

Les prairies temporaires : une culture durable pour les exploitations mixtes de la Moyenne-Belgique

B. DEPREZ, R. PARMENTIER, R. LAMBERT, A. PEETERS

Les prairies temporaires : une culture durable pour les exploitations mixtes de la Moyenne-Belgique

Vol. 2

Les Dossiers de la Recherche agricole



Les Dossiers de la
Recherche agricole





RÉGION WALLONNE

MINISTÈRE DE LA RÉGION WALLONNE
DIRECTION GÉNÉRALE DE L'AGRICULTURE
DIRECTION DE LA RECHERCHE

Les prairies temporaires : une culture durable pour les exploitations mixtes de la Moyenne-Belgique

B. DEPREZ, R. PARMENTIER, R. LAMBERT, A. PEETERS

Centre wallon de Recherches agronomiques
Département Production Végétale



Les Dossiers de la
Recherche agricole

1

Introduction



Les fermes mixtes ont une grande importance en Wallonie dans les régions sablo-limoneuse, limoneuse et en Condroz; elles y représentent environ 61% des exploitations. Leur assolement est caractérisé par des prairies permanentes, des grandes cultures et des cultures fourragères. Ces deux derniers types de couverts alternent dans le cadre de la rotation. Cependant, dans certains cas, le maïs fourrager n'entre pas dans la rotation, il est alors cultivé en permanence sur les mêmes parcelles.



Le maïs a pris une importance croissante ces dernières années dans la surface agricole utile (SAU) de ces régions (2 % en 1970, 7,3 % en 2004). Ceci s'explique par les caractéristiques intrinsèques du maïs : facilité de culture, rendements élevés, facilité de récolte et de conservation, ingestion élevée par les animaux d'élevage. Le succès de cette culture résulte sans conteste également de la promotion dont elle a fait l'objet par les services de vulgarisation et les firmes de semences. La culture du maïs a toutefois des inconvénients importants : faible teneur en protéines, pertes souvent importantes en nitrate et en pesticides durant l'interculture, érosion du sol en hiver et au printemps.



Les prairies temporaires de fauche n'ont pas fait l'objet d'une promotion intensive durant la même période. L'information des agriculteurs du centre du pays sur cette culture est très imparfaite, contrairement à la situation qui prévaut dans le nord du pays et en Haute Belgique. Par exemple, beaucoup d'agriculteurs ignorent les différences d'utilisation du ray-grass anglais et du ray-grass d'Italie. La culture des prairies temporaires est aussi facile sinon plus que celle du maïs. La récolte et la conservation sont cependant plus compliquées à



réaliser. Le grand intérêt des prairies temporaires réside dans la haute teneur en protéines des fourrages qu'elles produisent. De plus, ces protéines sont produites à faible coût. L'ensilage d'herbe constitue donc un bon complément de l'ensilage de maïs dans la ration hivernale de base des animaux. On estime généralement que la combinaison idéale pour l'alimentation des vaches laitières consiste en 50% de chacun de ces deux types d'ensilage. La prairie temporaire, principalement fauchée, permet également un pâturage pendant l'été, période pendant laquelle peut apparaître un déficit de la production de fourrage. Il y a donc un potentiel de développement important de la culture des prairies temporaires.

La culture du maïs est mise en cause pour son impact négatif sur la qualité des eaux. Les prairies temporaires de fauche constituent par contre une culture protectrice de la qualité des nappes pendant que le couvert est installé. Cependant, au moment de la destruction de ces prairies, de grandes quantités de matières organiques peuvent être minéralisées rapidement. A ce moment-là, des précautions doivent être prises pour éviter les pertes de nitrate par lessivage. La recherche qui a été réalisée avait pour objectif de mieux quantifier ce risque en fonction de la durée d'existence de la prairie temporaire et de l'époque de destruction (début ou fin d'automne). Cela est d'autant plus important que la Wallonie contient des zones importantes de captage d'eau potable. Certaines de ces zones sont protégées en application de la directive 91/676 CEE visant la lutte contre la pollution par les nitrates d'origine agricole. Il s'agit notamment de la zone vulnérable qui s'étend au Nord-Ouest de la Meuse et de la Sambre, du Sud Namurois et du Pays de Herve.

Dans un contexte de concurrence internationale de plus en plus marquée, l'agriculture belge doit réduire ses coûts de production. Les dépenses en engrais azotés constituent une grande part de ceux-ci. Il est donc essentiel de mieux évaluer les quantités d'engrais nécessaires. Or actuellement, il n'existe pas de méthode fiable, utilisable dans les conditions de la pratique, qui permette aux agriculteurs de mieux ajuster les quantités d'azote à appliquer sur les prairies de fauche en tenant compte des caractéristiques des sols. La recherche réalisée a tenté de faire progresser les connaissances en ce domaine de façon à élaborer, à terme, une méthode d'analyse de routine de l'azote potentiellement disponible.

Le potentiel de production des légumineuses fourragères nécessitait également d'être mieux défini en Moyenne Belgique. Cette recherche avait déjà été réalisée en Flandre sur des sols sablonneux et à contenu en matière organique variable et en Haute Belgique sur des sols limoneux très riches en matière organique. Il était donc intéressant de compléter ces recherches pour les sols limoneux et souvent pauvres en matière organique du centre du pays. Il est évident que les légumineuses sont plus intéressantes dans ces conditions que sur des sols riches en matière organique. Les économies possibles en engrais azotés sont plus importantes.

Lorsque la prairie temporaire est détruite et enfouie dans le sol, l'azote organique est rapidement minéralisé. Cet azote minéralisé peut être disponible pour les cultures suivantes de la rotation. La fertilisation azotée de ces cultures doit donc être réduite, ce qui constitue une importante économie financière. Encore faut-il que l'agriculteur puisse évaluer assez précisément ces quantités minéralisées pour ne pas courir le risque d'une déficience ou d'un excès d'azote pour la culture concernée. La recherche a tenté de quantifier cet azote disponible en vue de le déterminer rapidement dans la pratique.

A l'heure actuelle, la recherche de modèles de prévision et de techniques d'analyse de la minéralisation de l'azote organique fait l'objet de nombreux efforts. Parmi les techniques d'analyse, les méthodes d'incubations anaérobies et l'extraction au CaCl_2 ont été utilisées pour évaluer la minéralisation. Ces deux techniques ont l'avantage d'être peu coûteuses, faciles à réaliser et rapides. Elles ont donc un intérêt potentiel en matière d'analyses de routine.

La minéralisation de la matière organique enfouie lors de la destruction des prairies a été peu étudiée jusqu'ici. En Belgique, des travaux importants ont concerné l'enfouissement d'engrais verts (Geypens & Honnay, 1995) et de couverts de jachères (Clotuche, 1998). Les quantités d'azote mises en jeu par ces deux types de couverts sont cependant sans commune mesure avec celles qui sont utilisées par les prairies temporaires, surtout celles qui ont une durée de vie supérieure à deux ans. La dynamique de minéralisation de cette matière organique fraîche est

Partie 1 : Introduction

évidemment très différente de celle de la matière organique stabilisée dans l'humus pour laquelle il existe des travaux plus nombreux.

La présente brochure est une synthèse d'un projet de recherche réalisé entre 1998 et 2004. Son objectif était d'établir de nouvelles bases scientifiques pour une gestion optimale des prairies temporaires, dans le cadre des rotations de prairies et de cultures pratiquées dans les fermes mixtes de Moyenne Belgique.

2

Rendement, qualité, économie et environnement

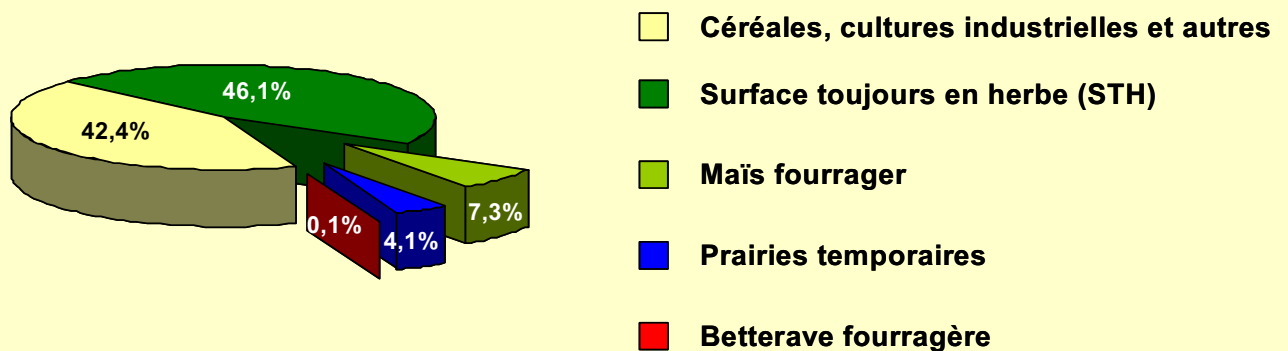
La rentabilité des productions bovines nécessite plus que jamais une bonne valorisation des fourrages produits sur l'exploitation. Aux objectifs économiques s'ajoutent des enjeux environnementaux que l'agriculteur doit prendre en compte, notamment par l'adaptation de ses pratiques culturales, de manière à réduire les pollutions d'origine agricole. L'objectif principal de cette section réside dans la comparaison de la prairie temporaire avec d'autres productions fourragères dans un contexte de développement durable.

Dans un premier temps, une comparaison des principales cultures fourragères est effectuée au niveau du rendement, de la valeur alimentaire et des coûts de production. Cette comparaison vise à mettre en évidence les avantages de chaque type de production fourragère. Ensuite, l'impact environnemental de ces cultures fourragères à l'échelle de la parcelle et au niveau de l'écosystème est évalué.

En Région wallonne, la superficie fourragère principale (SFP) représente près de 58 % de la SAU, soit 437.120 ha (INS, 2004). La majeure partie de la SFP concerne la prairie permanente, ou surface toujours en herbe (STH), qui occupe 350.059 ha en Wallonie (INS,



Figure 1. Importance relative des cultures fourragères dans la SAU wallonne (INS, 2004).



2004). Les prairies temporaires, exploitées principalement en régime de fauche, sont implantées sur 30.977 ha. Les superficies consacrées aux fourrages annuels sont de 55.226 ha et 822 ha respectivement pour le maïs et la betterave fourragère. Les surfaces consacrées aux prairies, qui ont régressé régulièrement entre 1977 et 1992, se sont stabilisées depuis 1995. Après une progression régulière entre 1990 et 2000, le maïs s'est stabilisé depuis 1998 à environ 7 % de la SAU. Enfin, malgré un recul d'environ 50 %, entre 1990 et 2000, les légumineuses sont les cultures fourragères qui ont le mieux progressé ces deux dernières années (+ 3,3 % entre 2003 et 2004). Elles représentent une superficie de 1.291 ha en 2004 (CLE-CEA, 2000 ; INS, 2004).

Rendement et valeur alimentaire des principales cultures fourragères

La prairie temporaire exploitée en régime de fauche produit un fourrage de qualité, avec des rendements variables en fonction des conditions climatiques, des caractéristiques de sol, de la fertilisation, du nombre de coupes, du stade de la fauche et de la composition floristique du couvert. Un rendement annuel de l'ordre de 12 à 16 t MS/ha est généralement admis pour le ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.) en Europe de l'Ouest (Peeters & Kopec, 1996). Notons que les variétés tétraploïdes se révèlent en général plus performantes en raison de leur plus grande tolérance aux maladies. Des valeurs supérieures (15 à 20 t MS/ha.an) sont obtenues avec le ray-grass italien (*Lolium multiflorum* Lam.), l'une des espèces les

plus productives en régions tempérées, mais qui présente néanmoins le désavantage d'être moins pérenne et plus sensible au gel (Peeters, 2004).

Tableau 1. Rendements moyens et valeurs alimentaires moyennes des principales cultures fourragères.

	Maïs fourrager	Betterave fourragère	Prairie temporaire fauchée	Prairie permanente pâturée
Rendement				
MF (t/ha)	50	120	60-70	50-60
MS (%)	30	13-19	20-25	15-20
MS (t/ha)	13-18	14-21	12-14	8-12
Energie (par kg MS)				
VEM	930-960	1050-1180	760-900	840-1000
VEI	960-1020	1160-1280	820-920	840-1060
UFL	0,90	1,15	0,90	0,80-0,88
UFV	0,80	1,16	0,84	0,83-0,84
Protéines (g/kg MS)				
DVE	50	80	50-55	65-95
MAT	70-85	50-100	120-170	120-240
MAD	45-55	65	70-100	80-120
PDIA	20	10	25	27
PDIN	50	60	85	75-115
PDIE	65	85	75	80-110
Minéraux (g/kg MS)				
P	1,6-2,8	1,5-2	2,8-4,0	3,0-4,8
K	12-16	22	22-30	25-40
Na	0,05-1,00	1	3,0-4,0	0,65-2
Ca	2,5-4,4	2,0-2,5	3,0-6,0	5,5-9,4
Mg	1,5-1,8	1,5	1,5-3,0	1,3-2,5
Ingestion (g MS/kg Poids vif)	25-30	5,0-6,5	16-20	20-33
Digestibilité (%)	68-73	90-94	68-72	70-80

D'après Andrieu *et al.*, 1999 ; Andrieu *et al.*, 1970 ; Bartiaux-Thill *et al.*, 1985 ; Carpentier, 2002 ; Chapple *et al.*, 1998 ; Chénais *et al.*, 1997 ; CIPF, 2003 ; Collignon *et al.*, 2001 ; Demarquilly, 1981 ; Demarquilly *et al.*, 1998 ; Demarquilly & Andrieu, 1992 ; GNIS, 2004 ; GNIS, 2001a ; GNIS, 2000 ; ITCF, 1981 ; Lecomte *et al.*, 1998 ; Ministère de l'Agriculture, 1980 ; Ministère de l'Agriculture, 1992 ; Mulligan *et al.*, 2002 ; Palacio-Rabaud, 2000 ; Ricou, 1970 ; Sevrain *et al.*, 2003 ; Stilmant *et al.*, 1998 ; Straëbler & Le Gall, 1998 ; Toussaint *et al.*, 2003 ; Van Bockstaele, 1995.

L'ensilage d'herbe présente une excellente valeur protéique avec 120 à 160 g MAT/kg MS, bien supérieure à celle du maïs et de la betterave fourragère avec respectivement 70 à 85 g MAT/kg MS et 50 à 100 g MAT/kg MS (tableau 1). L'ensilage d'herbe constitue donc un aliment protéique intéressant complémentaire

à l'ensilage de maïs dans l'élaboration d'une ration hivernale équilibrée. L'utilisation d'ensilage d'herbe conduit à une plus grande autonomie alimentaire et, par conséquent, à une économie au niveau des coûts de production, en se substituant, au moins en partie, aux concentrés. Cependant, le stade de l'herbe et les conditions climatiques à la récolte, l'occurrence d'une pluie notamment, sont déterminants au niveau de la valeur protéique du fourrage. L'herbe fraîche pâturée est encore plus

- **L'ensilage d'herbe constitue un aliment protéique intéressant complémentaire à l'ensilage de maïs dans l'élaboration d'une ration hivernale équilibrée**
- **L'utilisation d'ensilage d'herbe conduit à une plus grande autonomie alimentaire, et par conséquent à une économie au niveau des coûts de production**
- **La prairie produit un fourrage riche en éléments minéraux**

riche en protéines (jusque 200 g MAT/kg MS) mais cette richesse est également très variable en fonction de l'âge du couvert, de la proportion de légumineuses et des conditions pédo-climatiques. Les espèces prairiales permettent donc un apport important de matières azotées combiné à une valeur énergétique acceptable tandis que l'ensilage de maïs et les betteraves fourragères sont des aliments très énergétiques mais déficients en protéines.

La prairie produit un fourrage riche en éléments minéraux. Les teneurs en calcium et en phosphore sont respectivement de l'ordre de 5,5 à 9,4 g/kg MS et 3,5 à 4,8 g/kg MS. Par contre, l'excès de potassium (de 25 à 40 g/kg MS) conduit parfois à des antagonismes entre les ions nutritifs, comme le magnésium, à l'origine de problèmes de santé du bétail comme l'hypomagnésémie ou tétanie d'herbage, principalement lors d'une mise à l'herbe trop rapide au printemps, avec des conditions climatiques stressantes pour l'animal.

Les betteraves fourragères sont, quant à elles, très pauvres en calcium (2 à 2,5 g/kg MS) et ont des teneurs faibles en phosphore (1,5 à 2 g/kg MS) et en magnésium alors qu'elles sont très riches en sodium et surtout en potassium (22 g/kg MS) ; ceci explique d'ailleurs leurs propriétés laxatives. Enfin, l'ensilage de maïs présente des teneurs en éléments minéraux faibles, surtout pour le calcium et le phosphore avec

respectivement 2,5 à 4,4 g/kg MS et 1,6 à 2,8 g/kg MS.

L'ensilage de maïs présente de nombreux atouts quant à sa facilité d'utilisation. La culture du maïs est relativement aisée et nécessite très peu d'interventions. La récolte s'effectue en une seule fois avec des ensileuses puissantes permettant des rendements horaires importants. L'ensilage de maïs est un fourrage qui se prête bien à la conservation. Les problèmes de conservation sont peu nombreux pour autant que le tassement du silo ait été bien réalisé. La distribution de l'ensilage est également très facile.

Par contre, la betterave fourragère est une culture qui demande plus d'attention, notamment au niveau du désherbage. La récolte concorde plus ou moins avec la saison des betteraves sucrières, ce qui peut poser des problèmes de disponibilité de matériel. La conservation des betteraves est aussi plus délicate tandis que l'affouragement du bétail avec ces betteraves nécessite la mise en œuvre d'un matériel de hachage et de distribution.

La prairie temporaire est une culture aisée, qui nécessite peu d'intervention dès qu'elle est implantée, hormis les applications d'engrais azotés. Cependant, la récolte du fourrage est étalée sur la saison de croissance et implique des coupes successives. La dépendance par rapport aux conditions climatiques est donc plus grande que pour la récolte du maïs. Les investissements en temps et en matériel sont plus conséquents. La distribution de l'ensilage d'herbe ou des balles préfanées est relativement aisée.

Tableau 2. Estimation de la facilité d'utilisation des principales cultures fourragères destinées à la production de fourrages stockés.

	Maïs	Betterave fourragère	Prairie temporaire
Culture	+++	+	+++
Récolte	+++	+	++
Conservation	+++	+	++
Distribution	+++	+	+++

+++ : très facile ; ++ : facile ; + : difficile

Rentabilité des productions fourragères

En système de production laitière, quota et surface constituent deux éléments fixes. Il faut donc produire au coût le plus faible. Parmi ces coûts, la maîtrise du coût des aliments est l'élément déterminant pour une rentabilité optimale du système d'élevage (Grasset, 1997).

Valorisée sous forme de pâturage, l'herbe est à la base de la rentabilité des spéculations bovines. L'herbe pâturée est produite à un coût très faible et permet de bons niveaux de production. La récolte et la conservation des fourrages qui constituent la base de la ration hivernale engendrent des coûts plus élevés. En effet, les frais de récolte, de stockage et de distribution se superposent au coût de production de la matière première. La maîtrise des coûts de production passe donc par une élaboration optimale de l'alimentation hivernale. Or, le coût des concentrés est globalement deux fois supérieur au coût des ensilages. L'objectif consiste à produire des fourrages de la plus haute qualité possible pour limiter la quantité des concentrés achetés dans le commerce. Par ailleurs, au niveau des fourrages conservés, il faut trouver un équilibre entre le maïs, aliment très énergétique, et l'herbe, moins riche en énergie mais qui constitue un bon apport protéique. Cet équilibre dépend de nombreux facteurs tels que la disponibilité en parcelles labourables, un climat favorable ou non au maïs et le degré d'intensification de la production laitière.

Le but poursuivi par cette analyse économique consiste à déterminer des valeurs indicatrices pour les coûts inhérents à chaque type de production fourragère de manière à pouvoir les comparer en termes de rentabilité. Les prix de revient exprimés par kg de MS, par kVEM ou par kMAT proviennent d'une analyse économique partielle réalisée sur la base de données valables pour l'année 2004.

Avant la réforme de la PAC et le nouveau système de prime unique à l'exploitation, les planteurs de maïs bénéficiaient d'une prime « grandes cultures » dont le montant était de 391,86 €/ha en Condroz. Cette prime donnait un avantage financier au maïs par rapport à la prairie. Il y avait donc un effet négatif de la PAC qui

entraînait des distorsions entre les cultures fourragères en termes de rentabilité.

Tableau 3. Rentabilité des cultures fourragères.

	Maïs	Betterave fourragère	Prairie temporaire RGA 300N	Prairie permanente pâturée	Prairie de fauche riche en espèces
Fermeage (€/ha)	150	150	150	135	135
Coûts d'installation					
Travail du sol	125	125	120	-	-
Semis	50	50	100	-	-
Semences	165	125	75	-	-
Entretien	-	-	-	150	75
Total	340	300	295	150	75
Intrants (€/ha)					
fertilisants	270	230	275	90	-
Herbicides	100	210	30	-	-
fongicides	-	-	-	-	-
Insecticides	-	20	-	-	-
Total	370	460	305	90	0
Frais de récolte (€/ha)					
Ensilage-fauche	265	340	650	-	135
Plastiques+silos	150	75	130	-	-
Total	415	415	780	0	135
Prime PAC (€/ha)	392	-	-	-	-
Rendements annuels					
MS (t/ha)	17	18	14	10	4
kVEM/t MS	940	1100	830	900	750
kMAT/t MS	70	75	130	140	100
Prix de revient (€)					
par ha	883	1325	1309	375	345
par 100 kgMS	5.19	7.36	9.35	3.75	8.63
par kVEM	0.06	0.07	0.11	0.04	0.12
par kMAT	0.74	0.98	0.72	0.27	0.86
Prix de revient (€) (primes PAC exclues)					
par ha	1275	1325	1309	375	345
par 100 kgMS	7.5	7.36	9.35	3.75	8.63
par kVEM	0.08	0.07	0.11	0.04	0.12
par kMAT	1.07	0.98	0.72	0.27	0.86

Sans cette prime, on remarque que les coûts de production des différents fourrages stockés, exprimés par hectare, sont sensiblement équivalents. Logiquement, le maïs et la betterave fourragère présentent les prix de revient au kVEM les plus faibles étant donné la valeur énergétique de ces fourrages et les rendements élevés obtenus. Par contre, la prairie temporaire est la plus avantageuse quand on

considère le prix de revient par kMAT. On remarque aussi que la prairie pâturée correspond à la culture la plus économique, ce qui conforte sa position centrale pour la production fourragère dans les systèmes d'élevages. La prairie permet, en outre, une meilleure valorisation de la fertilisation organique que les cultures annuelles, réduisant ainsi les coûts au niveau des intrants.

Concernant la prairie temporaire, les frais d'installation interviennent peu dans le coût global du fourrage car ces frais sont répartis sur les trois années d'exploitation de cette prairie. Ces frais peuvent encore être réduits en augmentant la durée d'exploitation de la prairie (4 à 5 ans). Au niveau de celle-ci, ce sont principalement les frais de récolte qui grèvent le prix de revient de la production d'ensilage d'herbe ou de ballots préfanés et enrubannés. Il conviendrait donc d'analyser les différents modes possibles de récolte et de conservation afin de dégager la meilleure combinaison de techniques permettant l'obtention d'un fourrage de qualité à un prix plus faible. L'utilisation de légumineuses en mélange avec des graminées est également un bon moyen de réduire les coûts de fertilisation et de diminuer encore plus le prix de revient par kMAT.

A titre indicatif, une estimation des coûts pour la production de foin à partir d'une prairie riche en espèces est résumée dans la dernière colonne du tableau 3. Les coûts sont proches de ceux liés à la prairie temporaire de ray-grass. Cependant, les prairies riches en espèces restent souvent une source de fourrage marginale étant donné les rendements et les qualités plus faibles.

Notons que dans les calculs effectués dans le tableau 3, les frais de distribution des fourrages, de carburant, d'amortissement du matériel notamment n'ont pas été pris en compte. L'impact d'une prairie temporaire sur la fertilisation de la culture suivante et les réductions de coûts possibles par l'utilisation de prairies à base de légumineuses ont également été omis. Les valeurs présentées n'ont donc de valeur que pour une comparaison des cultures telles que présentées dans cet exemple précis.

