



UNIVERSITE CATHOLIQUE DE LOUVAIN
FACULTE DES SCIENCES AGRONOMIQUES
LABORATOIRE D'ÉCOLOGIE DES PRAIRIES

Azote et agriculture durable, approche systémique en fermes-pilotes

——— Vincent VAN BOL

Thèse proposée pour l'obtention du
grade de Docteur en Sciences
Agronomiques
et Ingénierie Biologique

Promoteur :

Monsieur A. Peeters

Lecteurs :

Messieurs P. Girardin (INRA - Colmar)
 M. Installé
 J. Lambert
 E. Le Boulengé
 J.C. Simon (INRA - Caen)

Louvain-la-Neuve
Octobre 2000

De 1992 à 1998, il m'a été donné de collaborer avec un chercheur dont la créativité, la pertinence, la rigueur et l'humanisme ont fortement influencé ma perception des Sciences agronomiques. En lui dédiant cette thèse, je souhaite ici rendre hommage à Pieter Vereijken pour tout ce qu'il m'a apporté.

Remerciements

Quelques mots de remerciement sont bien peu en regard de toute l'aide que j'ai reçue pour la réalisation de cette thèse. Il y a ceux qui m'ont aidé pour concevoir les expérimentations, ceux qui y ont participé en engageant leur ferme, ceux qui m'ont aidé à la gérer et à relever les données; il y a ceux qui ont traité les échantillons, qui les ont analysés; ceux qui ont encodé les résultats, ceux qui m'ont aidé à traiter les données et ceux qui m'ont conseillé pour les traiter; ceux qui m'ont encouragé pour la rédaction, ceux qui m'ont supporté, ceux qui ont lu et relu les épreuves, celles qui m'ont assisté pour le traitement de la bibliographie et celles qui m'ont assisté pour la dactylographie.

Je veux les citer tous : les agriculteurs-pilotes d'ECOFARM : Daniel, Laurent, Philippe (Loeckx), Philippe (Lebeau), Carine, Louis, Fabienne, Bernard, Marie-France, Clément, Annie, Etienne, Pierre, Véri, Joseph, Michèle, Véronique, Bernard (Brouckaert), Benoît, Christelle; les agriculteurs-pilotes de PROP'EAU-SABLE : Albert, Godelieve, Michel, Paul, Benoît, Denis, Eddy, Diego, Hubert, Marc, Jean-Luc, Emmanuel; les collègues de Michamps : Jean-Paul, Alex, Richard; les collègues de Louvain-la-Neuve : Philippe (Ruelle), Pascal (Colomb), Pascal (Scrève), Chantal, Christian, Sylvie, Olivier, Laurence, David, Olga et en particulier Frédéric.

Merci à vous tous pour votre aide et votre confiance.

Je souhaite aussi exprimer ma gratitude aux membres du jury de thèse qui me font l'honneur de leur intérêt pour ce travail. Merci à Messieurs P. Girardin, M. Installé, J. Lambert, E. Le Boulengé, J.C. Simon et en particulier pour le promoteur Alain Peeters pour ses relectures accompagnées de précieux commentaires.

Je remercie également la Commission Européenne qui a financé la recherche ECOFARM dans le cadre du programme AIR3 sous les références CT 92-0051, "Advanced Ecological Farming Systems (EFS) based on best practices with organic farmers pilot-groups" et le Ministère de l'Environnement, des Ressources naturelles et de l'Agriculture de la Région Wallonne (D.G.R.N.E. et DGA) qui a financé la recherche PROP'EAU-SABLE.

Enfin, je remercie également mon épouse pour sa patience infinie et l'attention dont elle m'a entouré pendant la rédaction de la thèse.

Résumé général

La thèse est basée sur deux expériences avec des fermes-pilotes. ECOFARM est une recherche qui a été menée entre 1993 et 1996 avec des fermes mixtes laitières biologiques en vue de développer un système de production durable. PROPEAU-SABLE est une expérience débutée en 1997 et encore en cours au moment de la publication de cette thèse. Cette deuxième recherche est menée avec des fermes conventionnelles (grandes cultures et polyculture-élevage) dans le but de réduire la pollution azotée des eaux souterraines.

