147-156
- Sommer S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter *European Journal of Agronomy* 14, 123–133
- Sommer S.G., Olesen J. E., Christensen B. T., 1991. Effects of wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of agricultural science* 117, 91-100.

- Tu C., Louws F.J., Creamer N.G., Mueller J.P., Brownie C., Fager K., and Hu S. (2006). Responses of soil microbial biomass and N availability to transition strategies from conventional to organic farming systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, 206–215.
- van der Stelt B., van Vliet P. C. J., Reijs J. W., Temminghoff E. J. M., van Riemsdijk W.H., 2008. Effects of Dietary Protein and Energy Levels on Cow Manure Excretion and Ammonia Volatilization. *J. Dairy Sci.* 91:4811–4821
- Viaux P., Bodet J.M., Le Gall A., 1999. Complémentarité herbe-cultures dans les rotations. *Fourrages* (1999) 160, 345-358.
- Zimmerman M., Leifeld J., Schmidt M.W.I., Smith P. and Fuhrer J. (2007) Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science* 58, 658–667.