Intrants agricoles et risques de pollution au niveau de la parcelle en systèmes fourragers

Problématique des systèmes intensifs

Les systèmes fourragers intensifs d'Europe de l'Ouest présentent des niveaux de production élevés par animal et par hectare, mais ils sont aussi caractérisés par de faibles valeurs d'efficacité d'utilisation de l'azote. Dès lors, ces systèmes sont confrontés à des problèmes environnementaux, que ce soit par rapport à la qualité de l'eau ou à la qualité de l'air. En effet, avec l'intensification fourragère et animale, les exploitations présentent souvent un bilan apparent de l'azote excédentaire. L'efficacité d'utilisation de l'azote au niveau de l'exploitation varie de 20 à 40 % en systèmes laitiers et de 5 à 15 % en systèmes allaitants (Le Gall *et al.*, 2000).

Dans les écosystèmes cultivés, l'azote peut être perdu soit sous forme gazeuse diffusé dans l'atmosphère, soit sous forme d'ions nitrates entraînés par les eaux de drainage ou de ruissellement vers les aquifères récepteurs, soit encore sous forme d'azote organique entraîné par les eaux de ruissellement. Les pertes gazeuses concernent principalement les volatilisations ammoniacales et l'azote nitrique transformé en N_2 ou en oxydes d'azote par dénitrification.

Gestion de l'azote et risques de lixiviation

Le drainage des nitrates ou lixiviation constitue très souvent la principale cause de pertes d'azote dans les parcelles cultivées. Les eaux de drainage contribuent à alimenter les nappes, dont la teneur en nitrate risque d'augmenter. Or, une norme de potabilité définie par l'OMS limite la concentration en nitrate dans l'eau à 50 mg/l. Ainsi, sur la base de cette norme, différentes aires géographiques wallonnes ont été classées en zones vulnérables et sont soumises à des règles strictes en matière d'épandage de fertilisants.

Pour qu'il y ait lixiviation, il faut que la présence de nitrates soit combinée à une teneur en eau du sol supérieure à la capacité au champ, conduisant à la formation d'une lame drainante. Or, l'azote au niveau du sol se trouve principalement sous forme organique (95 %), au niveau des chaumes et des racines, de la litière, immobilisé dans l'humus et au sein de la biomasse microbienne. La majorité (90 %)

de cette fraction organique est complexée aux particules du sol et est donc relativement stable. Les 10 % restants peuvent être rapidement minéralisés ; la nitrification constitue l'étape limitante du transfert de l'azote du pool organique à la forme nitrique susceptible de perte par entraînement dans l'eau. Une fertilisation azotée excessive est souvent à l'origine de quantités importantes de nitrates potentiellement lixiviables en fin de culture. De plus, une fertilisation élevée favoriserait le processus de nitrification.

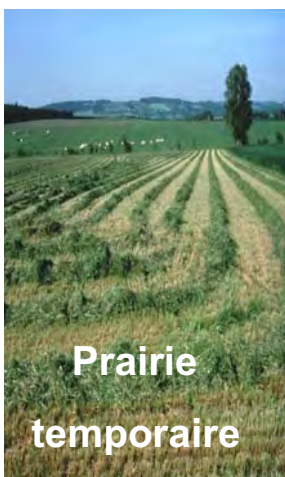


Le maïs ensilage est un fourrage annuel qualifié de culture à risque en ce qui concerne les pertes d'azote, mais c'est avant tout aux caractéristiques du système de culture dans lequel s'intègre le maïs ensilé qu'incombe ce danger de pollution de l'eau. En effet, bien que le maïs soit une plante au métabolisme en C4 dotée d'une remarquable efficacité d'utilisation de l'azote, la durée de la culture est relativement courte, laissant de ce fait les sols nus pendant la période hivernale et sujets aux pertes de nitrates par lixiviation. Le maïs est doté d'une capacité de croissance importante mais l'essentiel de l'azote qui participe à la production de la biomasse est absorbé pendant une très courte période d'environ 2 mois s'étalant du stade 8 feuilles à la fin de la floraison. Ensuite, les reliquats azotés et l'azote provenant de la minéralisation d'automne (50 à 100 kg N/ha) peuvent être perdus par lixiviation ou dénitrification, d'autant plus que dans le cas du maïs ensilage, l'absence de restitution de matière organique (tiges et feuilles) engendre une faible capacité d'organisation de l'azote résiduel au niveau du sol. Ainsi, les fuites de nitrates sous culture de maïs sont de l'ordre de 80 à 100 kg N-NO₃/ha, provenant essentiellement de l'azote minéralisé en fin de culture (Besnard & Le Gall, 2000 ; Lambert *et al.*, 2002 ; Le Gall *et al.*, 1997 ; Tychon *et al.*, 1990 ; Vertès & Decau, 1992).

L'installation d'un couvert en interculture (Culture intercalaire piège à nitrate, CIPAN) est souvent proposée comme solution pour limiter les pertes d'azote nitrique. La culture intercalaire serait capable de fixer de 30 à 40 unités d'azote par tonne de MS produite (Le Gall *et al.*, 1997). Cependant, Chapot (1987) considère

qu'il n'y a pas d'effet significatif de la culture intercalaire en dessous d'une croissance de 1 t MS/ha. Ceci impose d'implanter la CIPAN précocement pour obtenir un développement suffisant de celle-ci, mais les contraintes liées à la culture du maïs dans la rotation ne permettent pas toujours l'installation d'un couvert en arrière-saison. En outre, malgré ses nombreux avantages connus, la CIPAN peut être préjudiciable à la culture suivante en épuisant les réserves en eau du sol.

Par contre, en tant qu'aliment, le maïs ensilage présente l'avantage de limiter les rejets azotés par le ruminant lorsque la complémentation protéique est bien ajustée. Mais en pratique, la complémentation azotée est souvent excédentaire dans le cas de vaches laitières hautes productrices alimentées à base d'ensilage de maïs.



Les prairies temporaires exploitées en régime de fauche sont intéressantes dans la gestion du drainage des nitrates vers la nappe phréatique, du moins tant que le couvert est installé. Tout d'abord, avec une exploitation intensive, de grandes quantités d'azote sont exportées dans le fourrage récolté. Par rapport aux cultures annuelles, la prairie de fauche présente aussi l'avantage d'occuper le sol de façon permanente avec un couvert végétal actif pendant 8 à 10 mois, ce qui limite les fuites de nitrates par ruissellement ou par lixiviation. En effet, l'azote minéralisé en automne est directement récupéré par le couvert puisque des conditions favorables à la minéralisation sont également propices au développement de la végétation. De ce fait, les quantités d'azote potentiellement lessivable (APL) sont minimales. Vertès & Decau (1992) obtiennent, par des mesures lysimétriques, des valeurs de 19 kg ha⁻¹ sous un ray-grass pur moyennement fertilisé (200 kg N ha⁻¹) et de 28 kg ha⁻¹ sous un couvert constitué de l'association ray-grass anglais/trèfle blanc. Des valeurs semblables, de 10 à 20 kg N-NO₃ ha⁻¹, ont été obtenues en Moyenne Belgique (Lambert *et al.*, 2002).

Sous prairie temporaire, le coefficient de minéralisation apparent est négatif, c'est-à-dire qu'il y a une accumulation d'azote dans la M.O. et les micro-organismes associés à ce type de culture. Selon Viaux *et al.* (1999), une prairie de 3 à 5 ans

augmente le stock d'azote du sol d'environ 1 t/ha annuellement. Cependant, ce stock important d'azote dans le cas de la prairie temporaire constitue un risque lors de la destruction de celle-ci. En effet, le retournement de la prairie s'accompagne d'une minéralisation intense de l'azote. La cinétique de minéralisation est caractérisée par deux phases distinctes. La première, d'une durée de 50 à 250 jours normalisés (15°C et humidité du sol correspondant à la capacité au champ), est marquée par une vitesse de minéralisation très élevée. Ensuite, cette vitesse est réduite d'un facteur 2 à 7 pour revenir à un niveau plus faible de minéralisation. Cette intense minéralisation consécutive au retournement de la prairie fournit des quantités d'azote importantes (150 à 550 kg N/ha) qu'il convient de récupérer au maximum afin d'éviter des pertes par lixiviation aussi bien pour des raisons agronomiques qu'environnementales.

D'après l'étude menée par Nevens & Reheul (2002), le retournement d'une prairie temporaire de 3 ans fournit des quantités d'azote minéral en moyenne de l'ordre de 150, 52 et 29 kg N/ha pour la culture de maïs respectivement, en première, seconde et troisième année après la prairie. Ces chiffres ont été établis par la méthode de la différence de rendement. L'optimum économique de fertilisation est déterminé pour le maïs dans la rotation avec ou sans prairie. La différence entre ces deux optimums donne les chiffres cités précédemment. L'effet azote, estimé par le « nitrogen fertilizer replacement value » (NFRV), est de 124, 81 et 52 kg N/ha pour les 3 années qui suivent le retournement de la prairie. Cependant, des quantités importantes de nitrates sont encore présentes en fin de culture de maïs et sont susceptibles d'être lixiviées.

Une des solutions pour valoriser de façon optimale l'azote minéralisé consiste à installer une culture de betterave fourragère au printemps, après le labour d'une prairie temporaire réalisé en fin d'hiver ou au début du printemps. Concernant les paramètres susceptibles de modifier les quantités d'azote pouvant être minéralisées, seuls l'âge de la prairie et le mode d'exploitation (pâturage ou fauche) semblent avoir une influence significative. Le niveau de fertilisation par exemple intervient très peu, par contre la saison et le mode de retournement apparaissent également importants. Enfin, outre l'effet azote, l'introduction de la prairie

temporaire dans la rotation conduit à une amélioration de la fertilité naturelle du sol par une augmentation de la minéralisation de l'humus. La rotation avec prairies temporaires présente encore d'autres intérêts agronomiques, au niveau de la structure et de la portance du sol, du bilan hydrique, et de la gestion des adventices et des maladies.



En prairie permanente pâturée, la présence d'animaux augmente le risque potentiel de lixiviation des nitrates car les ruminants excrètent 75 à 95 % de l'azote qu'ils ingèrent. Dès lors, le coefficient d'utilisation de l'azote est de 10 à 12 fois plus faible en prairie pâturée qu'en prairie de fauche. En prairie pâturée, l'importance des pertes en azote est fonction du niveau de fertilisation, de la charge en UGB (Unité Gros Bétail)/ha, du nombre de jours de pâturage et de la proportion de fauche. Selon Nevens & Reheul (2003), l'optimum économique de fertilisation de la prairie de fauche atteint 400 kg N/ha, sans risque important de lixiviation tandis que la fertilisation d'une prairie pâturée ne devrait pas excéder 200 kg N/ha d'un point de vue économique. Or, le respect de l'optimum environnemental conduit à limiter la fertilisation à 150 kg N/ha, de manière à ne pas dépasser la norme flamande de 90 kg N-NO₃/ha APL (qui pourrait être revue à la baisse : 70 kg N-NO₃/ha APL maximum) dans le profil en automne. Au niveau de la Région wallonne, des normes existent aussi en fonction de la classe de culture. Ainsi, pour la prairie de fauche (classe C1), la norme d'APL (pour rentrer en démarche qualité) est de 30 à 50 kg N-NO₃/ha en fonction de la date de prélèvement. Pour le maïs (classe C3), les valeurs normales d'APL sont de 90 kg N-NO₃/ha. Quant à la fertilisation azotée totale maximum autorisée, elle est de 350 kg N/ha.an en prairie et de 300 kg N/ha.an sur maïs.

Les pertes d'azote au pâturage sont principalement imputables aux urines et à leur répartition localisée. En effet, les pissats constituent une décharge concentrée d'azote sensible à la lixiviation car cet azote est rapidement minéralisé. Bien que le sol soit également couvert toute l'année, les reliquats d'azote sous prairie pâturée sont du même ordre de grandeur que sous les autres cultures, 50 à 75 kg N-NO₃/ha

APL, et jusque 160 kg N-NO₃/ha APL dans certains cas (Lambert *et al.*, 2002 ; Simon *et al.*, 1989). Ce sont surtout les pissats émis en arrière-saison qui représentent un risque car la capacité de récupération d’N par la plante est réduite à ce moment.

Selon certains auteurs, l’association du trèfle blanc au ray-grass anglais permettrait de limiter les pertes par lixiviation, sans doute parce que ce type de prairie est parfois conduit de manière moins intensive, avec un plus faible chargement et sans fertilisation. Par contre, d’autres considèrent que ce type d’association a le même effet sur les quantités d’azote potentiellement lixiviables que la prairie de graminées pures fertilisées en azote car il permet d’étaler la production fourragère, notamment en été, et d’allonger la durée de pâturage.



Grâce à leur système racinaire très développé, les betteraves fourragères sont en mesure d’utiliser efficacement l’azote minéral du sol, durant une très longue partie de leur période de croissance. La betterave est capable d’exporter 250 à 500 kg N/ha provenant du sol tandis que les exportations par la culture de maïs se limitent à 150 voire 200 kg N/ha (Nevens *et al.*, 1996). La forte capacité d’absorption d’azote par la betterave fourragère se traduit par de faibles reliquats en fin de culture, réduisant ainsi les risques de pertes par lixiviation. Cependant, en fin de saison, la sénescence d’une partie des feuilles induit une diminution du contenu en azote de la plante. L’incorporation des verts de betterave entraîne une importante minéralisation de l’azote de ces résidus, mais le risque de lixiviation apparaît modéré car les valeurs nettes de minéralisation ne dépassent pas 40 kg N/ha. Notons encore qu’un excédent de fertilisation n’augmente que faiblement le reliquat azoté au niveau du sol, mais conduit à des concentrations plus importantes au niveau des feuilles, ce qui favoriserait la minéralisation des résidus en automne et donc les risques de lixiviation. Enfin, Morvan *et al.* (2000) ont prouvé l’intérêt de la betterave fourragère comme tête de rotation après retournement d’une prairie. Les auteurs ont réalisé une approche comparée pour trois successions culturales mettant en évidence un

bilan environnemental bien meilleur pour la rotation prairie/betterave/blé que pour les rotations prairie/maïs/blé et prairie/blé/blé. Le lessivage moyen cumulé est estimé pour ces trois rotations respectivement à 110, 270 et 240 kg N-NO₃/ha.

Impact environnemental de l'utilisation des produits phytosanitaires

Le recours aux produits phytosanitaires doit intégrer de nouveaux paramètres dans la justification de leur utilisation par l'agriculteur. Pour l'exploitant, il ne s'agit plus uniquement de détruire des adventices, de contrôler des populations de ravageurs ou de limiter le développement d'attaques cryptogamiques car désormais, des contraintes environnementales et économiques interviennent dans le raisonnement des techniques culturales.

L'utilisation des produits phytosanitaires est systématique sur le maïs, alors qu'elle est nettement moins fréquente en prairies. De plus, les produits utilisés sur prairies sont mieux retenus par le système sol-plante. En effet, ce sont surtout les circulations rapides d'eau qui entraînent les résidus de pesticides, notamment les eaux de ruissellement, dont l'impact est particulièrement marqué lorsque le sol est nu ou en présence d'un grand interligne comme c'est le cas pour le maïs. L'utilisation de l'atrazine (herbicide de la famille des triazines) dans le cadre du désherbage du maïs a souvent été citée dans la problématique de la contamination des eaux par les produits phytosanitaires. Grâce à son très large spectre d'action et sa flexibilité d'emploi, l'atrazine a été utilisée très largement et avait notamment contribué à la première révolution du maïs avec l'introduction des variétés hybrides et le recours au désherbage chimique. L'OMS a défini une norme de toxicité pour cette matière active dans l'eau potable: la concentration maximale autorisée est de 2 µg/l. Cependant, une directive européenne (75.440/CEE) plus stricte limite la concentration admissible en atrazine à 0,1 µg/l. Malgré les nombreuses restrictions à l'égard de cette matière active, l'atrazine restait encore utilisée dans plus de 95 % des parcelles de maïs en 2001. Bien que les doses d'utilisation se soient progressivement réduites pour se stabiliser aux alentours de 700 g/ha.an, l'atrazine reste la molécule d'herbicide la plus fréquemment détectée dans les eaux souterraines en Belgique. Pourtant Bloc (1997) et Bibard (2000) indiquent que les

pertes par ruissellement et drainage sont relativement faibles (inférieures à 1 %) en culture de maïs. Ceci est en accord avec d'autres auteurs qui considèrent que les pollutions ponctuelles s'avèrent bien plus importantes que les sources diffuses classiquement incriminées (Bibard, 2000 ; Chauveheid, 2001). La problématique de l'atrazine provient de sa faible biodégradabilité avec comme conséquence la génération de métabolites et leur persistance dans le milieu naturel. Ces métabolites sont soumis depuis 1998 à la même norme que celle des pesticides originels, or ils se fixent difficilement sur les filtres à charbons, ce qui complique la production d'eau potable. Il semblerait toutefois que certains micro-organismes se soient adaptés à la présence d'atrazine et soient devenus capables de la métaboliser intégralement. Longtemps controversée, cette molécule est désormais interdite depuis 2003. Dès lors, les producteurs de maïs doivent recourir à de nouvelles alternatives. Le désherbage mixte en est une qui mérite d'être encouragée.

Au niveau de la prairie, l'emploi de produits phytosanitaires est limité. En prairies temporaires, un traitement de nettoyage est parfois réalisé avec un herbicide total avant l'installation de la culture. Cette intervention est assez systématique lors de la destruction du couvert avec un produit à base de glyphosate rapidement dégradé. La maîtrise des mauvaises herbes est un facteur essentiel à la réussite de l'implantation d'une prairie et se gère principalement en interculture. Un désherbage est parfois réalisé après le semis, pour des espèces qui s'implantent plus lentement comme un mélange dactyle + luzerne par exemple. En prairie permanente, des interventions peuvent se révéler nécessaires, notamment contre le rumex et le chardon, mais ne doivent pas être systématiques. La maîtrise des rumex et d'autres espèces indésirables passe d'abord par un mode d'exploitation adapté.

Divers ravageurs et maladies peuvent être à l'origine de pertes de rendement dans certaines terres de betteraves fourragères. Une protection phytosanitaire est donc nécessaire dès lors que ces pertes ont une incidence économique suffisante pour justifier l'intervention. En matière de désherbage, le système FAR est depuis plusieurs années le système de référence en Belgique. Celui-ci consiste à appliquer des mélanges d'herbicides à faibles doses sur des adventices peu développées. La

betterave fourragère est une culture qui nécessite une technicité élevée et le recours à de nombreux intrants dont les résidus peuvent se retrouver dans les eaux.

Gestion des effluents d'élevage

Au pâturage, les moyens de gestion des restitutions animales sont limités. Les pissats et les déjections sont répartis de manière hétérogène sur la parcelle, avec des zones de concentration dans les aires de rassemblement, près d'un point d'eau ou une haie par exemple. Cette concentration de l'apport d'azote sous les bouses et les pissats a plus de conséquence sur le risque de pertes par lixiviation que l'apport moyen parce que les capacités d'absorption des plantes sont dépassées à ces endroits. Lorsque les animaux sont maintenus en stabulation, soit en période hivernale, soit dans un système « zéro grazing », la gestion des effluents apparaît plus facile. La nature des effluents (lisier ou fumier) est déterminée par le type de stabulation tandis que la disponibilité en parcelles pour l'épandage est fonction du type d'exploitation (élevage exclusif ou ferme mixte). Or, le Programme wallon de gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA) impose que chaque exploitation dispose de superficies en suffisance pour épandre les fertilisants organiques sans risque pour l'environnement. Ainsi, toutes les exploitations doivent respecter un taux de liaison au sol inférieur ou égal à 1 depuis le 29 novembre 2003. Ce taux de liaison au sol correspond au rapport entre la quantité d'azote organique produit et la surface disponible pour l'épandage qui est affectée d'un coefficient en fonction du type de couvert (prairie ou culture) et de la zone géographique (zone vulnérable ou hors zone vulnérable). De plus, il existe des règles en matière d'épandage des engrais de ferme, concernant les quantités et les périodes d'épandage. Dans les systèmes laitiers intensifs, ce sont souvent des quantités importantes de lisier qui sont produites. L'épandage de fertilisants organiques à action rapide tels que le lisier est interdit d'octobre à février en cultures arables et de septembre à novembre en prairies. De même l'épandage de fertilisants organiques à action plus lente (fumier) est soumis à certaines conditions entre juillet et septembre en cultures arables. Ces normes seront encore restreintes en début d'année 2007.

La culture de maïs est très tolérante à un excès de fertilisation azotée et supporte donc des quantités importantes de fertilisants organiques. Il est donc susceptible de recevoir des apports conséquents d'amendements organiques, engendrant la libération de quantités importantes de nitrates qui sont, dans certaines situations, lixiviées. Pourtant, la délocalisation des apports organiques depuis les parcelles de maïs vers les parcelles de prairies présente un intérêt agronomique et environnemental. Les pertes d'azote par hectare dues aux apports organiques sont, suivant les années, de 2 à 6 fois moindre sous prairies que sous maïs. En effet, les résultats d'une étude sur le long terme indiquent que la prairie fauchée peut utiliser et valoriser les éléments fertilisants apportés par le lisier en proportion plus importante que le maïs. La prairie de fauche présente donc un intérêt pour la valorisation des engrais de ferme, d'autant plus que les restrictions concernant les périodes d'épandage sont moins strictes. Concernant la betterave fourragère, sa capacité à utiliser l'azote provenant de la minéralisation de la matière organique en automne a déjà été mentionnée. Cette culture semble donc en mesure de tirer profit d'une fertilisation organique, pour autant que celle-ci soit raisonnée en fonction de la valeur fertilisante de l'engrais de ferme, de la présence d'une CIPAN dans la période qui précède le semis de la betterave et que la date d'apport de l'engrais organique soit choisie judicieusement pour éviter les pertes par lixiviation en hiver ou au début du printemps, lorsque la culture n'est pas encore suffisamment développée.

Le maïs et la betterave fourragère sont des cultures sarclées, sensibles au ruissellement érosif. L'érosion hydrique des sols entraîne une augmentation de la turbidité des eaux de surface qui sont contaminées par les particules de sol. Ces particules contiennent notamment des phosphates et des nitrates qui provoquent l'eutrophisation des cours d'eau. La culture de maïs est celle qui présente le plus de risques de pollution. Ces risques de pollution d'origine agricole sont principalement attribuables au système de culture dans lequel s'intègre le maïs. Cette culture reçoit des quantités importantes de fertilisants organiques et les pertes d'azote sont généralement plus élevées que sous les autres cultures fourragères. Étant donné l'écartement important entre les lignes de maïs, les pesticides, principalement les herbicides, sont sujets à un entraînement par les eaux de ruissellement et de percolation; elles constituent un risque important de pollution des eaux. Par contre, la culture de la betterave fourragère est peu sujette à la lixiviation des nitrates et valorise bien les apports organiques, mais elle nécessite de nombreux intrants chimiques. La prairie temporaire présente de nombreux avantages au niveau environnemental, grâce notamment à la présence d'un couvert permanent qui limite la lixiviation des nitrates et le ruissellement des phosphates et des pesticides. Au niveau de la prairie permanente, ce sont les restitutions au pâturage qui sont problématiques. En effet, leur répartition hétérogène augmente le risque de lixiviation des nitrates. L'accès des animaux d'élevage au lit du cours d'eau favorise l'eutrophisation de ces eaux et a un impact très négatif sur la biodiversité et sur la stabilité des berges.

Pertes ammoniacales par volatilisation

En agriculture, les pertes azotées par volatilisation correspondent au transfert de l'ammoniac (NH_3) de la solution et des pores du sol, ou d'autres sources, vers

l'atmosphère. On observe un épuisement du sol en ions ammoniums (NH_4^+) et une augmentation du pH consécutifs à ces pertes par volatilisation. Le taux de volatilisation dépend essentiellement des conditions climatiques et de la différence de concentration entre la source et l'air ambiant. Au niveau de l'atmosphère, l'ammoniac est rapidement solubilisé dans les gouttes d'eau et transformé en ion ammonium pour former des sels, dont la majeure partie retourne au sol par des phénomènes de déposition atmosphérique. Ceux-ci correspondent à un apport annuel estimé à 35 kg N/ha (Jarvis & Pain, 1990 ; Lambert *et al.*, 2002).

Les émissions d'ammoniac représentent un danger pour l'écosystème car ce gaz contribue à l'acidification de l'eau et des sols, à l'eutrophisation des rivières et des milieux de grand intérêt biologique, ainsi qu'au dépérissement forestier. Selon des estimations récentes, plus de 90 % des pertes ammoniacales proviennent de l'agriculture, les effluents d'élevage étant la source principale. Ces pertes en NH_3 auraient augmenté de 50 % entre 1950 et 1980, surtout suite à l'accroissement du nombre d'animaux et à la distribution de rations alimentaires riches en protéines (Bussink & Oenema, 1998). Pour la région wallonne, la DGRNE indique que l'agriculture est responsable de 25 % des émissions de substances acidifiantes en 2000, mais cette valeur serait en diminution, principalement pour l'ammoniac en baisse de 8 % depuis 1990.