Les deux expérimentations ont permis d'élaborer une méthode de développement de systèmes de production durable en ferme-pilote. La méthode est basée sur la sélection d'indicateurs et de normes en relation avec les objectifs du système de production agricole à développer. Un premier relevé des indices, constituant un état initial des lieux, est effectué dans chacune des fermes-pilotes soigneusement sélectionnées au préalable pour participer à l'expérience. Ensuite, en fonction des indices relevés, les agriculteurs-pilotes sont progressivement amenés à améliorer leur ferme. Les techniques utilisées à cette fin constituent, petit à petit, des méthodes systémiques de gestion. A terme, ces méthodes sont destinées à être diffusées au sein de la profession agricole.

Outre l'étude méthodologique de développement de systèmes de production en ferme-pilote, la recherche ECOFARM a fait l'objet d'une étude approfondie des indicateurs de gestion de l'azote. Cette étude est présentée sous la forme de trois projets de publications scientifiques.

Dans un premier projet d'article, les flux d'azote ont été analysés au niveau de l'assolement des fermes-pilotes. Le calcul de l'indicateur SBA (Solde du Bilan d'Azote) a permis de constater des différences importantes entre les fermes. Il est apparu que ces différences sont stables au cours des trois années d'observation malgré des pratiques de fertilisation fort variables d'une année à l'autre. Sur trois années de suivi, seule une ferme sur huit a dépassé la norme. En moyenne le SBA a été située à $93 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. La fixation symbiotique et la fertilisation ont contribué chacune pour un tiers, en moyenne, des entrées d'azote sur l'assolement. Les productions végétales ont contribué pour un tiers environ aux sorties d'azote de l'assolement. Une relation positive a été mise en évidence entre le SBA d'une part et la fertilisation et la production animale d'autre part. Une relation négative a été montrée entre le SBA et la Surface Agricole Utile (SAU).

L'indicateur APL (Azote Potentiellement Lessivable) est analysé dans un deuxième projet d'article. L'étude a mis en évidence l'avantage d'effectuer un prélèvement de sol jusqu'à 1,5 m de profondeur. Il est apparu que, lorsque les conditions climatiques ont entraîné une augmentation générale des reliquats d'azote nitrique dans le sol, les fermes biologiques n'étaient pas à l'abri d'un risque de pollution des eaux souterraines. La mise au point d'un indicateur transformé : l'APL relatif, a permis la comparaison des fermes malgré la forte variabilité interannuelle de l'APL. Le calcul de l'APL pour chaque culture prise séparément a permis de dégager les cultures à risques des cultures sans risques pour le lessivage de l'azote dans les systèmes de production mixtes laitiers biologiques.

Le troisième projet d'article présente les résultats de l'analyse de la relation entre le SBA, l'APL et les caractéristiques de six fermes-pilotes. Il est apparu que ni le SBA ni l'APL ne sont significativement liés aux caractéristiques des fermes-pilotes lorsque les régressions sont effectuées à partir des données annuelles. Au contraire, lorsque les observations sont menées sur plusieurs années, la moyenne des valeurs s'est avérée significativement liée à plusieurs caractéristiques des fermes-pilotes. Ainsi, des relations ont été trouvées entre l'APL moyen et la fertilisation, la charge animale, l'estimation de la volatilisation à l'épandage et le taux de matière organique du sol. Des équations significatives relient aussi le SBA aux pertes sur le chemin de la traite et à la volatilisation à l'épandage. Une relation où $\text{SBA} = 1,22 \text{ APL} + 4,26 (\text{Bilan humique}) - 77$ a été mise en évidence pour le groupe de fermes-pilotes où la surface de prairies pâturées et mixtes est comprise entre 23,4 et 55% de la SAU. Des développements de cette relation ont abouti à calculer une limite empirique du SBA pour chaque ferme en fonction de la part de prairies pâturées et mixtes dans la SAU ce qui permet un meilleur contrôle des risques de pollution azotée. Pour les fermes-pilotes, cette limite serait établie, en moyenne, à $114 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. La relation entre SBA, APL et le bilan humique permet, en outre, d'envisager de calculer en ferme un risque de lessivage de l'azote à partir d'un bilan annuel d'azote de l'assolement.