La prépondérance de l'élevage en tant que source d'émission de NH_3 provient de la mauvaise efficacité de l'utilisation de l'azote en productions animales. En effet, avec des taux de conversion de l'azote alimentaire en protéines animales de 23 % en bétail laitier, de 6 % en bétail viandeux, et de 15 % en porcs, il en résulte des rejets azotés importants susceptibles de pertes par volatilisation (Jarvis & Pain, 1990).

Au niveau d'un élevage, quatre grands sites d'émissions d'ammoniac ont été identifiés : les pertes au pâturage, les pertes en stabulation, les aires de stockage et les pertes lors de l'épandage des effluents.

Par rapport aux pertes globales, les pertes au pâturage restent relativement faibles

et sont difficiles à réduire car le seul moyen consiste à réduire les quantités d'azote ingéré, en limitant la fertilisation azotée ou en retardant la mise à l'herbe pour faire pâturer une herbe plus vieille, moins riche en matières azotées, mais ceci conduit aussi à réduire le niveau de production. Par contre, l'utilisation du maïs fourrage en complément de l'herbe permet d'une part d'améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote et d'autre part, de réduire la quantité d'urine émise (Bussink & Oenema, 1998 ; Jarvis *et al.*, 1996). En effet, le maïs est un aliment très peu protéique et qui contient de faibles quantités de potassium, élément intervenant dans la régulation du volume des urines. Il en est de même pour la betterave fourragère au niveau de la richesse protéique mais cet aliment contient de grandes quantités de potassium. Pour réduire les émissions de NH_3 à partir des urines, il apparaît plus intéressant de diminuer la concentration en urée en limitant les apports de protéines dans la ration plutôt que d'essayer d'augmenter le volume urinaire (Smiths *et al.*, 1997).

Les principaux efforts à réaliser visent la gestion des stocks des effluents d'élevage et la maîtrise de leur épandage au champ. Ainsi, l'utilisation de paille comme litière, le nettoyage régulier du sol pour éliminer et diluer les urines, le stockage des lisiers dans des fosses couvertes sont toutes des actions permettant de réduire les émissions ammoniacales. Au niveau des techniques d'épandages, divers types d'amélioration ont été apportés au matériel, en permettant l'enfouissement ou la meilleure répartition du lisier sur toute la surface. Cependant, malgré les efforts consentis, les effluents d'élevage restent une source importante de pollution par l'ammoniac (Bussink & Oenema, 1998).

Problématique des gaz à effet de serre

L'augmentation de la concentration atmosphérique des gaz à effet de serre est un fait maintenant bien établi. L'agriculture wallonne représentait 8 % du renforcement de l'effet de serre lié aux activités anthropiques en 2000. Cette valeur a diminué de 4 % depuis 1990. Il s'agit essentiellement des émissions de méthane (62 % des émissions) et de protoxyde d'azote (55 % des émissions) (DGRNE, 2003). Dans ce contexte, il est intéressant d'identifier quel est l'impact des cultures fourragères, en relation avec les productions animales, et quelles sont les possibilités d'amélioration

des systèmes de production afin de limiter les nuisances agricoles sur l'environnement.

Oxydes d'azote et dénitrification

Du fait des intrants azotés élevés via les engrais minéraux et les restitutions au pâturage, les prairies exploitées de manière intensive représentent une source potentiellement importante de production et d'émission de N₂O (Mc Taggart *et al.*, 1997 ; Velthof *et al.*, 1998). Ainsi, les pertes annuelles d'azote par émission de N₂O provenant des systèmes laitiers intensifs varient de 5 à 15 kg N-N₂O/ha.

Le potentiel de dénitrification des sols prairiaux est environ 5 fois supérieur à celui observé dans les sols de cultures arables. Cependant, le taux réel de dénitrification est plus élevé en culture arable (de 0,136 à 0,237 kg N/ha.jour) qu'en prairie (de 0,023 à 0,037 kg N/ha.jour). En effet, le taux de dénitrification est contrôlé par la teneur en eau du sol. Or, le sol d'une prairie présente une capacité de drainage plus conséquente étant donné sa meilleure structure et sa meilleure porosité. Après une pluie, le taux de dénitrification est plus élevé en prairie, puis diminue plus rapidement par rapport à un sol supportant une céréale (Bijay-Singh *et al.*, 1989). Étant donné la meilleure capacité de drainage d'un sol prairial et les faibles quantités de nitrate résiduelles, les prairies présentent un potentiel plus faible de production d'oxyde d'azote par rapport aux cultures de betterave et surtout de maïs.

L'azote minéral présent dans le sol a un effet prépondérant sur les émissions de N₂O. Le flux de N₂O à partir d'une prairie fertilisée est maximum quelques jours après l'épandage, l'augmentation des émissions étant exponentielle avec les quantités d'engrais appliquées (Velthof *et al.*, 1998).

Le pâturage par les animaux affecte les émissions de N₂O suite aux restitutions azotées par les urines et les fèces, mais aussi par l'impact du piétinement. Toutes les mesures réduisant la teneur en azote dans les urines énoncées précédemment permettent également de limiter le dégagement de N₂O (Velthof *et al.*, 1998). Enfin, les émissions de N₂O à partir des effluents d'élevage étant plus faibles que celles observées à partir des engrais de synthèse, il apparaît intéressant d'améliorer

l'utilisation de ces engrais de ferme afin de limiter le recours aux fertilisants minéraux. L'utilisation du trèfle blanc en association avec le ray-grass est également une alternative pour réduire les pertes d'azote par dégagement de N₂O (Velthof *et al.*, 1998).

Méthane

Le méthane est le principal gaz polluant puisqu'il représente plus de 80 % des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole. Pour la Région wallonne, le méthane correspond à 62 % des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole (DGRNE, 2003). Les dégagements de méthane, contrairement aux autres gaz, sont peu affectés par une modification des pratiques agricoles (Jarvis *et al.*, 1996). Le méthane provient essentiellement des activités des micro-organismes du rumen. On peut penser que les dégagements de méthane peuvent être influencés par l'alimentation et notamment le rapport C/N.

Gestion du carbone et conservation des sols

En raison des volumes importants de rejet, le dioxyde de carbone (CO₂) est le gaz le plus souvent incriminé dans la problématique des gaz à effet de serre. Bien que le CO₂ ne représente que 11 % du total des émissions d'origine agricole, le stockage, sous forme de biomasse à la surface de la terre et sous forme d'humus dans le sol, semble une solution facile à développer à grande échelle. Efficace et peu coûteux, le stockage dans le sol contribuerait à réduire le flux de carbone vers l'atmosphère dans le cadre du protocole de Kyoto. Au total, le stockage potentiel de carbone dans les sols au niveau mondial pourrait atteindre 0,5 Gt à 2 Gt (Thomas, 2002).

Au niveau des cultures annuelles

Le travail intensif du sol est la cause d'importantes pertes de matière organique par érosion et minéralisation et donc d'un appauvrissement du stock de carbone dans le sol. Pour chaque tonne de carbone perdue par la décomposition de la matière organique, 3,7 t de CO₂ sont émises vers l'atmosphère (Thomas, 2002). L'agriculture de conservation est proposée comme solution pour réduire les pertes

de carbone dans les couches superficielles du sol. Les systèmes de non-labour ont comme bénéfice supplémentaire une réduction des besoins en énergie fossile pour les machines agricoles.

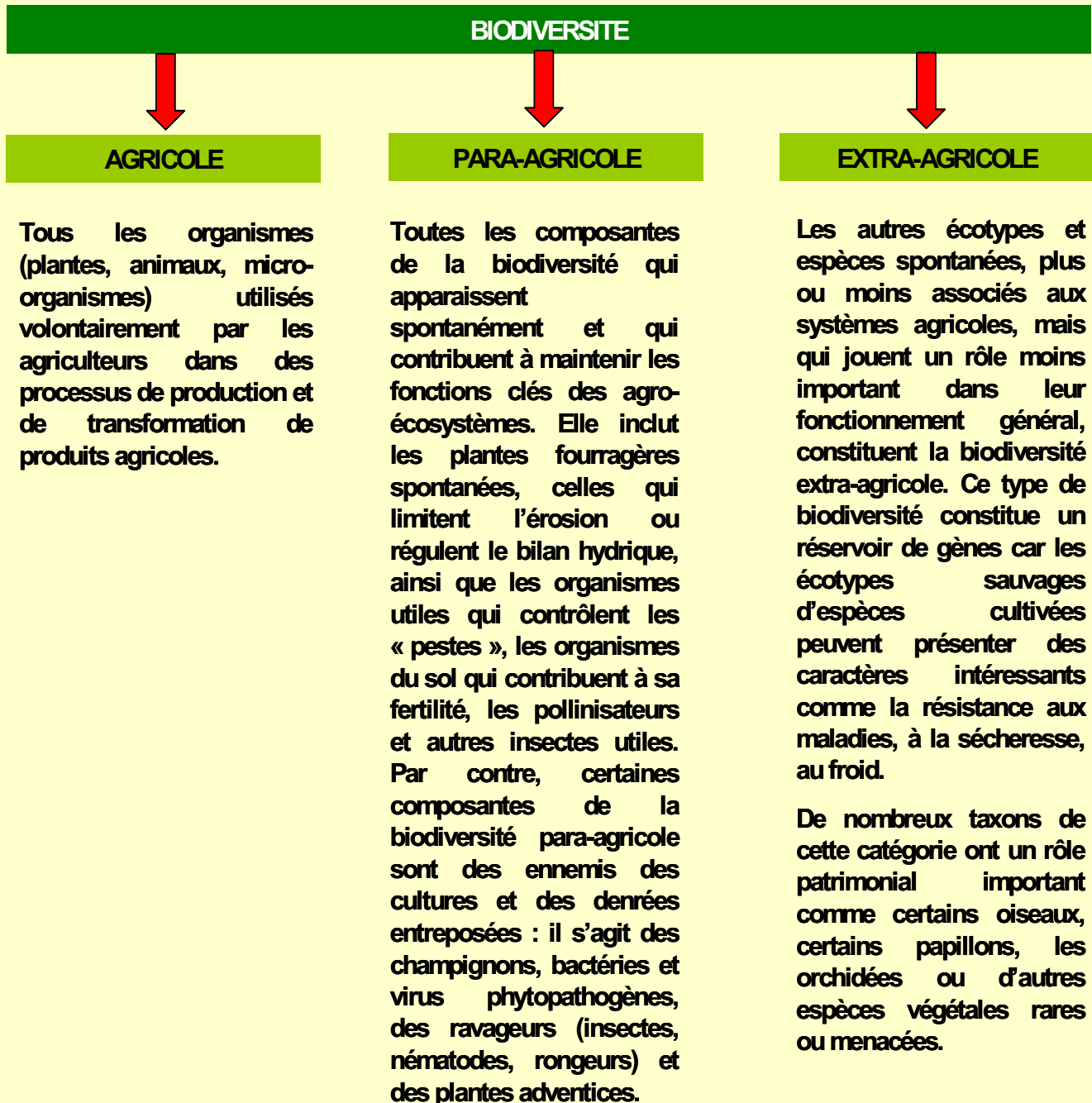
Au niveau des prairies

Les pertes de carbone organique au niveau d'une prairie pâturée sont notamment influencées par le drainage de la parcelle et le niveau de fertilisation. En l'absence d'un drainage suffisant, l'activité des micro-organismes peut être inhibée, ce qui entraîne une moins bonne décomposition de la matière organique et conduit à une augmentation des quantités de carbone organique potentiellement lessivable. La fertilisation azotée permet une augmentation de la productivité de la prairie. Les quantités de matière organique (déjections animales, chaumes et racines en décomposition) qui retournent au sol sont alors plus importantes.

L'absence de labour dans le cas des prairies permanentes limite au maximum les dégagements de CO₂ par rapport aux parcelles de maïs qui sont labourées chaque année. Cependant, les dégagements les plus importants de CO₂ surviennent lors du retournement d'une prairie pour installer une culture de maïs. Inversement, le recours aux prairies temporaires, incluses dans la rotation en substitution au maïs par exemple, a un effet bénéfique sur la réduction des émissions de CO₂. L'introduction de légumineuses comme culture dans la rotation ou comme couverts végétaux peut renforcer l'efficacité de la séquestration en équilibrant le rapport C/N et en fournissant de l'azote au système. L'introduction de graminées plus productives à système racinaire plus profond et plus résistant à la dégradation augmente aussi la séquestration du carbone.

Biodiversité et cultures fourragères

Figure 2. Composantes de la biodiversité.



Biodiversité agricole

Cultures annuelles

La biodiversité agricole d'une parcelle de maïs (*Zea maïs* L.) ou de betterave fourragère (*Beta vulgaris* L.) est extrêmement réduite. Bien que le catalogue des variétés de maïs disponibles représente un choix de plus de 150 variétés, 25 à 30 variétés correspondent à plus de 50 % des parts de marché du maïs en Belgique. Les parcelles destinées à l'ensilage de maïs sont généralement emblavées avec une seule variété pour obtenir une maturité homogène des épis au moment de la récolte. De plus, la majeure partie des variétés de maïs qui sont cultivées en Belgique appartient au type précoce des sélections de maïs européen. Elles sont presque toutes des hybrides trois-voies. La situation est similaire avec la betterave fourragère. Une vingtaine de variétés seulement est inscrite au catalogue belge puisque la betterave fourragère est une culture plus marginale. La diversité spécifique est donc très faible en cultures fourragères annuelles tandis que la diversité génétique au sein d'une parcelle ou d'une exploitation n'est guère plus élevée.

Prairies

Les prairies permanentes peuvent avoir une origine très ancienne et résultent le plus souvent de l'évolution spontanée d'un ancien semis ou encore de la rénovation d'une ancienne prairie établie après abandon de culture ou défrichement. De nombreuses espèces y apparaissent spontanément et la nature de ces espèces dépend des caractéristiques du milieu et des pratiques de gestion du couvert. Une prairie exploitée intensivement peut comprendre 15 à 20 espèces alors que seules 1 à 5 espèces ont été semées à un moment donné. Par contre, les prairies temporaires sont composées principalement des espèces semées. Les prairies temporaires sont installées par un semis en automne ou au printemps et sont retournées après un nombre variable d'années en fonction du type de couvert et des objectifs de production. Le nombre d'espèces semées dépend principalement du mode de gestion futur (pâturage et/ou fauche).

Les mélanges le plus souvent proposés pour l'installation d'une future prairie

permanente sont composés de ray-grass anglais (*Lolium perenne*) le plus souvent accompagné de quelques autres espèces comme le pâturin des prés (*Poa pratensis*), et le trèfle blanc (*Trifolium repens*). Les mélanges de semences pour prairies permanentes comprennent de 1 à 5 espèces avec de 1 à 6 variétés par espèce. Au niveau des prairies temporaires, les couverts installés sont constitués soit de graminées, soit de légumineuses en culture pure ou d'une association des deux. L'amplitude de la diversité spécifique au niveau d'une prairie temporaire varie de une à quelques espèces avec soit un ray-grass italien (*Lolium multiflorum*) en culture pure, soit une culture d'un mélange multi-espèces de type ray-grass anglais, fléole, féтуque des prés (*Festuca pratensis*) et trèfle violet (*Trifolium pratense*). Bien que la diversité taxonomique pour une prairie de ray-grass pur soit apparemment relativement faible, le couvert est souvent composé d'un mélange de variétés présentant un degré de précocité et des niveaux de ploïdie différents. Par exemple, les mélanges proposés sont souvent composés de 3 à 6 variétés de ray-grass anglais.

Biodiversité para-agricole

Diversité floristique en cultures annuelles

La biodiversité floristique d'une parcelle occupée par une culture annuelle est représentée par les adventices de cette culture. Au total, 15 à 20 espèces d'adventices sont observées de manière quasi systématique en parcelle de maïs en Wallonie. Ces adventices sont souvent très denses, avec plus de 100 plantes au m² contre 7 à 10 pour le maïs. En cultures de betteraves fourragères, la situation est assez similaire. Cette diversité observée en début de culture est très vite condamnée à disparaître sous l'effet des traitements herbicides.

Diversité floristique en prairie

La diversité biologique d'une prairie permanente est corrélée à la production annuelle, dépendant des conditions pédo-climatiques et des apports d'engrais. Le nombre d'espèces en prairies permanentes varie de 20 à plus de 50 espèces en fonction de l'intensité de l'exploitation. L'apport d'éléments nutritifs a un effet négatif sur la biodiversité parce qu'il favorise la croissance de quelques espèces

productives, surtout des graminées et des légumineuses, au détriment de toutes les autres espèces. L'intensification de la fertilisation azotée réduit la diversité végétale. La disponibilité du potassium a un effet moins important et surtout moins persistant car il s'agit d'un élément très mobile et exporté en grande quantité. Par contre, le phosphore influence également beaucoup la biodiversité prairiale, surtout sur les sols pauvres. Les teneurs du sol en phosphore sont stables sur de longues périodes et cet élément peu mobile contrôle la minéralisation de la matière organique, donc la disponibilité en azote. Le phosphore contrôle également le développement du trèfle blanc dans les associations, cette espèce étant très exigeante en phosphore et en potassium. Au niveau des fertilisants organiques, le fumier a un double effet sur la biodiversité : d'une part, un effet négatif par son apport d'azote et de phosphore et d'autre part, un effet positif par la création de vides au niveau du couvert, facilitant la germination de graines. Le lisier a presque toujours un effet négatif. L'ensilage d'herbe est défavorable pour la biodiversité puisqu'il implique des fauches précoces et des niveaux de fertilisation importants. Les fauches précoces diminuent fortement les possibilités de floraison et de production de semences. Elles réduisent les ressources nutritives des insectes butineurs et détruisent les nids et les jeunes animaux.

La diversité est plus élevée dans les prairies de fauche que dans les parcelles pâturées, pour des milieux comparables. Pâturage et fauche provoquent une défoliation de la végétation, mais le pâturage crée une plus grande hétérogénéité de la structure du couvert par le piétinement, le choix de l'animal et les restitutions fécales et urinaires. Le recyclage plus rapide de l'azote en prairie pâturée induit une disponibilité plus grande de cet élément limitant la diversité floristique. La charge optimale pour la biodiversité en prairie pâturée est souvent d'environ 1,5 UGB/ha. Dans ce cas, au printemps, la consommation des animaux est inférieure au potentiel de production de la prairie, induisant l'apparition de refus favorables à la floraison et la fructification. L'alternance fauche-pâturage est une technique intéressante pour favoriser la biodiversité. La diversité maximale apparaît pour deux défoliations annuelles : une fauche d'été suivie du pâturage des regains en automne.

Les prairies de fauche riches en espèces ont des rendements souvent compris entre 4 et 6 t MS/ha, ce qui correspond à une perte d'au moins 50 % par rapport aux prairies intensives de ray-grass. Les prairies à plus haute valeur biologique comme les communautés oligotrophes du *Mesobromion*, du *Molinion* et du *Violo-Nardion* produisent 2 à 3 t MS/ha. La gestion de prairies riches en espèces implique des fauches tardives. La possibilité de germination et d'installation de plantules après une fauche tardive est plus importante car l'indice foliaire est considérablement réduit, la densité de talles est faible et le temps de repousse élevé. Ces fauches tardives se traduisent cependant par une perte au niveau de la qualité du fourrage récolté sous forme de foin. Ce type de fourrage conduit à des valeurs de digestibilité et d'ingestion médiocres étant donné la proportion importante de constituants pariétaux. Globalement, les pertes quantitatives et qualitatives conjuguées correspondent à environ 2/3 de la valeur du fourrage produit par rapport à une prairie fertilisée à ray-grass. Il n'est pas possible d'utiliser les foins de prairies extensives pour nourrir des animaux à besoins élevés. Cependant, ils peuvent être intégrés en proportion variable dans les rations des génisses, des vaches laitières tarées et des vaches allaitantes. Certains foins de mauvaise qualité (*Molinion*) peuvent être utilisés comme litière. Les prairies riches en espèces ont donc une valeur écologique supérieure à leur valeur économique, d'où l'intérêt d'apporter une aide financière à l'agriculteur qui opte pour la gestion de prairies extensives.

Les prairies temporaires possèdent une biodiversité plus faible que les prairies permanentes. On y compte rarement plus de cinq espèces.

Biomasse du sol

L'activité biologique des sols peut varier très largement en fonction de leur nature et de la manière dont ils sont cultivés. La fourniture régulière de matières organiques labiles est un facteur essentiel au développement des micro-organismes du sol. L'introduction d'une prairie temporaire dans une rotation avec des cultures assure un niveau d'activité biologique bien supérieur à ce qui est observé sous cultures annuelles. En effet, en prairie, la production de nécromasse de feuilles, de tiges et de racines apporte toute l'année des substrats énergétiques, ce qui n'est pas le cas sous des cultures n'occupant le sol que quelques mois par an.

La biomasse de lombriciens est en général plus importante en sols de prairies permanentes et temporaires que dans les cultures annuelles labourées (Boström, 1995). Les populations de vers de terre, essentiellement représentées par *Lumbricus terrestris* L., correspondent en moyenne à 80-160 individus/m² en prairies, soit une biomasse d'environ 35 à 80 g/m² (Boström, 1995 ; Muldowney *et al.*, 2003). Globalement, la biomasse des lombriciens est souvent supérieure à 1 t de poids frais/ha en prairie permanente non labourée. Les biomasses lombriciennes en prairies pâturées et en prairies de fauche seraient, en moyenne, respectivement 2 t/ha et 1 t/ha (Granval *et al.*, 2000). Dans des sols très riches en matière organique, des valeurs atteignant 2,8 t/ha ont été enregistrées (Granval *et al.*, 2001). Par contre, dans les parcelles cultivées, la biomasse lombricienne est souvent inférieure à 500 kg/ha, avec par exemple 400 kg/ha sous une parcelle de maïs (Granval *et al.*, 2000). Les causes de la réduction des populations lombriciennes provoquées par le travail du sol sont multiples : destruction du réseau de galeries, exposition des vers aux prédateurs, suppression du couvert végétal affectant l'humidité du sol et entraînant des amplitudes thermiques plus importantes (Labreuche & Bodet, 2001).

Biodiversité extra-agricole

L'intérêt des prairies et cultures fourragères annuelles pour ce type de biodiversité nécessiterait un développement conséquent. Il n'est pas abordé ici. Des informations sont cependant disponibles sur le site internet <http://www.ecop.ucl.ac.be/prairies/>

Le tableau 4 constitue une synthèse de la richesse observée dans les cultures fourragères. La prairie de fauche riche en espèces est évidemment la culture la plus intéressante au niveau de la biodiversité.

Tableau 4. Effet des différentes cultures fourragères sur la biodiversité.

	Mais	Betterave fourragère	Prairie temporaire de fauche	Prairie permanente pâturée	Prairie de fauche riche en espèces
Biodiversité agricole	0	0	++	+	0 à +
Biodiversité para-agricole					
Floristique	0	0	+	++	+++
Activité du sol	0 à +	0 à +	++	+++	+++
Entomofaune	- à 0	- à 0	0 à +	++	+++
Biodiversité extra-agricole					
Floristique	0	0	- à 0	++	+++
Insectes	- à -	- à -	0 à +	+ à ++	+++
Oiseaux	- à 0	- à 0	0 à +	+ à ++	++
Mammifères	- à 0	- à 0	+	++	++

-- : effet très néfaste ; - : effet néfaste ; 0 : effet neutre ; + : effet bénéfique ; ++ : effet bénéfique important ; +++ : effet bénéfique très important.



Conclusions

La prairie temporaire exploitée en régime de fauche est une culture fourragère productive (12 à 16 t MS/ha) qui présente de nombreux avantages environnementaux. L'herbe récoltée sous forme de foin ou d'ensilage constitue un fourrage de qualité pour l'alimentation hivernale du troupeau. Par son apport de matières azotées (120 à 160 g MAT/kg MS), ce type de fourrage complète idéalement l'ensilage de maïs dans les rations pour vaches laitières. Il permet de réduire la part des concentrés dans l'alimentation des animaux, et ainsi de diminuer les coûts de production. Avec la réforme de la PAC et le découplage des aides, la production de maïs ensilage a perdu son avantage financier. Ainsi, la part du maïs et de la prairie temporaire dans la superficie fourragère principale (SFP) doit être reconsidérée.

Concernant les risques de pollution d'origine agricole, la prairie temporaire présente un intérêt par rapport aux fourrages annuels (maïs et betterave fourragère). En effet, la couverture continue du sol et les exportations importantes d'azote par le fourrage sont des éléments déterminants pour le contrôle du drainage des nitrates vers la nappe phréatique. Malgré une fertilisation parfois conséquente (300 kg N/ha pour du ray-grass anglais), la lixiviation sous un couvert de prairie temporaire est généralement très faible (10 à 20 kg N-NO₃/ha). Toutefois, au moment du retournement de la prairie, il convient d'adopter une succession culturale permettant de récupérer au maximum les grandes quantités d'azote qui se minéralisent. La prairie temporaire supporte également des épandages importants d'effluents d'élevage qu'elle valorise bien. La délocalisation des apports organiques depuis les parcelles de maïs vers les parcelles de prairies de fauche présente un intérêt agronomique et environnemental. L'usage des produits phytosanitaires est également moins fréquent en prairies temporaires qu'en cultures. L'agriculteur a essentiellement recours à des herbicides pour le nettoyage de la parcelle avant le semis de la prairie et au moment du retournement de celle-ci.

En terme de biodiversité, la richesse floristique de la prairie temporaire est étroitement liée au type de couvert et au degré d'intensification. La biomasse microbienne et de vers de terre en prairies est plus élevée qu'en cultures annuelles où la perturbation du sol est plus fréquente. Les vers de terre constituent une part essentielle de l'alimentation de rapaces diurnes et nocturnes. Les prairies, surtout lorsqu'elles sont exploitées extensivement, présentent un intérêt très supérieur à celui des autres cultures fourragères pour tous les types de biodiversité.

3

Rationalisation de la fertilisation azotée des prairies temporaires



Les travaux sur la fertilisation azotée des prairies sont relativement peu développés en Moyenne Belgique comparativement à ceux réalisés sur les cultures annuelles. Jusqu'à présent, la fertilisation azotée en prairie y a été réalisée de façon principalement empirique. Les doses d'azote conseillées sont généralement des doses moyennes qui ne tiennent pas compte de la diversité des situations pédo-climatiques. Etant donné que les dépenses en engrais azotés constituent une part importante des coûts de production, il est essentiel que l'on puisse mieux évaluer les quantités d'engrais nécessaires. Par ailleurs, la rationalisation des apports d'engrais azotés constitue également un moyen de limiter le risque de pollution des eaux par le nitrate.

Réponse de la prairie temporaire à la fertilisation azotée

La réponse de prairies temporaires à la fertilisation azotée a été étudiée sur 5 sites en région limoneuse pendant deux années de production (A1 et A2) et quatre années civiles. Les rendements annuels moyens de tous les sites sont présentés aux figures 3 et 4.

Les rendements en MS et en azote évoluent de façon quasi linéaire

Figure 3. Rendements annuels moyens en t MS ha⁻¹ des deux années de cultures en fonction de la fertilisation azotée.

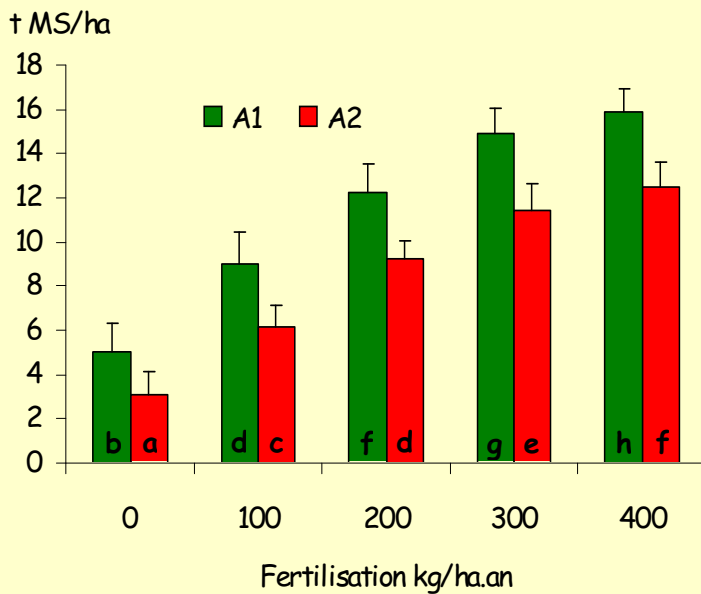
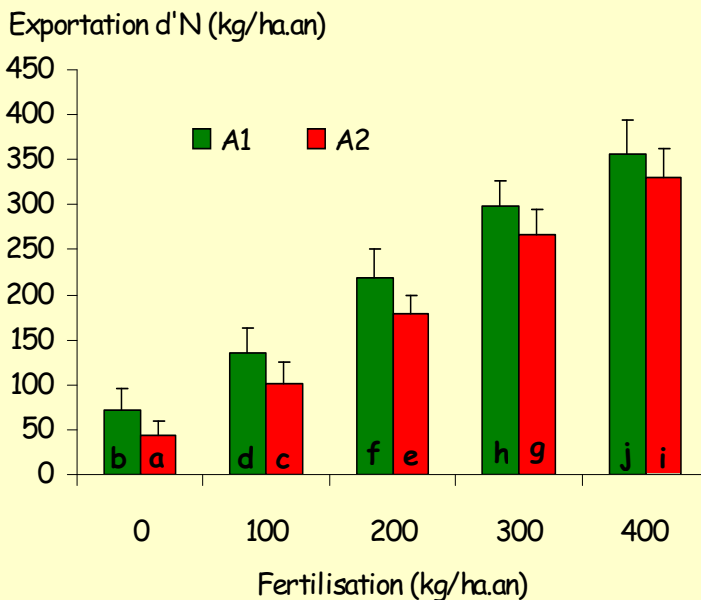


Figure 4. Exportations annuelles moyennes en kg N ha⁻¹ des deux années de cultures en fonction de la fertilisation azotée.



jusqu'à une fertilisation de 300 kg N/ha. Ces rendements sont significativement supérieurs ($\alpha = 5\%$) en première année de production (A1) par rapport à la deuxième année (A2). Les rendements annuels maxima en MS sont obtenus chaque fois avec la fertilisation maximum appliquée (400 kg N/ha). Ceci indique que le niveau de fertilisation permettant d'obtenir le rendement maximum n'a pas été dépassé. Les rendements varient de 16 à 17 t MS/ha en année A1 et de 8 à 14 t MS/ha en année A2 (tableau 5). Les faibles rendements en MS observés pour le site 5 en A2 sont dus aux fortes sécheresses estivales de l'année 2003. Les exportations annuelles maximales en N sont également obtenues, pour tous les sites, avec la fertilisation de 400 kg N/ha.

Les rendements en N varient de 309 à 374 kg N/ha en année A1 et de 241 à 344 kg N/ha en année A2 (tableau 5).

Partie 3 : Rationalisation de la fertilisation azotée des prairies temporaires

Tableau 5. Rendements (t MS/ha) et exportations d'azote (kg N/ha) annuels pour les deux années d'exploitation des parcelles fertilisées avec 400 kg N/ha.

	Année	Sites					Moyenne
		1	2	3	4	5	
† MS/ha	A1	16.5	17.2	16.3	17.1	16.5	16.7
	A2	13.9	13.6	13.3	13.9	8.3	12.6
kg N/ha	A1	366	309	374	369	368	357
	A2	342	305	344	333	241	313

Tableau 6. Rendements (t MS/ha) et exportations d'azote (kg N/ha) annuels pour les deux années d'exploitation des parcelles non fertilisées en azote.

	Année	Sites					Moyenne
		1	2	3	4	5	
† MS/ha	A1	5.2	6.1	6.0	4.6	3.3	5.0
	A2	3.2	2.4	4.5	2.3	1.0	2.7
kg N/ha	A1	72	83	79	58	43	67
	A2	42	34	65	33	16	38

Les rendements annuels en MS des parcelles non fertilisées varient de 3,3 à 6,1 t MS/ha en année A1 et de 1,0 à 4,5 t MS/ha en année A2 (tableau 6). Les rendements en N varient de 43 à 83 kg N/ha en année A1 et de 16 à 65 kg N/ha en année A2. Cet azote exporté par les parcelles non fertilisées provient exclusivement de la fourniture par le sol et des retombées atmosphériques.

La réponse à la fumure azotée minérale est très marquée quel que soit le site, l'âge de la parcelle et l'année. Elle varie de 21 à 33 kg MS/kg N appliqué et de 0,61 à 0,82 kg N/kg N appliqué. Toussaint (1982) rapporte des réponses à l'azote plus faibles de 12 kg MS/kg N appliqué et de 0,47 kg N/kg N appliqué sur des sols plus riches en matière organique en Ardenne.

Dans ces essais, la fertilisation maximale a été limitée à 400 kg N/ha. Dans les figures 3 et 4, les courbes d'évolution du rendement se trouvent encore dans une phase d'augmentation. Afin de déterminer la dose d'azote correspondant au rendement maximum, un essai de ray-grass anglais fertilisé avec douze doses

croissantes d'N (de 0 à 550 kg/ha) a été mis en place. Il apparaît que les rendements augmentent jusqu'à une fertilisation de 450 kg N/ha.an. Au-delà de cette fertilisation, les rendements plafonnent. On observe même une diminution du rendement à la dose la plus élevée (550 kg N/ha). Ces valeurs, déterminées ici pour la première fois en région limoneuse, sont supérieures à celles qui ont été déterminées pour l'Ardenne par Toussaint & Lambert (1984) où le rendement plafonne vers 250 kg N/ha.

Devenir de l'engrais appliqué

Optimiser la fertilisation azotée implique de bien comprendre le devenir de l'engrais. Cela revient à déterminer quelle part de l'engrais fourni à la plante est effectivement prélevée par celle-ci. Des expériences avec de l'engrais marqué à l'azote isotopique ^{15}N ont été réalisées à cette fin. L'utilisation d'azote isotopique ^{15}N permet

Calcul des coefficients d'utilisation

a : Kg N récoltés

b : Kg N récoltés dans les parcelles non fertilisées en N

c : Kg d'engrais ajoutés

Coefficient apparent d'utilisation (CAU) :

$$\text{CAU} = \frac{a - b}{c}$$

Coefficient réel d'utilisation (CRU) :

$$\text{CRU} = \frac{\text{Rendement en N} \times \text{NDFF}}{c}$$

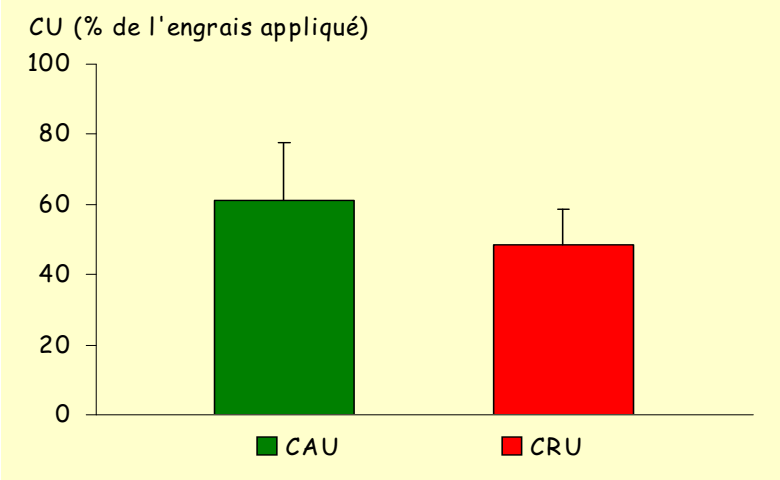
$$\text{NDFF} = \frac{\% \text{ d'excès d}^{15}\text{N dans l'échantillon}}{\% \text{ d'excès d}^{15}\text{N dans l'engrais}}$$

d'étudier la distribution de l'azote entre la plante et le sol, et par conséquent, de quantifier la part de l'azote de l'engrais qui est effectivement prélevée par la plante et donc également la part de l'azote fournie par le sol.

Le NDFF (Nitrogen Derived From Fertilizer) se définit comme l'azote retrouvé dans la plante provenant de l'engrais. Les CAU et CRU sont calculés pour chaque coupe sur la base des équations citées dans l'encadré. Pour les coupes 2, 3 et 4, le calcul des coefficients d'utilisation tient compte de l'arrière-effet de l'engrais appliqué pour les coupes précédentes.

Partie 3 : Rationalisation de la fertilisation azotée des prairies temporaires

Figure 5. Valeurs cumulées (4 coupes) des CU des parcelles fertilisées à 300 kg N/ha.an.

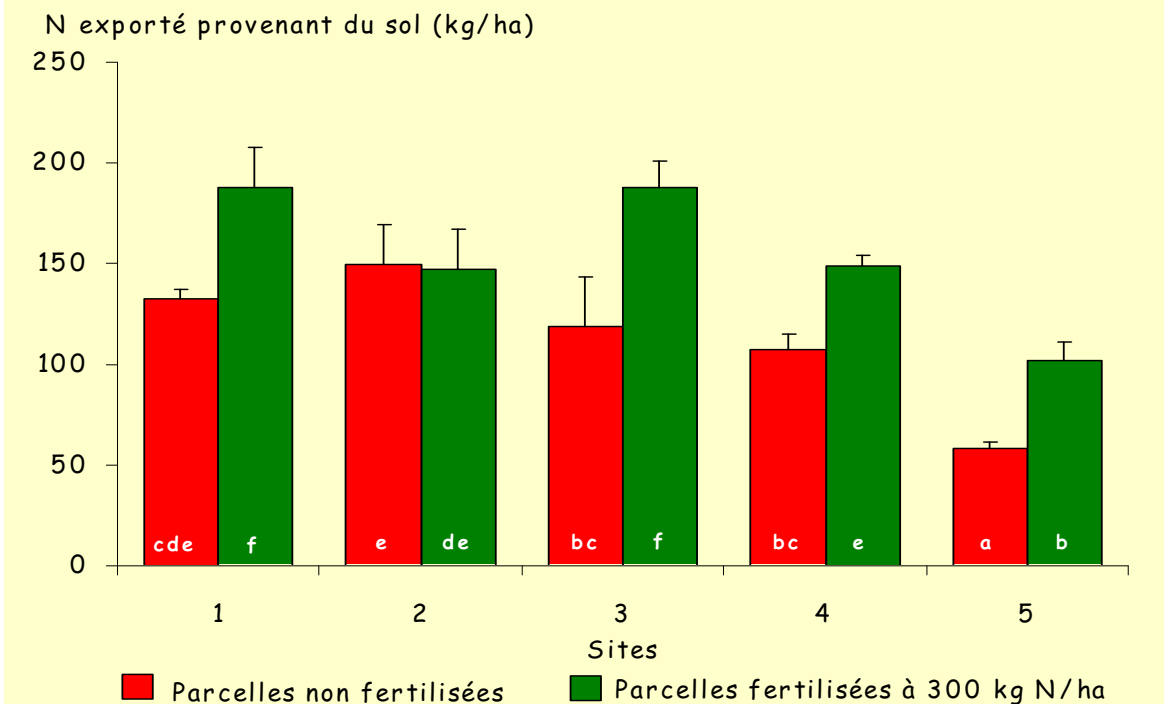


La figure 5 présente les CAU et CRU moyens pendant les deux années de cultures des parcelles ayant reçu une fertilisation de 300 kg N/ha.an. Les plantes ont absorbé (CRU) environ 50 % de l'engrais appliqué lors de chacune des coupes. Les CAU

atteignent 60% et sont significativement supérieurs aux CRU. Les résultats des CAU et CRU correspondent aux valeurs souvent citées dans la littérature (Loiseau, 1989 ; de Montard, 1983).

A la figure 6, on constate que la quantité d'azote provenant du sol et que l'on retrouve dans les parties aériennes est significativement plus élevée lorsqu'une fertilisation azotée est appliquée (sauf pour le site 2). L'étude statistique est réalisée

Figure 6. Quantité annuelle d'N exporté provenant du sol en fonction de la fertilisation et analyses statistiques.



sur l'exportation annuelle totale d'N provenant du sol. Ce résultat, bien que surprenant, a également été observé dans d'autres recherches (Loiseau *et al.*, 1993 ; Lambert *et al.*, 1998).

Deux hypothèses peuvent expliquer ce phénomène :

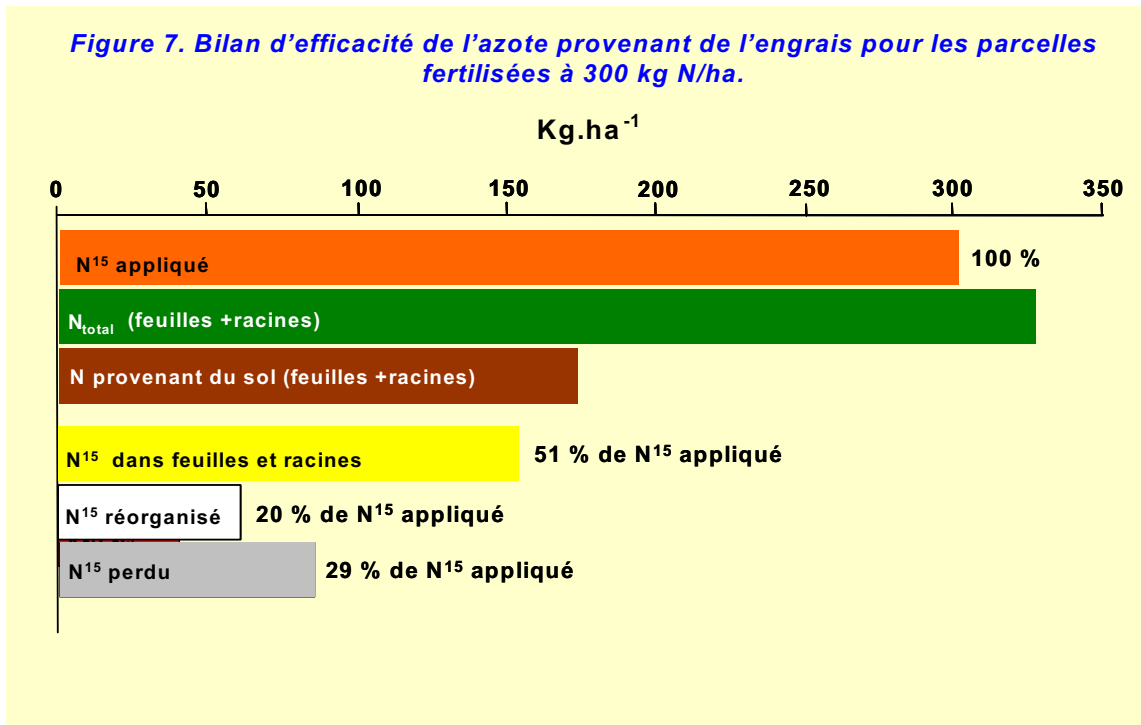
Hypothèse 1

L'application d'une fertilisation azotée diminuerait la concurrence pour l'azote entre les plantes et les micro-organismes du sol. L'azote de l'engrais se substituerait à l'azote du sol dans les phénomènes de pertes et d'immobilisations. Il resterait donc plus d'azote disponible, provenant du sol, pour la plante. En effet, la minéralisation d'azote dans les sols résulte de deux processus opposés et simultanés : la minéralisation (brute) et l'organisation (brute). La minéralisation nette d'azote minéral dans un sol correspond à la différence entre la production d'azote minéral par minéralisation et la consommation microbienne par organisation. Si l'application d'une fertilisation azotée diminue la concurrence entre les plantes et les micro-organismes, il reste dès lors plus d'azote disponible, provenant du sol, pour la culture. Il y a donc une substitution entre pools azotés. On parle d'un effet apparent (apparent Added Nitrogen Interaction, ANI).

Hypothèse 2

La fertilisation azotée favoriserait les micro-organismes du sol, stimulant ainsi la minéralisation de l'humus et donc la libération d'azote provenant du sol. La fertilisation azotée pourrait également stimuler l'absorption d'azote par la plante en favorisant le développement racinaire. On parle alors d'un effet réel (real Added Nitrogen Interaction).

Le bilan complet de la répartition de l'azote fourni par la fumure entre les parties aériennes, les parties racinaires du végétal et le sol a été réalisé par marquage isotopique de l'azote appliqué (N^{15}) (figure 7). Il apparaît que les plantes (parties aériennes et racines) utilisent environ 50 % de l'engrais apporté pendant l'année. Bristow *et al.* (1987) ont observé des CRU de 55,9% pour les parties aériennes et de 6,6% pour les racines d'un ray-grass fertilisé à raison de 390 kg N^{15} /ha lors d'une expérience menée en Angleterre. L'augmentation de la part d'azote provenant du sol dans les parcelles fertilisées à 300 kg N/ha par rapport aux parcelles non fertilisées pourrait être expliquée entièrement par un effet de substitution entre pools azotés.



- Le ray-grass (parties aériennes + racines) utilise environ 50% de l'engrais appliqué pendant l'année.
- L'augmentation de la part d'N provenant du sol suite à la fertilisation peut être expliquée par un effet de substitution entre pools azotés.

La fourniture potentielle d'azote par le sol

Il est couramment admis que la quantité d'azote minéralisé chaque année à partir de la matière organique du sol est de l'ordre de un à trois pourcents de l'azote total (Bremner, 1965). Ce faible pourcentage peut représenter des quantités relativement importantes, comprises souvent entre 150 et 200 kg N/ha en prairie. Dans la pratique, cet azote minéralisé est généralement mal pris en compte dans la détermination de la fumure azotée.

La cause principale de cette situation est l'absence de méthode fiable, utilisable en routine, pour estimer la fourniture potentielle d'azote par le sol. La recherche de modèles de prévision et de techniques d'analyse de la minéralisation de l'azote organique est un sujet qui fait actuellement l'objet de nombreux efforts. Les

Partie 3 : Rationalisation de la fertilisation azotée des prairies temporaires

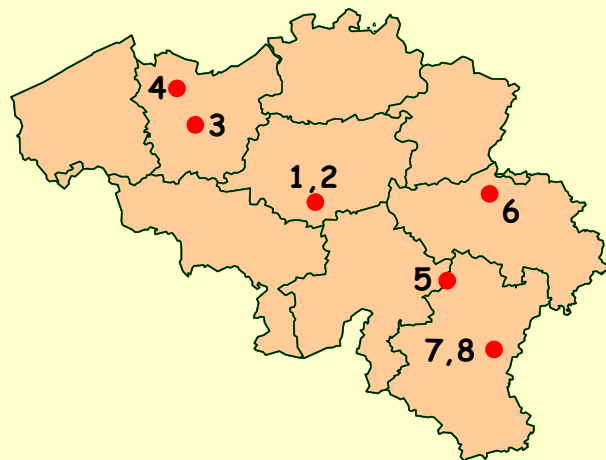
méthodes d'analyse peuvent être classées en deux catégories : d'une part les méthodes qui font appel à des phénomènes microbiologiques parmi lesquelles on trouve les incubations aérobies et anaérobies, et d'autre part les méthodes physico-chimiques qui comprennent l'extraction au CaCl_2 . Dans le cadre de ce projet, l'extraction au CaCl_2 est la méthode retenue comme outil d'analyse de l'azote potentiellement disponible. Des incubations aérobies ont été employées dans le but d'étudier la cinétique de minéralisation de matières organiques fraîches enfouies. Huit sites répartis sur toute la Belgique (figure 8) et aux caractéristiques pédologiques contrastées (tableau 7) ont été suivis en 2001 et 2002.

Tableau 7. Caractéristiques pédologiques des différents sites étudiés.

Sites	Argiles	Limon fin	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier	C	Humus	pH	P	Ca	Mg	Na
	%							mg /100g				
1	11	13	35	29	13	0,9	1,51	5,7	8	78	10	3
2	16	26	48	6	3	1,2	2,12	6,6	12	173	17	3
3	11	7	25	53	4	1,1	1,96	5,8	6	88	10	2
4	19	7	16	57	0	1,6	2,79	7,7	5	183	16	6
5	19	31	43	5	1	1,1	1,84	6,9	11	242	12	2
6	11	23	56	7	2	1,2	2,06	6,8	13	182	11	3
7	18	41	19	10	12	3,1	5,33	6,3	4	175	11	3
8	17	38	19	16	10	2,6	4,44	5,9	3	119	9	3

Chaque site était composé de deux parcelles de ray-grass en quatre répétitions : une parcelle sans fumure azotée et une parcelle recevant une fumure azotée de 50 kg ha^{-1} . Des incubations anaérobies (40°C , pendant 7 jours) ont été réalisées en mars 2001 sur des échantillons de sol frais prélevés sur les parcelles sans fumure azotée afin de déterminer le potentiel de minéralisation du sol. Des extractions au KCl ont été réalisées avant et après l'incubation.