Table des matières

Remerciements

Résumé

Partie A Introduction

A.1	Structure de la thèse	1
A.2	Objectifs de la thèse	2
A.3	Contexte de la thèse	2
A.3.1	Définition du système de production agricole durable	4
A.3.2	Modèles d'agriculture durable développés en Europe	5
A.3.3	Cadre des expérimentations	7

Partie B Méthodologie du développement de systèmes de production en ferme-pilote

B.1	Présentation de la méthode de développement de systèmes de production avec des fermes-pilotes	13
B.1.1	Approche systémique	13
B.1.1.1	Choix des objectifs du système de production	13
B.1.1.2	Développement des indicateurs et définition des normes	14
B.1.1.3	Elaboration des méthodes systémiques de gestion	14
B.1.2	Création et fonctionnement d'un groupe de fermes-pilotes	15
B.1.2.1	Sélection des fermes-pilotes	15
B.1.2.2	Dynamique du groupe-pilote	15
B.1.2.3	Evaluation des fermes-pilotes et des méthodes systémiques de gestion	16
B.2	Développement d'un système de production durable avec un groupe de fermes-pilotes biologiques : ECOFARM	17
B.2.1	Approche systémique	17
B.2.1.1	Choix des objectifs du système de production durable	17
B.2.1.2	Développement des indicateurs et définition des normes	17
B.2.1.3	Elaboration des méthodes systémiques de gestion	27
B.2.2	Le groupe de fermes-pilotes	35
B.2.2.1	Sélection des fermes-pilotes	35
B.2.2.2	Dynamique du groupe-pilote	36
B.2.3	Evaluation des fermes-pilotes	37
B.2.4	Evaluation des méthodes systémiques de gestion	41
B.2.5	L'évaluation de l'accomplissement des objectifs	43
B.3	Protection des eaux souterraines avec un groupe de fermes-pilotes conventionnelles : PROP'EAU-SABLE	45
B.3.1	Objectifs, indicateurs et méthode systémique de gestion	45
B.3.1.1	Choix des objectifs du système durable	45
B.3.1.2	Développement des indicateurs et définition des normes	46
B.3.1.3	Elaboration de la méthode systémique de gestion	48
B.3.2	Le groupe de fermes-pilotes	49
B.3.2.1	Sélection des fermes-pilotes	49
B.3.2.2	Dynamique du groupe-pilote	51
B.3.3	Evaluation des fermes-pilotes	52
B.3.4	Evaluation de la méthode systémique	55
B.3.5	Evaluation de l'accomplissement des objectifs	56

B.4	Discussion générale de la méthode	57
B.4.1	Approche systémique	57
B.4.1.1	Objectifs de durabilité	57
B.4.1.2	Indicateurs du système de production	57
B.4.1.3	Normes de l'expérience	58
B.4.1.4	Méthodes systémiques de gestion	58
B.4.2	Le groupe de fermes-pilotes	60
B.4.2.1	Sélection des fermes-pilotes	60
B.4.2.2	Dynamique du groupe-pilote	60
B.4.2.3	Evaluation des fermes-pilotes	61
B.5	Conclusions	63

Partie C *Etude des indicateurs de l'azote de fermes mixtes laitières biologiques*