Figure 8. Localisation des sites d'essai.



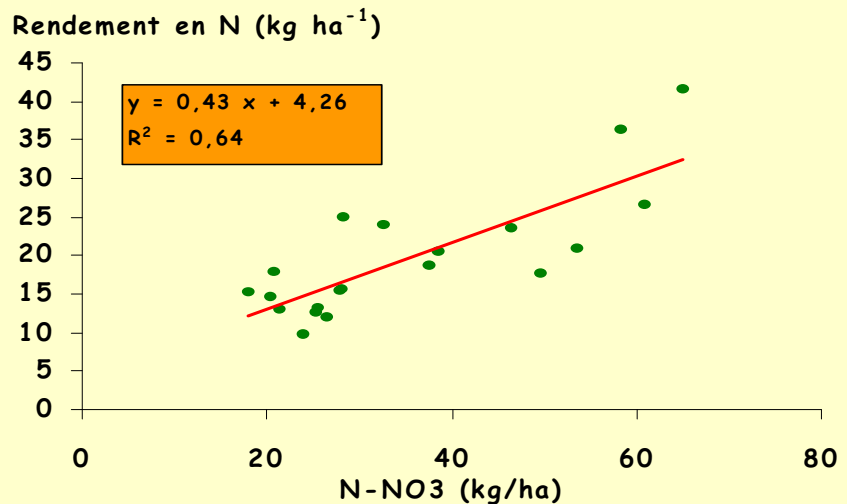
Une mesure de rendement fut effectuée en mai 2001 et 2002 sur chaque site.

Extraction au CaCl_2

Les extractions au CaCl_2 ont été réalisées sur les parcelles des 8 sites. Les extractions ont été réalisées sur sol frais selon la méthode de Houba *et al.* (1986). Les méthodes chimiques, telles l'extraction au CaCl_2 , ont pour principe de déterminer la quantité d'azote solubilisée par un réactif censé simuler l'activité minéralisatrice des micro-organismes du sol. Elles présentent l'intérêt d'être plus rapides que les incubations. Il existe une relation hautement significative entre la

quantité de N-NO_3 extraite au CaCl_2 en mars et le rendement en azote de la 1^{ère} coupe des parcelles témoins N_0 (figure 9). Il semble donc qu'il soit intéressant d'utiliser cette méthode d'analyse pour adapter la fertilisation azotée des prairies. Il existe

Figure 9. Corrélation entre le rendement en azote des parcelles non fertilisées en première coupe et le nitrate extrait au CaCl_2 .



toutefois une forte variabilité entre les sites, aussi bien en 2001 qu'en 2002.

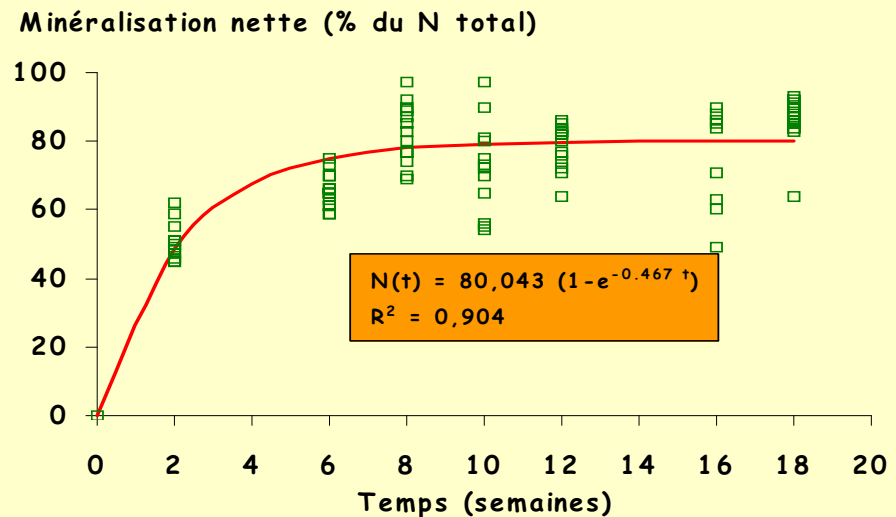
Incubations aérobies et cinétique de minéralisation

Un modèle de minéralisation de l'azote a été adapté, selon la méthode utilisée par De Neve & Hofman (1996), aux données de minéralisation des différents résidus des parties aériennes. La forme des courbes de minéralisation des parties aériennes est décrite par le modèle cinétique de premier ordre $N(t) = NA (1 - e^{-kt})$, dans lequel NA est la quantité d'N minéralisable (exprimé en pourcentage du N_{total} du résidu), k est la vitesse de minéralisation et t est le temps écoulé depuis le début de l'incubation.

Selon la figure 10, 50% de l'N total est déjà minéralisé après deux semaines d'incubation, tandis qu'un plateau de minéralisation est atteint après 8 semaines d'incubation.

Cette minéralisation très rapide est probablement favorisée par les conditions d'expérimentation. En effet, les résidus ont été finement hachés et mélangés au sol, augmentant ainsi la

Figure 10. Cinétique de minéralisation des résidus de parties aériennes.



surface de contact avec les micro-organismes du sol. De même, les conditions de température et d'humidité ont été favorables à l'action de ces micro-organismes.

- Les extractions au CaCl_2 permettraient d'estimer la fourniture d'azote par le sol.
- 50 % de l'azote total des résidus de parties aériennes sont minéralisés après deux semaines d'incubation.

L'indice de nutrition azotée

La mesure de la biomasse et de sa teneur en azote permet le calcul de l'indice de nutrition azotée (INN). L'INN est défini comme le rapport entre la teneur observée en azote et la teneur potentielle correspondant à un niveau de nutrition non limitant (Lemaire *et al.*, 1989 ; Bélanger *et al.*, 1992 ; Gastal & Bélanger, 1993).

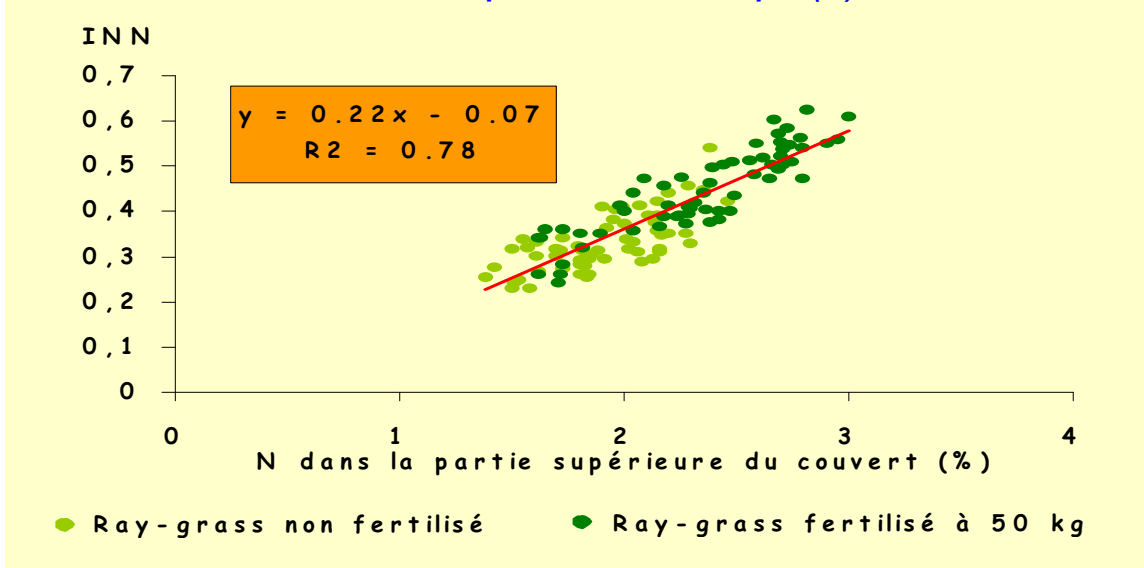
Cet indice rend compte de l'état de nutrition des plantes en azote. Dans notre cas, l'INN est utilisé comme référence pour évaluer les méthodes d'estimation de la fourniture potentielle d'azote par le sol. En effet, le rendement et la teneur en azote des plantes peuvent varier à cause du niveau de disponibilité en azote mais également à cause de la durée de la période de pousse printanière avant la mesure. Par contre, l'INN reste stable au cours de la pousse. Il permet donc de comparer des résultats provenant de différents sites dans lesquels les durées de croissance ne sont pas toujours égales.

Partie 3 : Rationalisation de la fertilisation azotée des prairies temporaires

Des prélèvements d'herbe des 8 sites ont été réalisés dans la partie supérieure du couvert afin de diagnostiquer l'état de nutrition de la prairie. L'objectif était d'évaluer si la teneur en azote dans les feuilles supérieures de la canopée peut être utilisée pour estimer l'indice de nutrition azotée d'une prairie sans prendre des mesures de biomasse (Gastal *et al.*, 2001). Sur chaque parcelle, un échantillon d'herbe composé de poignées de limbes prises à la surface du couvert (10 cm supérieurs) a été récolté en mai. Le contenu en azote a été déterminé par spectroscopie dans le proche infrarouge. Parallèlement, une coupe de rendement a été réalisée à la même époque.

En accord avec les résultats obtenus par Gastal *et al.* (2001), il existe une bonne corrélation entre la teneur en azote dans les feuilles supérieures de la canopée et l'indice de nutrition azotée (figure 11).

Figure 11. Evolution de l'indice de nutrition azotée (INN) en fonction de la teneur en N des feuilles supérieures de la canopée (%).



La détermination de l'indice de nutrition azotée d'une prairie nécessite de prendre des mesures de biomasse. Cette opération constitue bien évidemment une limite non négligeable à l'utilisation de cet indice dans la pratique. Dès lors, la détermination de la teneur en azote de la partie supérieure du couvert apparaît comme une voie intéressante pour déterminer indirectement l'indice de nutrition

Partie 3 : Rationalisation de la fertilisation azotée des prairies temporaires

azotée. En effet, il est de ce fait possible d'obtenir très facilement et rapidement une vision dynamique de la nutrition minérale des prairies et par conséquent, d'évaluer le niveau d'azote disponible dans le sol en cours de végétation. Ce diagnostic pourrait servir à ajuster la fertilisation azotée des prairies.

L'indice de nutrition azotée (INN) peut être estimé de manière précise par la teneur en azote de la partie supérieure du couvert.



Conclusions

En Moyenne Belgique, région caractérisée par des sols à faibles contenus en humus, la prairie temporaire à base de ray-grass anglais valorise très bien l'engrais azoté. En effet, on constate une réponse à la fertilisation en N jusqu'à une dose de 300 kg/ha.an quel que soit le site, l'âge de la parcelle ou l'année d'application. Dans cette région, le plafond de rendement se situerait aux alentours de 450 kg N/ha. Des rendements en MS élevés jusqu'à 16 t/ha sont obtenus sur des parcelles fertilisées à 400 unités d'N.

En prairie, la fertilisation devrait être considérée comme un complément à l'azote du sol naturellement disponible pour la plante. Pour maximiser l'efficacité d'utilisation de l'N, les applications devraient s'ajuster à l'apport du sol et de l'atmosphère et aux besoins de la production d'herbage. Selon nos expériences, une approche possible serait d'estimer l'N potentiellement minéralisable dans un sol par extraction au CaCl_2 .

L'indice de nutrition en N (INN) permet d'estimer de manière assez précise l'état de nutrition du couvert. La teneur en azote de la partie supérieure du couvert permet d'estimer de manière rapide l'INN d'un couvert. La détermination de l'INN par cette méthode pourrait aussi permettre d'ajuster la fertilisation azotée aux besoins des plantes.

4

Intérêt des prairies temporaires à base de légumineuses



Les légumineuses, en symbiose avec des *Rhizobium*, ont la faculté de fixer l'azote atmosphérique grâce aux nodosités situées sur leurs racines. La quantité d'azote fixé peut varier en fonction de l'azote minéral disponible dans le sol et des conditions pédo-climatiques. En présence d'un mélange graminées-légumineuses, l'azote fixé par la légumineuse est transféré, en partie, à la graminée associée par l'intermédiaire de la décomposition des stolons, feuilles, racines et nodosités, ainsi que par les exsudats racinaires. Dès lors, l'utilisation de légumineuses en mélange avec des graminées constitue une voie intéressante pour diminuer l'utilisation des engrais azotés tout en assurant des rendements acceptables.

L'objectif des essais était de déterminer la production et la qualité des mélanges à base de légumineuses, la quantité d'azote fixée par la légumineuse et d'estimer l'économie d'engrais réalisée.

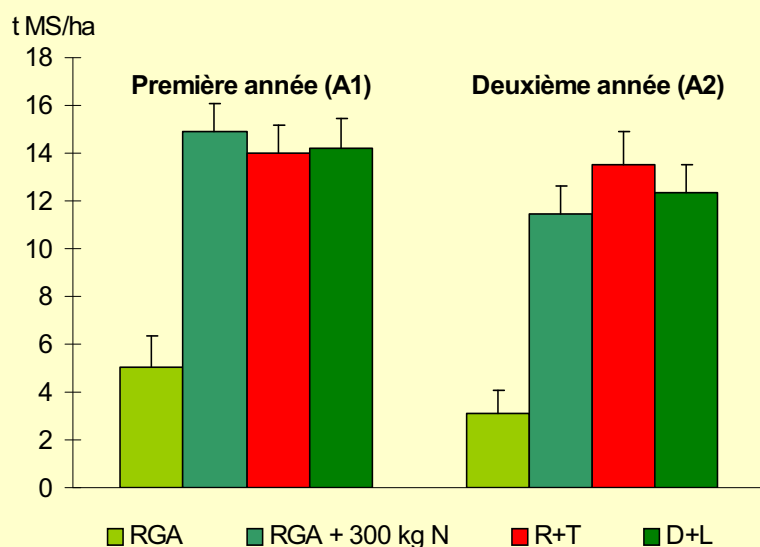


Production des prairies à base de légumineuses

Les essais ont été implantés sur 4 sites entre 1999 et 2003 et ont été suivis pendant deux années. La production en matière sèche (MS) de l'association ray-grass anglais-trèfle violet (R+T) est assez élevée et reste stable même en deuxième année

Partie 4 : Intérêt des prairies temporaires à base de légumineuse

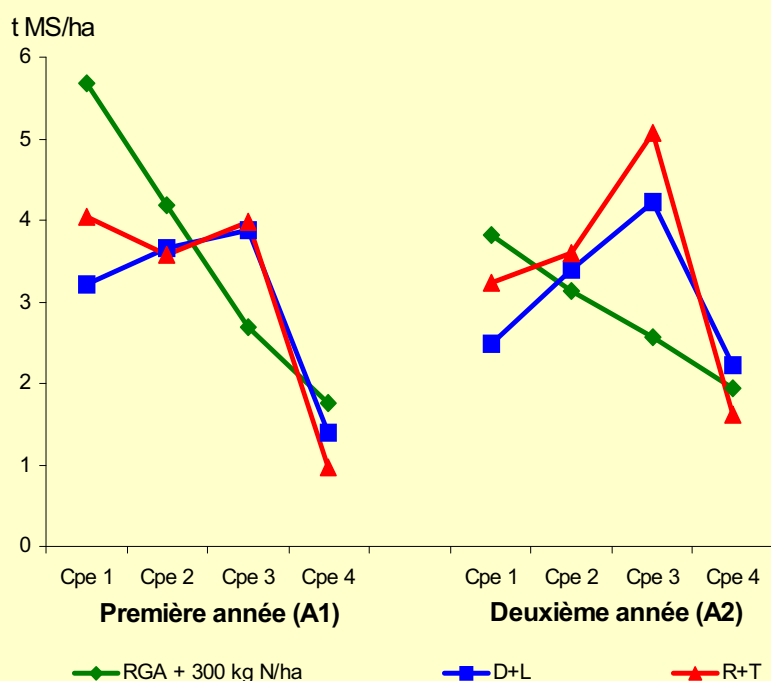
Figure 12. Rendements annuels des associations comparés aux rendements du ray-grass fertilisé ou non.



d'exploitation (figure 12) La production du mélange dactyle-luzerne (D+L) est du même ordre (de 11,6 à 15,4 t MS/ha.an) que celui du R+T bien que son implantation soit plus délicate dans nos régions.

L'année 2003 a été caractérisée par une sécheresse prolongée durant les mois d'été. Dans ces conditions, les rendements observés dans les parcelles de ray-grass pur fertilisées à 300 kg N/ha (N300) ont été très faibles (7,7 à 10,8 t MS/ha). Les mélanges graminées-légumineuses ont par contre permis d'obtenir des rendements beaucoup plus élevés dans ces conditions de sécheresse. On observe des rendements de 15,2 t MS/ha pour un mélange D+L en deuxième année de culture et de 15,5 t MS/ha pour un mélange R+T en année A1. Les données relatives à l'année 2003 ne figurent pas dans les figures et tableaux de cette partie.

Figure 13. Production du ray-grass pur fertilisé à 300 kg N et des associations au cours des coupes en A1 et A2.



En année A1, le ray-grass pur fertilisé avec 300 kg N/ha (N300) produit significativement plus de MS que les deux mélanges lors de la première coupe printanière (figure 13). Les productions estivales (coupe 3 en A1 et coupes 2 et 3 en

Les associations de légumineuses avec des graminées permettent d'obtenir :

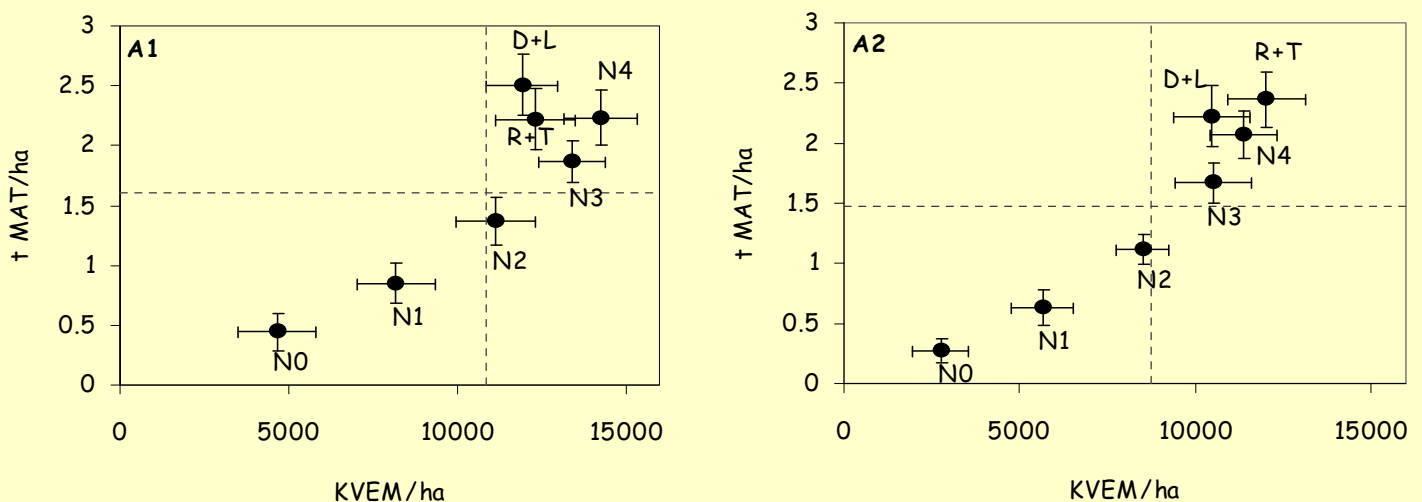
- Une production élevée de MS même lors d'étés secs,
- Une production de MS mieux répartie sur la saison qu'une graminée pure,
- Un meilleur équilibre énergie-protéine qu'une graminée pure.

A2) sont par contre significativement plus élevées pour les mélanges par rapport au ray-grass N300. Les rendements moyens des mélanges observés en troisième coupe de l'année A2 sont même 2 fois plus élevés que ceux obtenus avec le ray-grass N300. Les rendements des mélanges sont inférieurs ou

comparables à ceux du ray-grass N300 lors de la quatrième et dernière coupe d'automne (figure 13). Ceci met en évidence la croissance plus élevée des mélanges graminées-légumineuses en été et plus faible en début et en fin de saison par rapport au ray-grass pur. Ces résultats sont en accord avec les observations d'autres auteurs. Les productions des deux mélanges sont plus constantes au cours de l'année, ce qui présente un intérêt pour compenser la chute de production estivale des graminées.

Qualité des mélanges à base de légumineuses

Figure 14. Production en matières azotées totales (t MAT/ha) en fonction de la production en énergie (kVEM/ha) des associations R+T, D+L et RGA pur à différents niveaux de fertilisation (N0 à N4) en première (A1) et deuxième (A2) année de culture.



La teneur en énergie varie de 826 à 857 VEM/kg MS pour le mélange D+L et de 860 à 905 VEM/kg MS pour le mélange R+T. Ces teneurs en énergie sont représentatives d'un fourrage de bonne qualité. Les teneurs moyennes en MAT du mélange R+T sont semblables aux teneurs moyennes obtenues avec un trèfle violet pur fauché au stade début de floraison ou floraison.

La figure 14 représente les productions de MAT et de VEM, en années A1 et A2, des associations légumineuses-graminées comparées aux productions de graminées pures fertilisées à différentes doses d'azote. On remarque que les mélanges graminées-légumineuses présentent une bonne production d'énergie et de protéines comparativement aux graminées pures. En effet, pour une même production d'énergie, les mélanges graminées-légumineuses produisent plus de protéines que le ray-grass pur fertilisé.

Fixation symbiotique des légumineuses

La fixation d'azote par les légumineuses a été estimée par trois méthodes : la méthode de la différence des rendements, l'équivalent engrais et une méthode isotopique.

Par la **méthode de la différence de rendements**, on compare le rendement en azote de parcelles mélangées non fertilisées au rendement en azote de parcelles constituées de ray-grass anglais (RGA) pur également non fertilisées. Cette méthode

$$\begin{aligned} & \text{Rendement N (mélange)} \\ & - \text{Rendement N (RGA)} \\ & \hline & = \text{N fixé par légumineuse} \end{aligned}$$

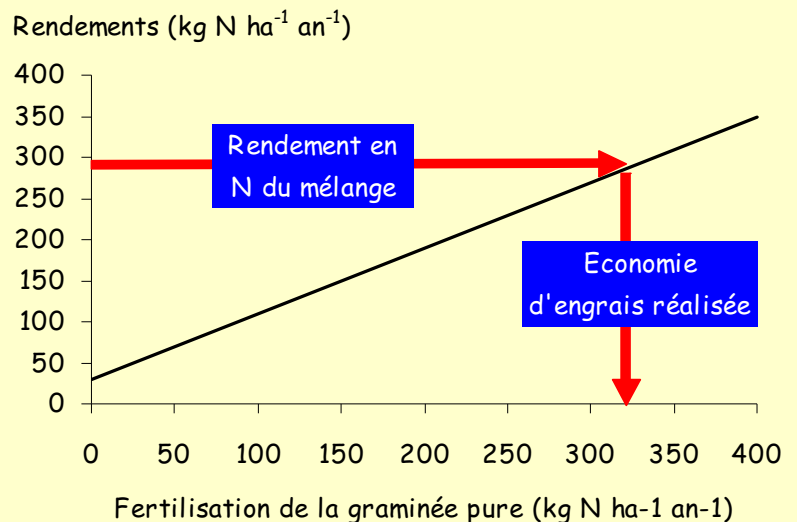
suppose que la graminée pure et le mélange graminées- légumineuses prélèvent la même quantité d'azote du sol. L'augmentation de rendement de la prairie mélangée par rapport à la prairie pure est donc due à la fixation d'azote par la légumineuse.

Cette méthode ignore le fait qu'il existe des différences dans la disponibilité de l'azote du sol résultant de la présence ou non de la légumineuse. Cependant, elle est largement utilisée et présente l'avantage d'être directe et facile à mettre en œuvre.

Le rendement des parcelles à base de dactyle et de luzerne (D+L) est également comparé au rendement des parcelles pures de RGA. On considère en effet qu'en conditions non fertilisées, le RGA et le dactyle ont une absorption d'azote semblable.

L'économie d'engrais réalisée grâce à l'utilisation de légumineuses est déterminée en comparant la réponse d'une prairie mélangée (graminées-légumineuses) à celle d'une prairie pure de graminées où différentes doses d'azote minéral ont été appliquées (figure 15). On estime donc la contribution de la légumineuse sur la prairie en terme d'équivalents engrais minéral.

Figure 15. Principe de la méthode de l'équivalent engrais.



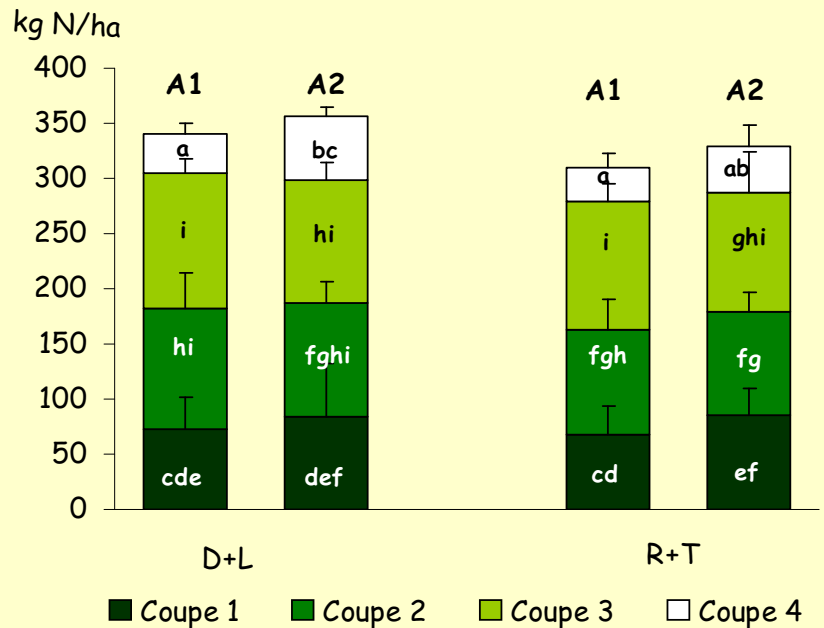
Dans la **méthode isotopique**, le mélange légumineuses-graminées est fertilisé, via le sol, avec de faibles quantités (100 kg/ha.an) d'azote marqué (N^{15}). La graminée et la légumineuse sont ensuite triées et analysées séparément par spectrométrie de masse. Le pourcentage d'N fixé par la légumineuse est calculé selon l'équation présentée à la figure 16. En connaissant la quantité totale d'N dans la légumineuse, il est possible de calculer la quantité d'N fixée par la légumineuse.

Figure 16. Principe de la méthode isotopique.

$$N_{\text{fixé}} (\%) = 1 - \frac{N^{15} \text{ en excès dans la légumineuse}}{N^{15} \text{ en excès dans la graminée}} \times 100$$

Tant pour le trèfle violet que pour la luzerne, la fixation évolue au cours du temps : elle est faible au printemps, maximale durant la période estivale puis diminue pour revenir à des niveaux plus faibles, comparables à la fixation de printemps (figure 17). En effet, plantes d'origine méditerranéenne et d'Asie centrale, ces deux légumineuses ont des besoins en chaleur

Figure 17. Estimation de la fixation des mélanges à base de légumineuses par la méthode de la différence de rendements.



élevés ; leur croissance est proportionnellement plus forte en été que celle du ray-grass anglais. De plus, au printemps, on observe un pic de minéralisation de l'azote organique du sol important qui pourrait limiter la fixation symbiotique. La minéralisation ralentit après la première coupe. En été, lorsqu'il fait sec, la légumineuse est favorisée du fait de son système racinaire profond.

Au cours d'une année, la quantité d'azote fixé par la légumineuse est significativement plus élevée en deuxième et troisième coupe par rapport à la première et dernière coupe (figure 17). Ceci est la conséquence du démarrage plus lent en début de saison (par rapport à la graminée associée) et à la production plus faible de fin de saison des légumineuses.

Les associations de légumineuses avec des graminées permettent des fixations d'azote de 250 à 400 kg/ha.

En 2000, 2001 et 2002, le TV a fixé en moyenne 269, 342 et 311 kg N/ha.an et la luzerne 292, 338 et 347 kg N/ha.an quand on calcule la fixation par différence de rendements en N (tableau 8). On aurait dû appliquer plus de 340 kg pour 8 parcelles en 2000 et plus de 400 kg d'engrais azoté en 2001 et 2002 pour obtenir le

Partie 4 : Intérêt des prairies temporaires à base de légumineuse

même rendement en N que les mélanges graminées-légumineuses si l'on se réfère à la méthode de l'équivalent engrais. Des valeurs de fixation intermédiaires sont obtenues en utilisant la méthode isotopique. Selon cette méthode le trèfle violet fixe 317 et 391 kg N/ha en 2001 et 2002. Des niveaux aussi élevés en Moyenne Belgique sont probablement la conséquence des sols à faibles contenus en matière organique, caractéristiques de cette région.

Tableau 8. Quantités d'N fixées estimées par les 3 méthodes et économie financière réalisée. Les répétitions sont indiquées entre parenthèses.

Méthode	Espèces	Fixation (kg N ha ⁻¹)			Economie financière (€ ha ⁻¹)		
		2000	2001	2002	2000	2001	2002
Différence de rendements	Trèfle violet	269 (8)	342 (16)	311 (12)	49	62	56
	Luzerne	292 (4)	338 (12)	347 (12)	53	61	63
Equivalent engrais	Trèfle violet	340 (8)	>400 (16)	>400 (12)	62	73	73
	Luzerne	>400 (4)	>400 (12)	>400 (12)	73	73	73
N ¹⁵	Trèfle violet	-	317 (4)	391 (4)	-	57	71

Les économies financières réalisées ont été calculées avec un prix de base de l'engrais azoté (35 % N) de 181,26 euros/t. Ces économies sont de l'ordre de 50 ou 70 euros/ha selon la méthode utilisée pour estimer la fixation d'azote. Cette estimation ne tient pas compte des économies d'engrais pour les cultures qui suivent la prairie temporaire à base de légumineuses dans la rotation.

Les méthodes d'estimation de la fixation symbiotique par les légumineuses utilisées ont chacune des désavantages. Rappelons que la méthode de la différence de rendements suppose que la graminée pure et le mélange graminée - légumineuse prélèvent la même quantité d'azote du sol. Cette méthode ignore le fait qu'il existe des différences dans la disponibilité de l'azote du sol résultant de la présence ou non de la légumineuse. D'autre part, en utilisant la méthode de l'équivalent engrais on peut surestimer la quantité réelle d'N fixée par la légumineuse. En effet, une fertilisation azotée importante de 400 kg/ha peut réduire de manière significative la quantité d'N prélevée du sol par le ray-grass. La quantité d'N venant du sol dans le mélange serait alors plus élevée que dans le ray-grass pur. Enfin, l'application d'une dose de 100 kg N/ha sur le mélange graminée - légumineuse lors de l'estimation par la méthode isotopique peut influencer la fixation d'azote par la légumineuse.

Ces trois méthodes doivent donc être considérées comme des moyens d'estimation complémentaires plutôt que des moyens de mesure absolus de la fixation symbiotique.



Conclusions

Des résultats de ces essais, il apparaît clairement que la présence de légumineuses en proportion suffisante procure des avantages considérables sur le plan de la qualité du fourrage résultant de l'association, tout en assurant une production de matière sèche importante rivalisant avec celle d'une graminée pure fertilisée. La matière sèche produite par les mélanges est, de plus, mieux répartie sur la saison.

L'estimation de la fixation symbiotique varie selon la méthode d'estimation utilisée (différence de rendements, équivalent engrais, méthode isotopique), mais en moyenne, des valeurs de fixation très élevées de l'ordre de 340 kg/ha et 360 kg/ha pour, respectivement, le trèfle violet et la luzerne ont été mises en évidence dans nos essais de Moyenne Belgique. Les mélanges à base de légumineuses sont donc d'un grand intérêt en termes de réduction de la fertilisation azotée et de production de protéines et permettent de réduire les coûts à l'échelle de la ferme, grâce à la fixation symbiotique d'azote.

Au niveau agronomique, il est capital de conserver une proportion assez importante de légumineuses dans les mélanges afin de conserver les avantages en terme de production et de qualité. Or, les plus gros problèmes rencontrés avec ces cultures sont liés à la persistance, à la récolte et à la conservation des fourrages. Ces problèmes constituent donc les défis majeurs à l'utilisation des légumineuses dans la pratique.

5

Transfert de fertilité dans les rotations prairies/cultures



Les prairies temporaires de fauche constituent une culture protectrice de la qualité des nappes aquifères pendant que le couvert est installé. Au moment de la destruction de ces prairies, de grandes quantités de matières organiques peuvent être rapidement minéralisées. Des précautions doivent être prises pour éviter les pertes de nitrate par lessivage. De plus, une meilleure connaissance des paramètres qui influencent la minéralisation devrait permettre aux agriculteurs d'économiser des engrais azotés.

L'objectif de cette partie est de déterminer la quantité d'azote disponible dans le sol pour une céréale après destruction et retournement d'une prairie temporaire, d'étudier le devenir de l'azote appliqué grâce à l'utilisation d'azote marqué N^{15} , et de quantifier l'effet de l'âge de la prairie temporaire sur la disponibilité d'azote pour la culture qui suit dans la rotation.

Dispositif expérimental

Chaque année, depuis 1999, une prairie a été semée (tableau 9). Ce dispositif a permis en 2003 de détruire des couverts de prairies temporaires âgées de un, deux, trois et quatre ans et de suivre l'effet sur le rendement de la culture suivante.

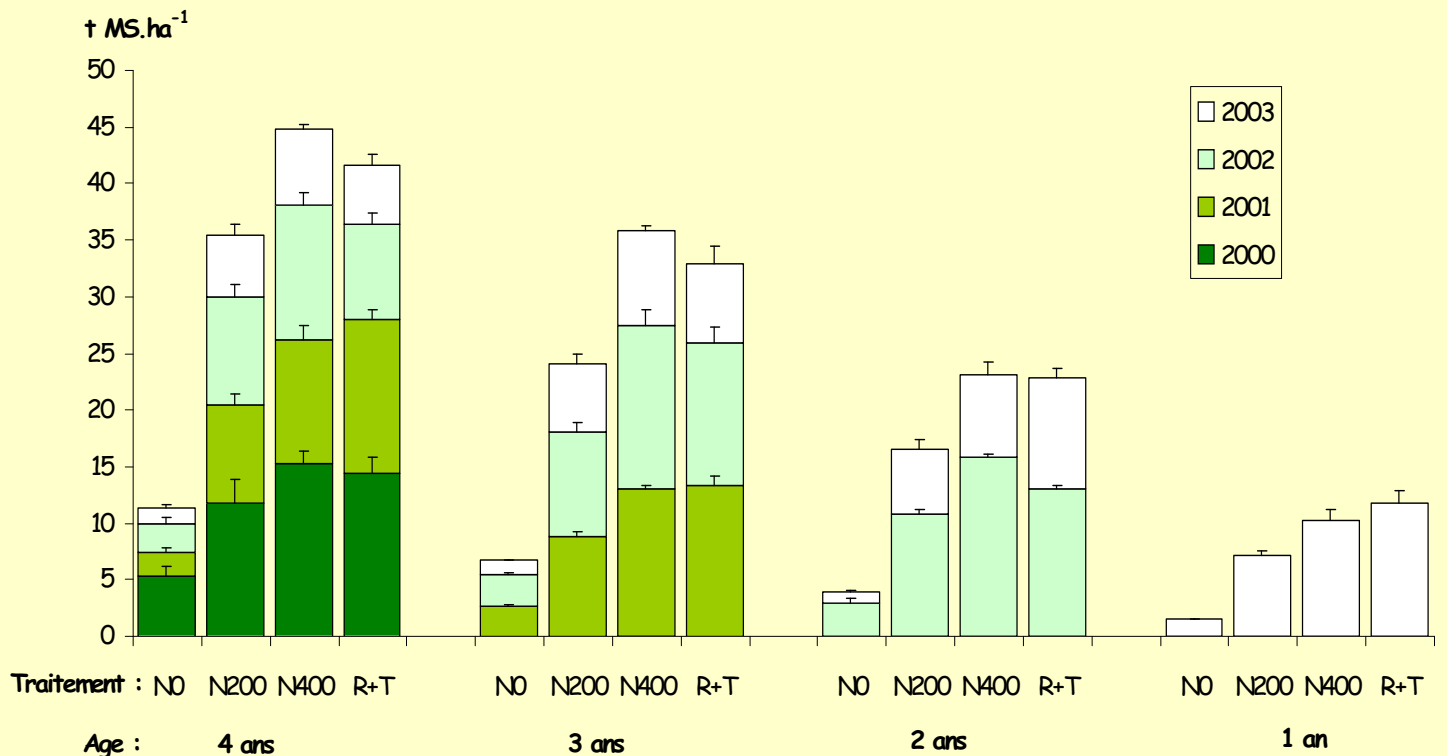
Tableau 9. Dispositif expérimental.

Parcelles	Années					
	1999	2000	2001	2002	2003	2004
1	Semis	A1	A2	A3	A4	Céréale
2		Semis	A1	A2	A3	Céréale
3			Semis	A1	A2	Céréale
4				Semis	A1	Céréale

Rendement de la prairie

La production de MS des parcelles de ray-grass semées en 1999 diminue après la première année d'exploitation mais se maintient la seconde et la troisième année. Les rendements en MS et en N des parcelles de R+T se maintiennent durant les deux premières années de culture. Par contre, dès l'année A3 (site semé en 1999), une chute brutale des rendements de l'association est observée, reflétant un manque de pérennité du trèfle violet (figure 18). Les faibles rendements observés en année 2003 sont la cause de la faible production estivale due à la sécheresse prononcée durant cette période.

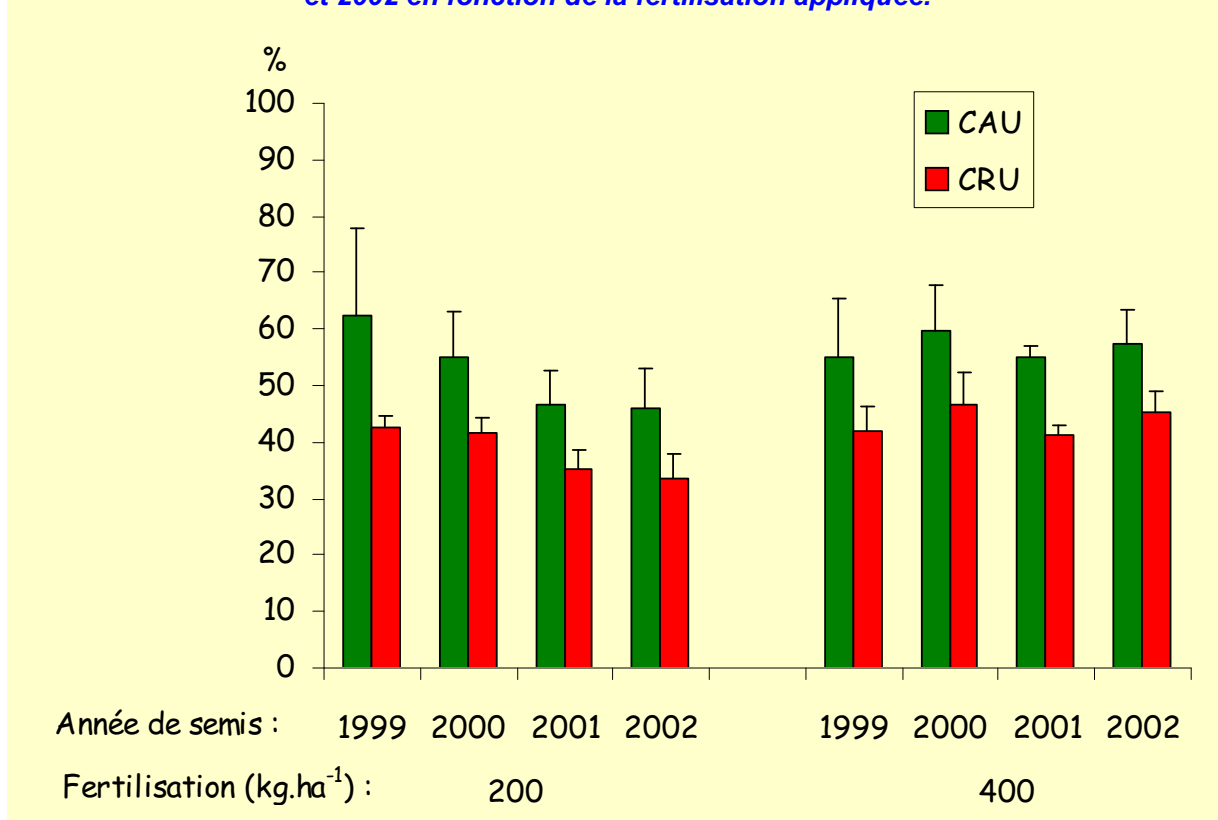
Figure 18. Rendements annuels cumulés en matière sèche (t/ha) des années 2000, 2001, 2002 et 2003 des sites semés en 1999 (4 ans), 2000 (3 ans), 2001 (2 ans) et 2002 (1 an).



Coefficient d'utilisation de l'engrais

Le coefficient réel d'utilisation de l'engrais -CRU: défini dans la partie 2- (figure 19) et la quantité d'N exporté et provenant du sol (données non présentées) augmentent lorsque la fertilisation appliquée augmente. Ce phénomène, déjà observé dans la partie 2, suggère un effet d'ANI (added nitrogen interaction).

Figure 19. CAU (%) et CRU (%) cumulés des parcelles des sites semés en 1999, 2000, 2001 et 2002 en fonction de la fertilisation appliquée.



Nitrate

Les quantités de nitrate dans le sol sur une profondeur de 90 cm sont en général inférieures à 50 kg N-NO₃/ha lors du retournement de la prairie (figure 20). Quel que soit l'âge de la prairie, les traitements 0, 200 et R+T présentent des quantités de nitrate inférieures à 10 kg N-NO₃/ha. Le traitement N400 des prairies âgées de 2 et 4 ans présente par contre des profils plus chargés avec, respectivement, 40 et 70 kg/ha. Ceci peut s'expliquer par la forte dégradation du couvert de ces parcelles à la

Figure 20. Quantité de nitrate présent dans le sol (0 à 90 cm) au retournement de la prairie et au début de la céréale pour les différents traitements des prairies d'âges différents.

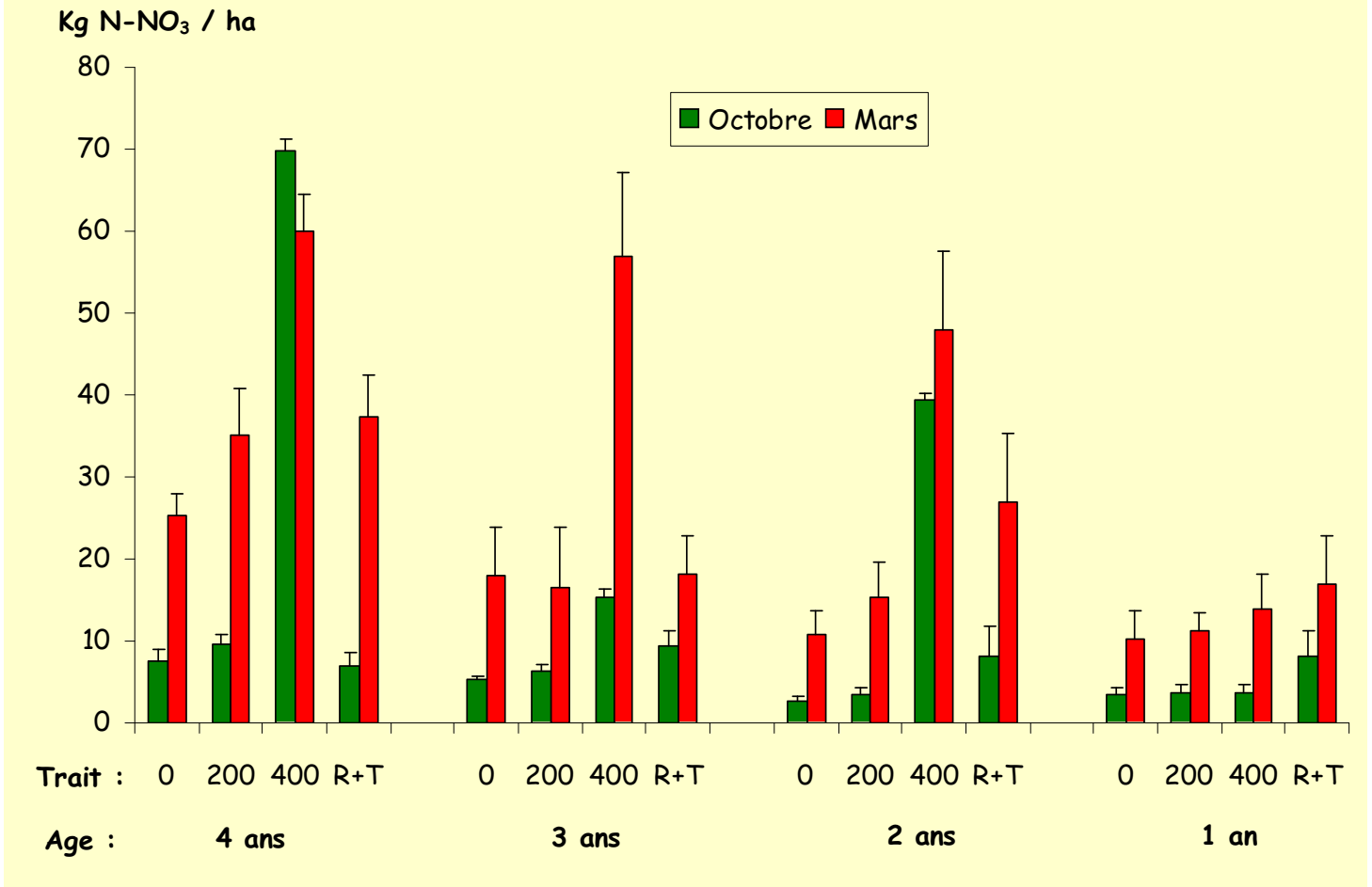
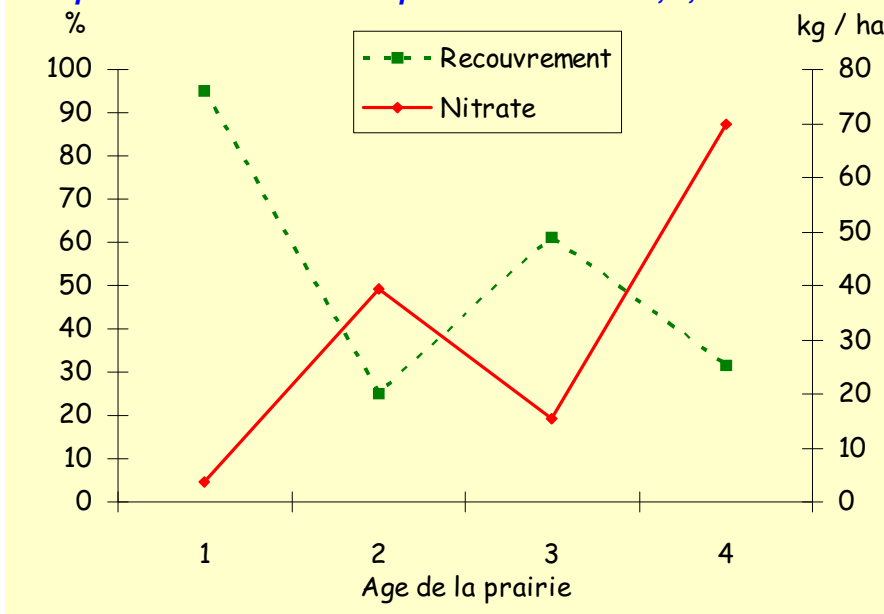


Figure 21. Relation entre la couverture au sol du ray-grass (estimée visuellement en janvier 2003) et les quantités de nitrates dans un profil de 90 cm dans les parcelles N400 de 1, 2, 3 et 4 ans.



sortie de l'hiver 2003 (figure 21). Aucune différence significative n'est observée entre les traitements R+T des prairies d'âges différents. A la sortie de l'hiver (mars 2004) les profils sont significativement plus chargés en nitrate par rapport aux profils d'octobre (sauf pour le

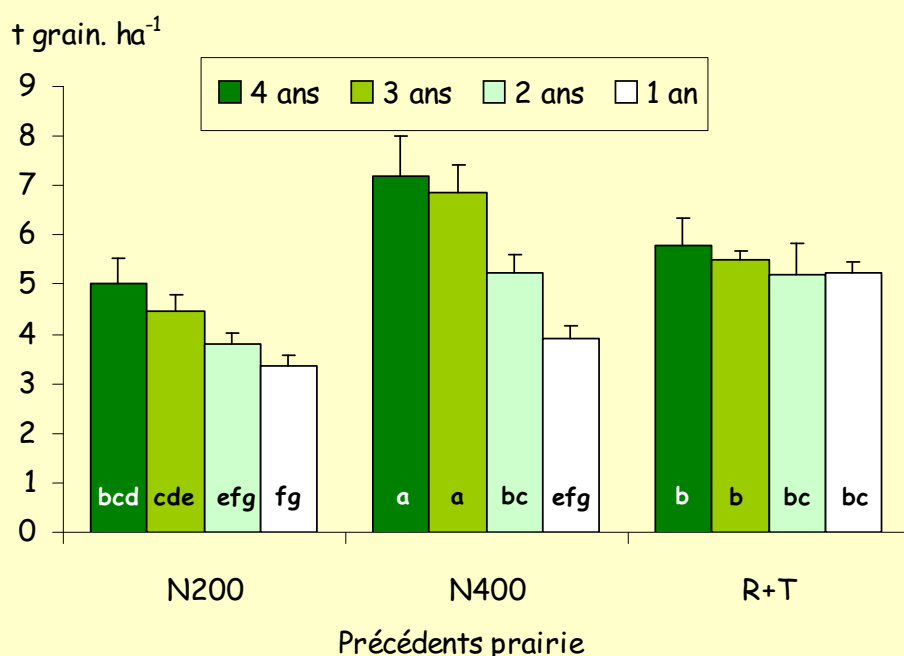
traitement 400N des prairies âgées de 2 et 4 ans).