C.1	Introduction	67
C.1.1	Les bilans d'azote	69
C.1.2	Les flux d'azote dans le système de production	67
C.2	Analyse des flux par le bilan annuel d'azote de l'assolement et calcul du Solde du Bilan d'Azote (SBA)	73
C.2.1	Introduction	74
C.2.1.1	Les pertes d'azote en provenance de l'agriculture	74
C.2.1.2	Quantification des pertes d'azote par le bilan d'azote.	76
C.2.2	Matériel et méthodes	78
C.2.2.1	Le bilan d'azote	78
C.2.2.2	Caractéristiques des fermes pilotes analysées	82
C.2.2.3	Collecte des informations et échantillonnage	84
C.2.2.4	Traitement des résultats	84
C.2.3	Résultats et discussion	85
C.2.3.1	Rendements, fertilisation azotée et teneur en azote des produits	85
C.2.3.2	Bilans d'azote en 1994, 1995 et 1996	88
C.2.3.3	Analyse des paramètres du bilan	93
C.2.4	Conclusions	95
C.3	Mesure de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)	97
C.3.1	Introduction	98
C.3.1.1	But du chapitre	98
C.3.1.2	Situation actuelle	98
C.3.2	Matériel et méthodes	101
C.3.3	Résultats et discussion	103
C.3.3.1	Caractéristiques de l'indicateur de lessivage	103
C.3.3.2	Risque de lessivage de l'azote nitrique dans les fermes	105
C.3.3.3	Risque de lessivage d'azote nitrique en fonction des cultures	107
C.3.4	Conclusions	110
C.4	Comparaison du Solde du Bilan Annuel d'Azote (SBA) et de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)	111
C.4.1	Introduction	112
C.4.1.1	Etat de l'art.	112
C.4.2	Matériel et méthodes	114
C.4.2.1	Caractéristiques des fermes-pilotes	114
C.4.2.2	Le Solde du Bilan d'Azote (SBA)	114
C.4.2.3	L'Azote Potentiellement Lessivable (APL)	114
C.4.2.4	Estimation de la volatilisation	115
C.4.2.5	Estimation de la dénitrification	117
C.4.2.6	Estimation des pertes d'azote pendant le parcours de la traite et la traite	117
C.4.2.7	Estimation de la balance humique	118

C.4.2.8	Régression linéaire multiple et comparaison des régressions	118
C.4.3	Résultats et discussion	119
C.4.3.1	Estimation des pertes d'azote	119
C.4.3.2	Analyse de la relation entre APL et SBA annuel	119
C.4.3.3	Relations entre l'APL et différents facteurs caractérisant les fermes-pilotes	122
C.4.3.4	Relations entre le SBA et différents facteurs caractérisant les fermes-pilotes	122
C.4.3.5	Relation entre SBA et l'APL	124
C.4.4	Conclusions	128
Partie D	Conclusions générales et perspectives	
D.1	Conclusions générales	133
D.2	Perspectives	137
Partie E	Références bibliographiques	135
Annexes		147

Tables des illustrations

Figure 1 - Etablissement de l'Indice de pâturage - classement des parcelles et estimation des déviations par rapport à la normale	18
Figure 2 - Représentation schématique des flux pris en compte dans le calcul des bilans	22
Figure 3 - Répartition des teneurs en phosphore et en azote de la ferme-pilote n° 2 en 1994	32
Figure 4 - Plan d'infrastructure naturelle dans une ferme-pilote ECOFARM	33
Figure 5 - Représentation schématique du contrôle du système de production ECOFARM	34
Figure 6 - Comparaison d'une ferme-pilote par rapport à la norme et au groupe	38
Figure 7 - Schéma global d'une ferme-pilote	40
Figure 8 - Indices du groupe ECOFARM en 1996	43
Figure 9 - Zone vulnérable des Sables bruxelliens en Wallonie et situation des fermes-pilotes	45
Figure 10 - Liens entre les indicateurs et la méthode systémique de gestion de PROP'EAU-SABLE	49
Figure 11 - Comparaison des fermes-pilotes PROP'EAU-SABLE par rapport à la norme et au groupe (résultats de 1999)	53
Figure 12 - Aperçu synthétique de l'état du groupe PROP'EAU-SABLE en 1999 vis-à-vis des objectifs du programme	55
Figure 13 - Flux d'azote d'un système de production agricole	68
Figure 14 - Comparaison des soldes des bilans de l'assolement des fermes-pilotes par rapport à la norme expérimentale	88
Figure 15 - Importance relative des paramètres par rapport au flux total pour l'ensemble du groupe des fermes-pilotes	89
Figure 16 - Analyse des composantes principales des facteurs du bilan	93
Figure 17 - Analyse des composantes principales entre le solde du bilan et les caractéristiques structurelles des fermes-pilotes	94
Figure 18 - Distribution de l'azote nitrique dans le profil en 1994	103
Figure 19 - Distribution de l'azote nitrique dans le profil en 1995	103
Figure 20 - Distribution de l'azote nitrique dans le profil en 1996	104
Figure 21 - Azote Potentiellement Lessivable (APL) des fermes-pilotes (0-1 m)	106
Figure 22 - APL relatifs des fermes-pilotes	107
Figure 23 - Azote Potentiellement Lessivable (APL) par culture	108
Figure 24 - Influence de la part des cultures à risque dans l'assolement sur l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)	109
Figure 25 - Relation entre le Solde du Bilan d'Azote (SBA) des fermes pilotes et l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)	120
Figure 26 - Relation entre les valeurs moyennes de SBA et APL	121

Figure 27 - Valeur prédictive de la relation entre APL, SBA et Bh'.....	126
Figure 28 - Relation entre le bilan humique et le SBA maximum.....	127
Figure 29 - Exemple de limites personnalisées du SBA pour les fermes-pilotes ECOFARM.....	128
Tableau 1 - Valeurs limites définissant les normes pour les indicateurs RDP et RDK.....	20
Tableau 2 - Fixation d'azote dans les prairies à base de trèfle blanc ($\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$).....	21
Tableau 3 - Liens existants entre les objectifs, les indicateurs et normes et les méthodes systémiques de gestion.....	26
Tableau 4 - Caractéristiques agronomiques des cultures.....	29
Tableau 5 - Rotation multifonctionnelle équilibrée.....	30
Tableau 6 - Evaluation des méthodes systémiques de gestion d'ECOFARM en 1996.....	41
Tableau 7 - Evaluation de l'accomplissement des objectifs d'ECOFARM en 1996.....	44
Tableau 8 - Objectifs, indicateurs et normes des fermes-pilotes.....	49
Tableau 9 - Fiche d'évaluation et de progression d'une ferme-pilote.....	54
Tableau 10 - Evaluation de l'accomplissement des objectifs de PROP'EAU-SABLE.....	56
Tableau 11 - N fixé par le trèfle blanc (kg.ha^{-1}) en fonction de l'âge de la prairie et de la proportion de trèfle dans le gazon.....	77
Tableau 12 - Paramètres du calcul du bilan annuel de l'azote de l'assolement.....	78
Tableau 13 - Norme spécifique du SBA.....	81
Tableau 14 - Superficie, charge animale et main-d'œuvre des fermes-pilotes.....	82
Tableau 15 - Données météorologiques régionales de 1994 à 1996.....	82
Tableau 16 - Assolements des fermes-pilotes (% de la SAU).....	83
Tableau 17 - Rendement moyen pondéré* des principales cultures des fermes-pilotes de 1994 à 1996.....	85
Tableau 18 - Teneurs moyennes en azote (%) des productions et des engrais de ferme de 1994 à 1996.....	86
Tableau 19 - Fertilisation organique ($\text{kg N}_{\text{org}}.\text{ha}^{-1}$): valeurs moyennes en 1994, 1995 et 1996.....	87
Tableau 20 - Bilans annuels de l'azote : détail des flux de 1994 à 1996.....	91
Tableau 21 - Niveaux moyen de fertilisation organique ($\text{kg N}_{\text{org}}.\text{ha}^{-1}$).....	101
Tableau 22 - Teneur du profil entre 1 m et 1,5 m de profondeur pour différentes cultures en 1995($\text{kg -NO}_3.\text{ha}^{-1}$).....	105
Tableau 23 - Comparaison des teneurs du profil entre 0-1 m et 1-1,5 m.....	105
Tableau 24 - Solde du Bilan d'Azote des fermes-pilotes de 1994 à 1996 (kg N.ha^{-1}).....	114
Tableau 25 - Azote Potentiellement Lessivable des fermes-pilotes de 1994 à 1996 ($\text{kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$).....	115
Tableau 26 - P_{edf} : Part des engrais de ferme dans la fertilisation azotée (% de l'azote épandu).....	116
Tableau 27 - F : Fertilisation enregistrée dans les fermes-pilotes de 1994 à 1996 (kg N.ha^{-1}).....	116
Tableau 28 - Azote rejeté et richesse de l'herbe au pâturage.....	117
Tableau 29 - Pertes d'azote et la balance humique simulées ($\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$).....	119
Tableau 30 - Relations entre les valeurs moyennes des facteurs du bilan d'azote de l'assolement et l'Azote Potentiellement Lessivable moyen (kg N.ha^{-1}).....	122
Tableau 31 - Relations entre les valeurs moyennes des facteurs du bilan d'azote, les caractéristiques structurelles des exploitations et le SBA	123
Tableau 32 - Relation entre APL et SBA et la part des prairies pâturées et mixtes dans la SAU.....	124
Tableau 33 - Relation en APL et SBA et le stockage d'azote dans l'humus.....	125
Tableau 34 - Limites personnalisées du Solde du Bilan d'Azote (SBA).....	127
Tableau 35 - Teneurs en Matière Organique, C.E.C., pH, K, P, Ca et Mg des parcelles ECOFARM.....	153