Il apparaît à la figure 20 que l'âge de la prairie a peu d'effet sur la quantité de nitrate mesurée au retournement. En effet, les variabilités des teneurs s'expliquent principalement par les différences de recouvrement du ray-grass dans les parcelles.

Rendement de la céréale

Le rendement en grain de la céréale cultivée sur les anciennes parcelles à base de trèfle violet est similaire, quel que soit l'âge de la prairie (figure 22), aux rendements obtenus avec la céréale de référence fertilisée à 50 kg N/ha (5,4 t grain/ha). Les rendements en grain du froment non fertilisé semé après 4 années de prairie 200N

Figure 22. Rendement en MS (t grain/ha) et analyse statistique ($\alpha = 0,05$) après les différents traitements prairie.

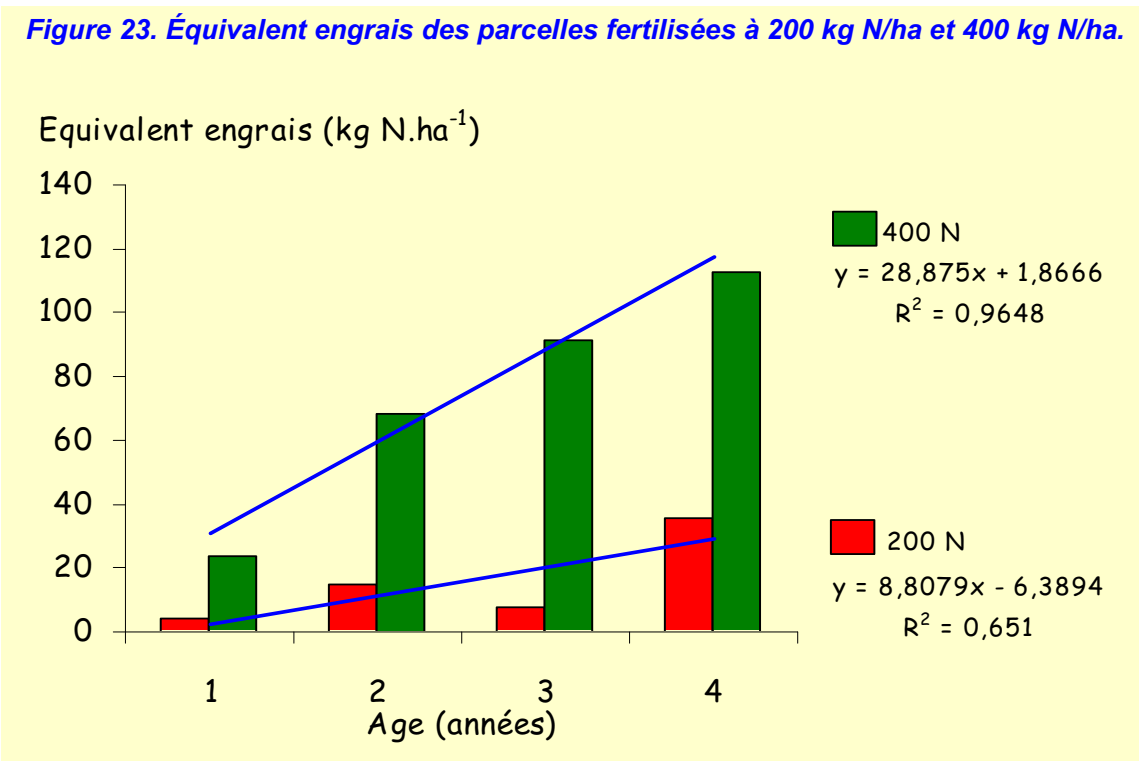


sont semblables aux rendements obtenus avec la céréale de référence fertilisée à 50 kg N/ha. Pour les prairies les plus jeunes (1, 2 et 3 ans) aucune différence significative n'est observée entre les rendements de la céréale semée sur les anciennes prairies 200N et la céréale non fertilisée de référence. Les rendements en grain du froment non fertilisé cultivé après prairies fertilisées à raison de 400 kg N/ha.an âgées de 3 et 4 ans sont semblables à ceux obtenus avec la céréale de référence fertilisée à 100 kg N/ha.an (6,8 t grain/ha), tandis que les rendements de blé après 2 et 1 an de prairie fertilisée à 400 kg N/ha.an sont semblables, respectivement, au froment de référence fertilisé à 50 kg N/ha.an et sans

fertilisation azotée. Pour les précédents prairie 200 et 400N, les rendements en grain augmentent avec l'âge de la parcelle (figure 22).

L'économie d'engrais azotés réalisée lors de la culture de la céréale après la culture de la prairie temporaire est représentée à la figure 23. Après 4 années de prairie temporaire, les parcelles fertilisées à 200 et 400 kg N/ha.an permettent une économie d'engrais de 36 et 113 kg N/ha lors de la culture de la céréale (figure 23). Pour les anciennes parcelles 400N, l'économie d'engrais augmente d'approximativement 29 kg/ha pour chaque année supplémentaire de prairie.

Figure 23. Équivalent engrais des parcelles fertilisées à 200 kg N/ha et 400 kg N/ha.





Conclusions

Sous un couvert de prairie temporaire, la matière organique s'accumule dans les racines, les chaumes et le sol. Au retournement de la prairie, il y a minéralisation de cette matière organique dans la couche supérieure du sol. La culture qui suit la prairie peut bénéficier de l'azote minéralisé, ce qui permet de diminuer la fertilisation minérale pour obtenir un même niveau de rendement. La quantité d'azote disponible pour la culture suivante de la rotation augmente avec l'âge de la prairie. L'économie d'engrais réalisée peut aller jusqu'à 113 kg N/ha pour une prairie âgée de 4 ans et fertilisée à 400 kg N/ha. Cependant les rendements de la céréale observés dans nos expériences ne sont pas significativement différents après la prairie de 3 ans et celle de 4 ans. Johnston *et al.* (1994) recommandent de limiter la durée de vie de la prairie à 3 ans pour pouvoir bénéficier d'un effet azote optimal sur la céréale qui suit.

L'introduction d'une prairie temporaire à base de trèfle violet dans la rotation serait d'une grande valeur en agriculture biologique. En effet, les résultats de cette étude mettent en évidence des rendements du blé en grain allant jusqu'à 5,8 t/ha alors que la production moyenne dans la même région se situe autour de 5,0 t/ha. En agriculture conventionnelle, la fertilisation du froment pourrait être réduite de 63 kg/ha après une prairie à base de trèfle violet. A l'inverse des prairies à base de ray-grass pur fertilisé, l'âge des prairies à base de trèfle violet n'a pas d'effet significatif sur la quantité d'N disponible pour la culture suivante de la rotation.

La mise en place d'une rotation de cultures fourragères incluant la prairie temporaire de fauche et l'application d'une fertilisation azotée raisonnée est d'un intérêt conséquent en termes économiques et environnementaux.

6

Comparaison du risque de lessivage de nitrate sous prairie temporaire et maïs



La culture du maïs fourrager a connu depuis ces vingt dernières années un succès grandissant en Belgique. Elle occupait en 2004 près de 166 045 ha dont 55 226 ha en Wallonie, soit 7 % de la SAU wallonne. Différents facteurs peuvent expliquer l'engouement pour cette plante : sa facilité de culture, ses rendements élevés, sa facilité de récolte et de conservation ainsi que son ingestion de MS élevée par les animaux d'élevage. Grâce à ses fortes capacités de croissance, le maïs peut mobiliser des quantités importantes d'azote, mais seulement pendant une période de temps limitée. De ce fait, les pertes d'azote par lessivage peuvent être très importantes durant l'interculture, mais également au printemps car l'absorption par le maïs ne devient importante que tardivement, lorsqu'il a atteint le stade 8 feuilles. La prairie temporaire de fauche constitue par contre une culture protectrice de la qualité des nappes aquifères pendant que le couvert est installé. Dans les exploitations agricoles, le maïs reçoit souvent de grandes quantités d'effluents organiques en plus de la fertilisation minérale. Cette pratique engendre des risques importants de lessivage de nitrate.

L'objectif de cette partie est de comparer l'impact d'une culture de maïs et celui d'une prairie temporaire sur le lessivage du nitrate, en respectant les bonnes pratiques agricoles.

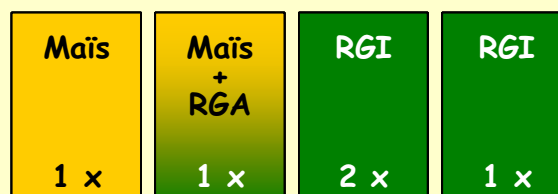
Matériel et méthodes

L'essai détaillé à la figure 24 a été suivi pendant deux années.

Sur chaque parcelle, de l'engrais azoté minéral a été épandu en complément de l'engrais organique. La fertilisation a été calculée par la méthode du bilan prévisionnel pour un objectif de rendement de 17 tonnes de matière sèche par hectare et par an pour le maïs et de 16 tonnes de matière sèche par hectare

et par an pour le RGI. Les quantités appliquées sont indiquées au tableau 10. Un coefficient d'utilisation de l'azote (0,5 pour le lisier de bovin et 0,6 pour le lisier de porc) a été pris en compte dans la fertilisation organique mentionnée dans le tableau 10.

Figure 24. Schéma de l'essai.



RGA : *Lolium perenne*

RGI : *Lolium multiflorum*

1x : fertilisation organique annuelle en 1 fraction

2x : fertilisation organique annuelle en 2 fractions

Tableau 10. Fertilisations azotées organiques et minérales (kg N/ha) appliquées sur les différents couverts.

Parcelle	N organique		N minéral		N total	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001
Maïs	162	183	90	40	252	223
RGI 1x	48	183	335	220	383	403
RGI 2x	24 + 70	95 + 88	315	220	409	403

Des profils de nitrate (sur une profondeur de 1.5 m) ont été réalisés en début de saison sur les parcelles destinées au RGI et au maïs, afin d'estimer le reliquat azoté présent dans le sol au début de l'expérience. En fin de saison (2000 et 2001), de nouveaux profils ont été réalisés pour comparer le risque de pollution engendré par ce type de couvert.

Rendements annuels en matière sèche et en azote

L'application de la fertilisation a permis d'obtenir de bons rendements aussi bien en maïs qu'en prairie. Les rendements sont supérieurs aux rendements fixés pour le calcul de la fertilisation raisonnée. Aucune différence significative n'apparaît entre le traitement maïs seul et le traitement maïs + RGA. Seule la moyenne des rendements de ces deux traitements est présentée aux figures 25 et 26. Les rendements en N du RGI de l'année A2 (2001) sont en moyenne inférieurs de 22 % par rapport à ceux de l'année A1. Les exportations d'azote varient de 288 à 356 kg N/ha.an.

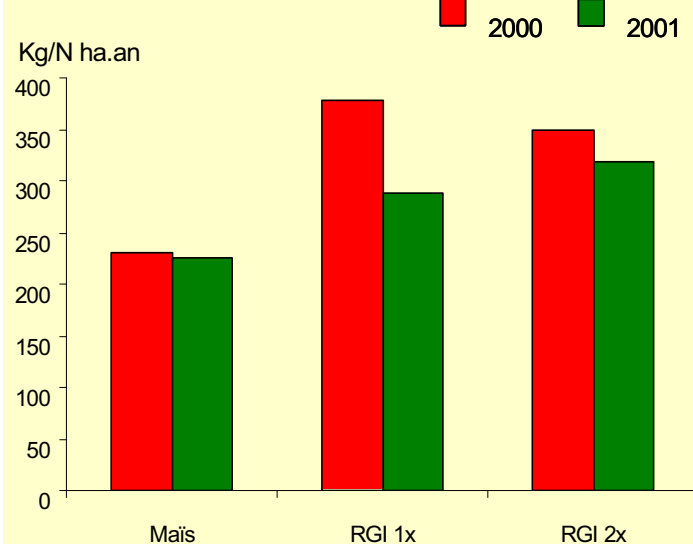
Les exportations d'azote sont presque équivalentes aux importations d'azote organique et minéral pour la culture de maïs (22 et -3 kg N/ha de

différence pour 2000 et 2001) (tableau 11). Le profil contient cependant beaucoup d'azote en novembre à cause de la minéralisation automnale de l'engrais organique et de l'humus. En ce qui concerne le RGI, la différence entre les importations et les exportations (toutes deux beaucoup plus importantes que dans le cas du maïs) peut

Figure 25. Rendements annuels en t MS ha⁻¹ des couverts de maïs et de ray-gras italien (RGI) pendant les deux années de cultures (2000 et 2001).



Figure 26. Rendements annuels en kg N ha⁻¹ des couverts de maïs et de ray-gras italien (RGI) pendant les deux années de cultures (2000 et 2001).



Partie 6 : Comparaison du risque de lessivage de nitrate sous prairie temporaire et maïs

être plus ou moins grande (43 kg N/ha.an en 2000 et 99 kg N/ha.an en 2001 en moyenne pour les traitements RGI 1x et RGI 2x), mais les profils d'azote sont toujours faibles. Cela est dû au fait que l'azote en excès est soit utilisé par les bactéries du sol pour former de l'humus à partir des matières mortes (feuilles et racines) produites par le ray-grass, soit absorbé par le RGI lui-même au cours de l'automne.

Tableau 11. Bilan de la fertilisation, des exportations en N (kg N/ha.an) et profils azotés après culture (kg N/ha). Les exportations ont été calculées avec une teneur moyenne en N de 1,25 %.

			Maïs		RGI 1x		RGI 2x	
			2000	2001	2000	2001	2000	2001
Fertilisation (kg N ha ⁻¹) :	Organique	(a)	162	183	48	183	24 + 70	95 + 88
	Minérale	(b)	90	40	335	220	315	220
Fertilisation totale (kg N ha ⁻¹)		(c = a + b)	252	223	383	403	409	403
Exportations totales (kg N ha ⁻¹)		(d)	230	226	356	288	350	319
Bilan d'azote		(c-d)	22	-3	27	115	59	84
Profil en novembre			92	65	2	7	2	18

Profils de nitrate

Tableau 12. Évolution des teneurs en nitrate (kg N-NO₃/ha) dans un profil de 1,5 m des essais 2000 et 2001.

Couverts	Début expérience	Fin expérience	Début expérience	Fin expérience	mars 2002
	avril 2000	novembre 2000	avril 2001	novembre 2001	
Maïs	19	76	74	78	58
Maïs + RGA	19	108	77	52	36
RGI 1x	19	2	7	7	2
RGI 2x	19	2	6	18	3

La quantité de nitrate restant dans le sol à la fin de la saison, sur une profondeur de 1,5 m, est nettement plus élevée dans les parcelles de maïs que dans les parcelles de prairie (tableau 12) malgré des bilans azotés inférieurs (tableau 11). Ces résultats démontrent le risque important de pollution des nappes aquifères engendré par les cultures de maïs et le rôle protecteur des prairies temporaires de fauche contre le lessivage du nitrate. Ces dernières ont pendant leur saison de

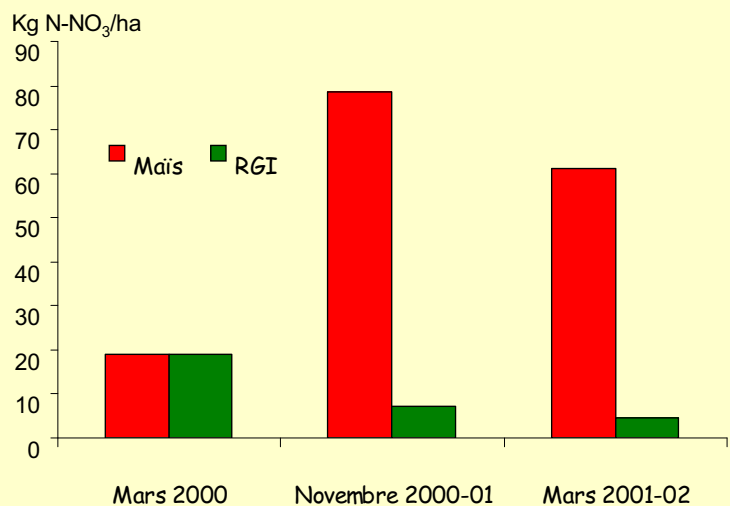
croissance absorbé la quasi totalité du nitrate présent dans le sol. Le fractionnement du lisier n'a eu aucun effet sur les quantités de nitrate retrouvées dans le profil.

Compte tenu de l'évolution des besoins en azote du maïs durant sa période de croissance, cette culture peut absorber l'azote produit par la minéralisation de la matière organique du sol entre juin et septembre. Cependant, si le sol reste nu pendant tous les mois d'automne et d'hiver, l'azote restant dans le sol à ces périodes a de fortes chances d'être lessivé et de contribuer à la pollution nitrique des nappes aquifères. La durée de sol nu en interculture doit donc être réduite le plus possible.

L'utilisation de cultures pièges à nitrate est un des moyens pour diminuer la quantité de nitrate susceptible d'être lessivé. Cependant, dans notre essai, l'installation d'un couvert de RGA en sous-étage du maïs n'a pas réduit, de manière significative, les quantités de nitrate présentes dans le profil. En 2000, le sous-semis de RGA ne s'est pas bien installé et n'a donc pas pu absorber de nitrate. Par contre, en 2001, la quantité de nitrate présente sur une profondeur de 1,5 m a diminué pour les parcelles de maïs présentant un sous-étage de RGA, alors que pour les parcelles de maïs pur aucune différence n'a été observée. L'hiver doux 2000-2001 a permis au sous-semis de RGA de reprendre sa croissance et par conséquent d'absorber une partie du nitrate encore présent dans le sol.

La figure 27 regroupe les données des traitements RGI et du maïs seul. On remarque la différence nette de risque de lessivage de nitrate entre la culture de maïs et la prairie temporaire. Ces résultats confirment bien les reliquats mesurés après maïs entre 1996 et 2001 dans

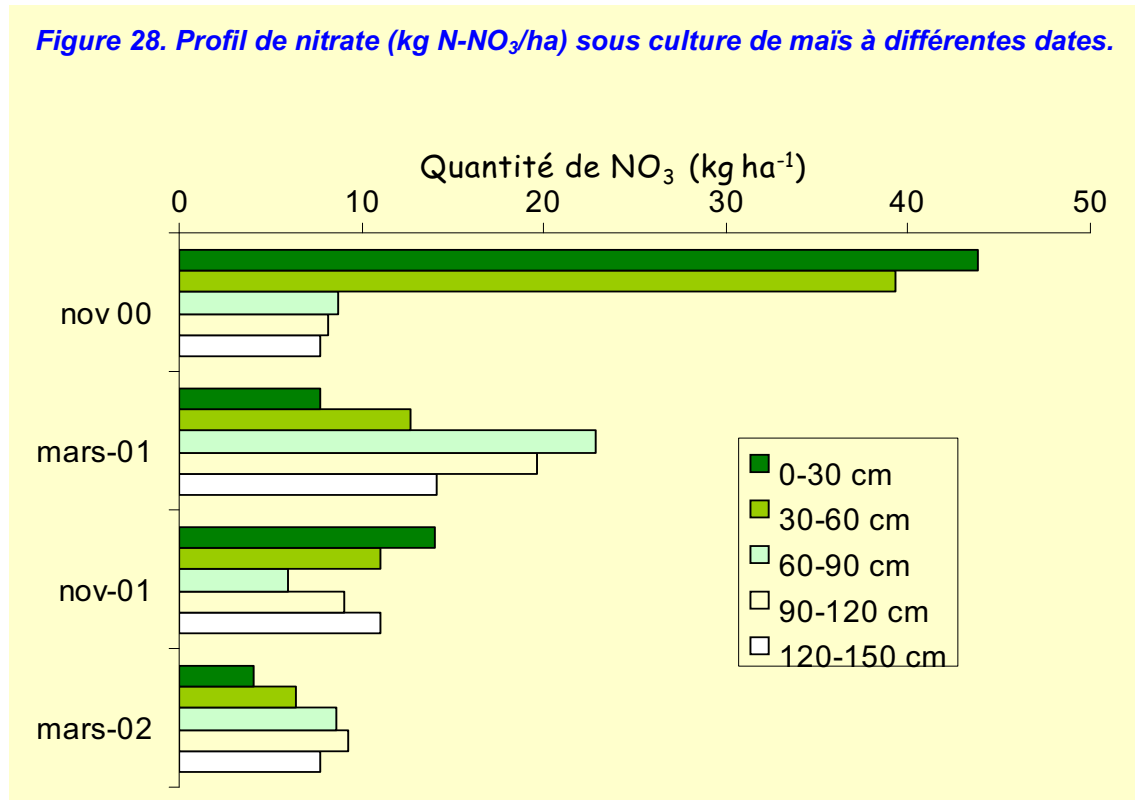
Figure 27. Teneurs en nitrate (kg N-NO₃/ha sur 1.5 m de profondeur) sous les parcelles de maïs et de RGI. Moyenne des années 2000 et 2001.



différents endroits de Moyenne Belgique (CIPF, 2002 ; Oost *et al.*, 2001). Pour une fertilisation semblable à celle appliquée dans cette expérience, des reliquats de 86 à 178 kg N/ha furent mesurés par ces auteurs, avec une moyenne de plus de 100 kg N/ha sur un profil de 1,5 m. Des reliquats du même ordre de grandeur (moyenne de 92 kg N/ha en 2000 sur un profil de 1,5 m) ont été mesurés par le projet « Prop'eausable » dans 10 fermes pilotes (Lambert *et al.*, 2002). Néanmoins, avec une fertilisation raisonnée pendant plusieurs années, il est possible d'obtenir des reliquats plus faibles après maïs.

La figure 28 montre la répartition sur un profil de 1,50 m de nitrate sous culture de maïs (les deux années d'essai y sont représentées) à différentes dates. On remarque qu'une grande partie du nitrate a migré en dessous de 60 cm entre novembre 2000 et mars 2001. Cette migration de nitrate s'effectue aussi en hiver 2001, mais dans une moindre mesure puisque la quantité de nitrate présente dans le profil en novembre 2001 était beaucoup plus faible dans les deux couches supérieures qu'en novembre 2000.

Figure 28. Profil de nitrate (kg N-NO₃/ha) sous culture de maïs à différentes dates.





Conclusions

Dans le contexte d'une agriculture durable, il n'est plus autorisé de négliger l'impact de la fertilisation azotée du maïs. Souvent, la combinaison entre l'apport d'une fumure organique raisonnée et un apport d'azote minéral complémentaire au semis en faible quantité permet d'atteindre le rendement optimum, mais ne permet pas d'obtenir un profil azoté après récolte acceptable pour l'environnement. Il semble très difficile avec une culture de maïs d'obtenir, après 1 année, des reliquats inférieurs à 80 kg N/ha, même lorsqu'une fertilisation raisonnée est appliquée (Frankinet *et al.*, 2001 ; Lambert *et al.*, 2002). Nos résultats vont également dans ce sens. Une solution au niveau des exploitations serait donc de préférer l'installation de plus de prairies temporaires par rapport à la surface semée en maïs. Celles-ci présentent en effet, peu de risque de pollution au niveau du lessivage de nitrate pendant leur durée d'existence. Lors de la destruction, les risques de lessivage peuvent être limités par un retournement de printemps et par l'installation d'une culture exigeante en N comme la betterave après la prairie. De plus, la prairie temporaire est une très bonne source de protéines qui peuvent remplacer l'achat de concentrés nécessaires pour compléter les rations à base de maïs.

Les prairies temporaires à base de ray-grass anglais exploitées en régime de fauche peuvent être conduites de manière très intensive pour obtenir une production fourragère importante (jusqu'à 16 t MS/ha.an). Sur sols cultivés de la région limoneuse, la production, en matière sèche ou en azote, du couvert de ray-grass répond à l'augmentation de la fertilisation azotée jusqu'à des valeurs très élevées (450 kg N/ha). Cependant, la rentabilité des productions bovines implique la production de fourrages à faibles coûts. Les cultures fourragères doivent donc être gérées de manière à atteindre un optimum économique différent du rendement maximum. La fertilisation azotée doit par conséquent être mieux raisonnée dans le cadre d'une réduction des coûts de production et des pollutions.

Le raisonnement de la fertilisation azotée doit notamment prendre en compte les disponibilités en éléments nutritifs au niveau du sol. Or, les quantités d'azote minéralisé sont variables d'un sol à l'autre et difficiles à estimer. Parmi les méthodes testées, seule la méthode d'extraction des nitrates au CaCl_2 fournit des résultats probants concernant l'azote potentiellement minéralisable. Les quantités d'azote disponible dépendent principalement des conditions pédo-climatiques, mais également du niveau d'intensification de la culture fourragère. En effet, les mesures réalisées avec l'azote marqué (N^{15}) ont conduit à des coefficients d'utilisation de l'engrais de l'ordre de 50 à 60 %. Ceci indique que la fertilisation contribue à la croissance de la graminée prairiale par un apport direct d'éléments minéraux, mais également par un effet indirect en favorisant la disponibilité de l'azote au niveau du sol (Added Nitrogen Interaction).

L'indice de nutrition azotée (INN) est un paramètre qui représente le

statut de la nutrition azotée de la plante. Cet indice peut être estimé par la teneur en azote de la partie supérieure du couvert, appelée canopée. Ainsi, la détermination de la teneur en azote de la canopée permettrait d'obtenir facilement et rapidement une vision dynamique de la nutrition minérale des prairies et par conséquent, d'évaluer les quantités d'azote disponible dans le sol. Cependant, les résultats ne conduisent pas à une relation significative entre l'azote potentiellement minéralisable mesuré par les incubations anaérobies et l'INN.

La synthèse industrielle des engrais azotés nécessite beaucoup d'énergie (fossile) et contribue donc de manière non négligeable à l'augmentation des gaz à effet de serre par émission de CO₂. Les légumineuses fourragères peuvent constituer une alternative à cette utilisation d'énergie. En effet, la fixation symbiotique de l'azote par les légumineuses fourragères permet de réaliser des économies d'engrais, sans diminution des rendements. Des fixations de l'ordre de 260 à 400 kg N/ha.an ont été estimées pour des mélanges dactyle/luzerne et ray-grass anglais/trèfle violet dans les essais de Moyenne Belgique. Une partie de cet azote fixé est disponible directement pour la graminée associée et les mélanges permettent d'atteindre des niveaux de productions de 15 t MS/ha.an sans aucune fertilisation azotée additionnelle. Les fourrages provenant d'une prairie temporaire composée de graminées et de légumineuses présentent également une valeur nutritive meilleure que celle d'un ensilage de ray-grass pur. L'utilisation des légumineuses en mélange avec une graminée permettrait donc la réduction de l'utilisation d'énergie fossile et des achats de concentrés pour l'alimentation des bovins. Cependant, des problèmes liés à la persistance, à la récolte et à la conservation sont autant de limites à l'utilisation des légumineuses dans la pratique. D'autres études devront donc être mises en place pour tenter de solutionner ces problèmes, ce qui permettrait de vulgariser et promouvoir au mieux l'utilisation des légumineuses en mélange. Le recours aux trèfles violets de longue durée (Mattenklee) permettrait d'installer des prairies temporaires pour trois ans. La manipulation des plasmides pour modifier la spécificité entre la légumineuse et les bactéries du genre *Rhizobium* permettrait d'améliorer la fixation symbiotique et donc l'économie d'engrais.

La prairie temporaire est intéressante pour la gestion du lessivage des nitrates. La couverture du sol, les exportations importantes d'azote dans le fourrage récolté et la réduction des intrants azotés par l'association des graminées et des légumineuses conduisent à des faibles valeurs (10 à 30 kg N-NO₃/ha) d'azote potentiellement lixiviable sous une prairie temporaire. Par l'amélioration de la structure du sol et les restitutions importantes d'azote, la prairie temporaire constitue un excellent précédent pour des cultures. Toutefois, la place de la prairie temporaire dans la rotation doit être réfléchie afin de ne pas perdre ses avantages environnementaux. En effet, sous un couvert de prairie temporaire, la matière organique s'accumule dans les racines, les chaumes et le sol. Le retournement de la prairie s'accompagne d'une minéralisation intense de cette matière organique et du nitrate (10 à 50 kg N-NO₃/ha en général) peut ainsi être perdu par lixiviation. La prairie temporaire a donc un effet bénéfique dans la gestion de la pollution par le nitrate pour autant que la culture qui suit puisse récupérer l'azote minéralisé. La quantité d'azote disponible pour la culture suivante de la rotation augmente avec l'âge de la prairie à base de ray-grass anglais. L'économie d'engrais réalisée peut aller jusqu'à 110 kg N/ha après une prairie âgée de 4 ans et fertilisée à 400 kg N/ha.an. Les légumineuses permettent aussi un enrichissement du sol en azote par les résidus laissés par celles-ci. Nous avons estimé une économie d'engrais azoté de l'ordre de 60 kg/ha pour une culture de froment après prairie à base d'un mélange ray-grass anglais/trèfle violet et ce sans aucune influence de la durée d'exploitation de la prairie temporaire.

Finalement, la mise en place d'une rotation incluant la prairie temporaire de fauche et l'application d'une fertilisation azotée raisonnée présente de nombreux intérêts en termes économiques. Les avantages environnementaux de la prairie temporaire ont aussi été largement décrits par rapport au maïs et à la betterave fourragère.

Sommaire



Partie 1 1
Introduction

Nous tenons à remercier tous ceux qui ont contribué à la réalisation de ce projet, en particulier Mesdames O. VOUNAKI et H. de BLANDER et Messieurs D. KNODEN, J.-P. SACRE, C. DECAMPS, O. IMBRECHT, D. BECKER, L. VAN DE STEEN et E. VERMEIREN.

Partie 2 5
Rendement, qualité, économie et environnement

Nous remercions également les équipes de Messieurs J.-P. DESTAIN et D. STILMANT du CRA-W pour leur collaboration au projet.

Partie 3 37
Rationalisation de la fertilisation azotée des prairies temporaires

Notre reconnaissance va également aux membres du comité d'accompagnement du projet Messieurs J. COOSEMANS, G. HOFMAN, P. LEPOIVRE, D. REHEUL, L. CARLIER, J.-L. HERMAN, P. LUXEN et J. POELAERT.

Partie 4 51
Intérêt des prairies temporaires à base de légumineuses

Cette recherche n'aurait pu être entreprise sans le soutien du Ministère des Classes Moyennes et de l'Agriculture—DG6—Service de la Recherche et le maintien de cet appui lors de la reprise du projet par la Direction Générale de l'Agriculture du Ministère de la Région wallonne—Direction Recherche. Nous exprimons notre reconnaissance à Madame A. POURTOIS, conseiller scientifique. C'est grâce à son impulsion et à son aide précieuse que la présente brochure de synthèse a pu être réalisée. Nous tenons également à remercier Messieurs J. WEERTS et J. MAROT.

Partie 5 59
Transfert de fertilité dans les rotations prairies/cultures

Partie 6 67
Comparaison du risque de lessivage de nitrate sous prairie temporaire et maïs

Partie 7 75
Conclusion

Contact

Richard LAMBERT
Université catholique de Louvain
Faculté d'ingénierie biologique,
agronomique et environnementale
Place Croix du Sud 2, bte 24
1348 Louvain-la-Neuve
E-mail: lambert@ecop.ucl.ac.be



Alard D., Guy P., Guillot-Fleury P., Jeannin B. et Guilbot R., 1998. Biodiversité des prairies permanentes : des ressources génétiques à l'approche paysagère.

Andrieu J., Barriere Y. et Demarquilly C., 1999. Digestibilité et valeur énergétique des ensilages de maïs : le point sur les méthodes de prévision au laboratoire. INRA Prod. Anim. 12 (5) : 391-396.

Andrieu J., Beranger C., Crosset-Perrotin M., Demarquilly C., Hoden A., Journet M. et Malterre C., 1970. Le maïs fourrage : valeur alimentaire – utilisation de l'ensilage pour la production de lait et de viande - complémentation. Le document technique de la SCPA.

Bartiaux-Thill N., Biston R., Dardenne P., François E., Théwis A., Gielen M. et Limbourg P., 1985. Mesure de l'ingestion d'herbe par la vache laitière au pâturage au moyen de la méthode des index fécaux. Revue de l'Agriculture n°2. 38 : 317-325.

Bélanger G., Gastal F. and Lemaire J., 1992. Growth analysis of a tall fescue sward fertilized with different rates of nitrogen. Crop Science 32, 1371-1376.

Besnard A. et Le Gall A., 2000. Les cultures fourragères intermédiaires : pièges à nitrates et fourrages d'appoint ? Fourrages 163 : 293-306.

Bibard V., 2000. Mieux utiliser les herbicides pour concilier désherbage et environnement. Fourrages 163 : 253-265.

Bijay-Singh, Ryden J. et Whitehead D., 1989. Denitrification potential and actual rates of denitrification in soils under long-term grassland and arable cropping. Soil Biology & Biochemistry. Vol. 21. N° 7 : 897-901.

Bloc D., 1997. Maïs et environnement. Une dynamique responsable. Perspectives agricoles 221 : 32-39.

Boström U., 1995. Earthworm populations (Lumbricidae) in ploughed and undisturbed leys. Soil & Tillage Research 35 : 125-133.

Bremner J.M., 1965. Nitrogen availability indexes. In "Methods of soil analysis. Par 2. Chemical and Microbiological Properties". Black C.A. (ed). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp.1324-1345.

Bristow A.W., Ryden J.C. and Whitehead D.C., 1987. The fate at several time intervals of ¹⁵N-labelled ammonium nitrate applied to an established grass sward. Journal of soil science 38, 245-254.

Bussink D. et Oenema O., 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas : a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51 : 19-33.

C.I.P.F., 2002. Tour du maïs en croissance 2002. Brochure d'une visite au champs.

C.I.P.F., 2003. Résultats des essais comparatifs de variétés de maïs ensilage et grain.

Carpentier B., 2002. Qualité du maïs fourrage : maîtriser son itinéraire technique. Perspectives Agricoles n°284 : 18-21.

Chapot J.Y., 1987. Prélèvements d'azote de différents engrais verts. Estimation sur cases lysimétriques de l'incidence d'un engrais vert sur la réduction du lessivage des nitrates. Nitrates et engrais vert. Corpen. Paris. 8 p.

Chapple D.G., Grundy H.F. et Davies M.H., 1998. Forage maize and whole-crop fodder beet for young beef cattle. In Alternative forages for ruminants. Lane G.P.F. et Wilkinson J.M. (Eds.). Chapter 9 : 61-65.

Chauveheid E., 2001. L'atrazine et la production d'eau potable. Les Elevages Belges n°2 : 35-36.

Chénais F., Le Gall A., Legarto J. et Kerouanton J., 1997. Place du maïs et de la prairie dans les systèmes fourragers laitiers. L'ensilage de maïs dans le système d'alimentation. Fourrages 150 : 123-136.

C.L.E.-C.E.A., 2000. Annuaire de statistiques agricoles. Ministère des Classes Moyennes et de l'Agriculture – Administration Recherche et Développement-DG 6. 100 p.

Clotuche P., 1998. Influence de l'introduction du gel des terres rotationnel sur les apports azotés à la culture subséquente et les risques de lessivage des nitrates. Thèse de doctorat. Laboratoire d'Ecologie des Prairies, UCL : 122 p.

Collignon A., Decamps C., Van der Vennet D., Lambert R., Toussaint B. et Peeters A., 2001. Comparaison de variétés de ray-grass anglais hâtifs en régime de fauche en Moyenne et en Haute Belgique. Essais réalisés de 1995 à 1999. Laboratoire d'Ecologie des prairies. Faculté des Sciences agronomiques. Université Catholique de Louvain & Centre Provincial d'information agricole de la province de Luxembourg. 27 p.

De Montard F.X., 1983. La production prairiale, systèmes agraires et pratiques paysannes dans les Monts-Dore. G.Bazin *et al.*, INRA ed., 203-248.

Demarquilly C. et Andrieu J., 1992. Composition chimique, digestibilité et ingestibilité des fourrages européens exploités en vert. INRA Prod. Anim. 5 (3) : 213-221.

Demarquilly C., 1981. Prévision de la valeur nutritive des aliments des ruminants. Tables de prévision de la valeur alimentaire des fourrages. Editions INRA. 580 p.

Demarquilly C., Dulphy J.P. et Andrieu J.P., 1998. Valeurs nutritive et alimentaire des fourrages selon les techniques de conservation : foin, ensilage, enrubannage. Fourrages 155 : 349-369.

De Neve S. et Hofman G., 1996. Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.*, 28 : 1451-1457

D.G.R.N.E., 2003. Rapport sur l'état de l'environnement wallon. Ministère de la Région wallonne. 144 p.

Frankinet M., Renard S., Dautrebande S. et Casse C., 2001. Gestion intégrée de l'azote en cultures arables et normes nitriques. Rapport d'activité final. Contrat de recherche S.S.T.C. NP/42/023. Plan d'appui scientifique à une politique de Développement durable. Appui scientifique à la recherche prénormative dans le secteur alimentaire dans un contexte de développement durable. 76 p.

G.N.I.S., 2000. Les graminées fourragères à gros rendement, mais de courte durée : le ray-grass d'Italie et hybrides. 11 p.

G.N.I.S., 2001a. La graminée « spéciale pâture » des régions bien arrosées : le ray-grass anglais. 7 p.

G.N.I.S., 2004. Un fourrage très productif et d'excellente qualité : le maïs ensilage. 16 p.

Gastal F. and Bélanger G., 1993. The effects of nitrogen fertilization and the growing season on photosynthesis of field-grown tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) canopies. *Annals of Botany* 72, 401-408.

Gastal F., Farruggia A. and Hacquet J., 2001. The nitrogen nutrition index of grass swards can be evaluated through determination of N concentration of upper leaves. XIth Nitrogen Workshop, Reims, France, 449-450.

Geypens M. et Honnay J.-P., 1995. Matières organiques dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales. Comité de recherche sur la matière organique du sol - Octobre 1995. 167 p.

Granval P., Muys B. et Leconte D., 2000. Intérêt faunistique de la prairie permanente pâturée. *Fourrages* 162 :157-167.

Granval P., Muys B. et Bouché M.B., 2001. Adapter la technique de semis des prairies pour maintenir de fortes biomasses de lombriciens dans des sols normands hydromorphes. *Fourrages* 165 : 73-88.

Grasset M., 1997. Place du maïs et de la prairie dans les systèmes fourragers laitiers. Aspects technico-économiques et exemples en Bretagne. *Fourrages* 150 : 137-146.

Houba V., Novozamsky I., Huybregts A. et Van Der Lee, J., 1986. Comparison of soil extractions by 0.01 M CaCl₂, by EUF and by some conventional extraction procedures. *Plant and soil* 96, 433-437.

I.N.S., 2004. Recensement agricole 2004 – Résultats provisoires. Accessible à l'adresse suivante : « http://statbel.fgov.be/downloads/cah2004m_fr.xls ».

- I.T.C.F., 1981.** La prairie permanente : culture et exploitation. Paris. 24 p.
- Jarvis S. et Pain B., 1990.** Ammonia volatilization from agricultural land. Proc n° 298. Fertiliser society. London. 35p.
- Jarvis S., Wilkins R. et Pain B., 1996.** Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements : a system approach. Grass and Forage Science 51 :21-31
- Johnston A.E., McEwen, J.M., Lane P.W., Hewitt M.V., Poulton P.R. et Yeoman D.P., 1994.** Effects of one to six year old ryegrass-clover leys on soil nitrogen and on subsequent yields and fertilizer nitrogen requirements of the arable sequence winter wheat, winter beans (*Vicia faba*) grown on a sandy loam soil. Journal of Agricultural Science, Cambridge 122: 73-89.
- Labreuche J. et Bodet J-M., 2001.** Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés. Conséquences des techniques de travail du sol. Perspectives agricoles n°272 : 54-57.
- Lambert R., Peeters A. et Toussaint B., 1998.** Etude de la minéralisation de l'azote en prairie de fauche, établissement d'un modèle prévisionnel de croissance de l'herbe. Rapport d'activités. Convention D1/2-5757A, 26 p.
- Lambert R., Van Bol V., Maljean J-F et Peeters A, 2002.** Projet pilote pour la protection des eaux de la nappe des sables bruxelliens. Rapport d'activité final. 107 p.
- Le Gall A., Legarto J. et Pflimlin A., 1997.** Place du maïs et de la prairie dans les systèmes fourragers laitiers. Incidence sur l'environnement. Fourrages 150 : 147-169.
- Le Gall A., Legarto J. et Pflimlin A., 2000.** Excédents azotés - l'eau, l'azote et les systèmes d'élevage. Perspectives agricoles 257 : 23-28.
- Lecomte P., Stilmant D., Seutin Y. et Dardenne P., 1998.** Variabilité des quantités et de la qualité des ensilages en balles enrubannées récoltés dans une exploitation. Fourrages 156 : 517-525.
- Lemaire G., Gastal F. and Salette J., 1989.** Analysis of the effect of N nutrition on dry matter yield of a sward by reference to potential yield and optimum N content. XVI International Grassland Congress, Nice, France, 179-180.
- Loiseau P. et Decau M.L., 1993.** Minéralisation et organisation de l'azote dans les sols prairiaux estimées à partir des données de marquage ¹⁵N des parties aériennes à la récolte. In : Utilisation des isotopes stables pour l'étude du fonctionnement des plantes, Paris. Ed. INRA, les Colloques 70, 299-314.
- Loiseau P., 1989.** Modélisation de la réponse à la fertilisation minérale azotée des prairies permanentes. Influence de la fertilité acquise. Fourrages 117, 3-16.

McTaggart I., Douglas J., Clayton H. et Smith K., 1997. Nitrous oxide emission from slurry and mineral nitrogen fertilizer applied to grassland. Gaseous nitrogen emissions from grasslands (Jarvis S.C. & Pain B.F.). Wallingford. 201-209.

Ministère de l'Agriculture, 1980. La culture du maïs. Service Information du Ministère de l'Agriculture. Bruxelles. 39 p.

Ministère de l'Agriculture, 1992. DVE : le nouveau système d'évaluation des protéines pour le bétail bovin en Belgique. Service Information du Ministère de l'Agriculture. Bruxelles. 60 p.

Morvan T., Alard V. et Ruiz L., 2000. Intérêt environnemental de la betterave fourragère. Fourrages 163 : 315-322.

Muldowney J., Curry J., O'Keeffe J. et Schmidt O., 2003. Relationships between earthworm populations, grassland management and badger densities in County Kilkenny, Ireland. Pedobiologia 47 : 913-919.

Mulligan F.J., Quirke J., Rath M., Caffrey P.J. et O'Mara F.P., 2002. Intake, digestibility, milk production and kinetics of digestion and passage for diets based on maize or grass silage fed to late lactation dairy cows. Livestock Production Science 74 : 113-124.

Neher D.A. et Barbercheck M.E., 1999. Diversity and function of soil mesofauna. In Biodiversity in Agroecosystems (Collins & Qualset eds.) CRC Press. London. 27-47.

Nevens F. et Reheul D., 2002. The nitrogen- and non-nitrogen-contribution effect of ploughed grass leys on the following arable forage crops : determination and optimum use. European Journal of Agronomy 16 : 57-74.

Nevens F. et 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 and Forage Sciences 58 : 431-449.

Nevens F., Verbruggen I., Behaeghe T. et Carlier L., 1996. Some positive aspects of fodder beet in the crop rotation of a dairy farm. Grassland and land use systems. 16th EGF Meeting. 801-805.

Oost, 2001. Valorisation des engrais organiques par le maïs. Les Élevages Belges n°2 : 39-45.

Palacio-Rabaud, 2000. La conduite des prairies en France : pratiques intensives et rendements élevés dans le Nord-Ouest. Agreste Cahiers n°4. : 15-26.

Peeters A. et Kopec S., 1996. Production and productivity of cutting grasslands in temperate climates of Europe. Grasslands and land use systems. 16th EGF Meeting. 59-73.

- Peeters A., 2004.** Wild and sown grasses. Profiles of a temperate selection : ecology, biodiversity and use. Blackwell Publishing. Rome. 311 p.
- Ricou G., 1970.** Productivité en prairie permanente pâturée. Bulletin de la Société d'Ecologie 1, 4 : 239-242. Société d'Ecologie. Brunoy.
- Sevrain J-E., Bries J., Coomans D., De Brabender D., Delanote L., De Vliegher A., Dolpire J., Fiems L., Hermann O., Jamar D., Kerten J-L., Lecomte P., Miserque O., Nihoul P., Stilmant D., Van Bockstaele E., Van der Elst J-H., Van der Vieren L. et Ver Elst, P., 2003.** La betterave fourragère dans une agriculture durable. MRW Service Développement – Production végétale. 65 p.
- Simon J-C., de Montard F., Le Corre L. et Pepin D., 1989.** Rôle agronomique de la prairie dans la gestion du drainage des nitrates vers la nappe phréatique. Fourrages 119 : 227-241.
- Smits M.C.J., Valk H., Monteny G.J. et van Vuuren A.M., 1997.** Effect of protein nutrition on ammonia emission from cow houses. Gaseous nitrogen emissions from grasslands. Wallingford. 101-107.
- Stilmant D., Lecomte P. et Fabry L., 1998.** Diversité de la valeur alimentaire de fourrages conservés dans trois régions belges. Fourrages 155 : 389-395.
- Straëbler M. et Le Gall A., 1998.** Luzerne, sorgho et betterave : trois cultures fourragères sécurisantes en conditions sèches ou froides. Fourrages 156 : 573-587.
- Thomas F., 2002.** Séquestration du carbone. Quel potentiel pour l'agriculture de conservation ? Techniques culturales simplifiées n°19 : 8-21.
- Toussaint B., 1982.** Etude du comportement de quatre espèces prairiales sous l'influence des conditions naturelles du sud-est de la Belgique. Thèse de doctorat. Laboratoire d'Ecologie des prairies, UCL : 155 p + annexes.
- Toussaint B. et Lambert J., 1984.** Contribution à l'étude d'une stratégie de la fertilisation azotée en prairie temporaire. Revue de l'agriculture n°1, Vol 37, pp 29-41.
- Toussaint B., Goffaux M.J. et Anceau Ch., 2003.** Après la sécheresse de l'été 2003 : Aperçu des premiers résultats d'analyse des fourrages. Le Sillon belge. 3106 : 13-14.
- Tychon B., Guiot J., Debbaut V. et Vander Borgh P., 1990.** Evolution du profil en azote des sols agricoles du sud de la Belgique. Nitrates, agriculture, eau. Paris. 375-380.
- Van Bockstaele E., 1995.** Les betteraves fourragères dans un système d'exploitation durable. Les élevages Belges 9 : 36-38.

Velthof G.L., van Beusichem M.L. et Oenea O., 1998. Mitigation of nitrous oxide emission from dairy farming systems. *Environmental Pollution* 102, S1 : 173-178.

Vertès F. et Decau M.L., 1992. Suivis d'azote minéral dans les sols : risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal. *Fourrages* 129 : 11-28.

Viaux P., Bodet J.M. et Le Gall A., 1999. Complémentarité herbe-cultures dans les rotations. *Fourrages* 160 : 345-358.