Partie A

Introduction générale

A.1 Structure de la thèse

La thèse est présentée en cinq parties :

- A. Introduction générale
- B. Etude méthodologique
- C. Etude des indicateurs de l'azote
- D. Conclusions générales et perspectives
- E. Référence bibliographiques

L'introduction générale (partie A) présente la structure et les objectifs de la thèse ainsi que le contexte dans lequel la thèse a été conçue. La description du contexte de la thèse comprend des définitions de l'agriculture durable et un aperçu des systèmes de production durable développés récemment en Europe. Enfin, le cadre des expérimentations ECOFARM et PROP'EAU-SABLE sur lesquelles s'appuie la thèse est brièvement décrit.

L'étude méthodologique (partie B) est développée en cinq chapitres. Le chapitre B.1 expose la méthodologie du développement de systèmes de production durable en ferme-pilote. Les chapitres B.2 et B.3 présentent des applications de la méthode dans les expériences ECOFARM et PROP'EAU-SABLE respectivement. Le chapitre B.4 est consacré à une discussion des applications de la méthode et le chapitre B.5 tire la conclusion de l'étude méthodologique.

L'étude des indicateurs de l'azote (partie C) est introduite par une description des flux d'azote dans l'exploitation. L'étude est ensuite bâtie autour de trois projets d'articles qui présentent les résultats de la recherche de liens entre le bilan d'azote et l'évaluation du lessivage. Ces projets d'articles sont destinés à la publication dans la revue "Biological Agriculture and Horticulture". Pour des raisons de lisibilité, la présentation est légèrement modifiée par rapport à celle d'un article scientifique : les passages consacrés à la description du contexte de la recherche sont regroupés dans l'introduction de la thèse et les références bibliographiques sont regroupées en fin de document. Afin de limiter les redites inévitables, les fermes-pilotes auxquelles il est fait régulièrement référence sont présentées une fois pour toutes dans le premier projet d'article.

Le premier de ces trois projets d'articles est intitulé : "*Approche systémique de la gestion de l'azote dans des fermes mixtes laitières biologiques : (I) analyse des flux par le bilan annuel d'azote de l'assolement et calcul du Solde du Bilan d'Azote (SBA)*". Il constitue le chapitre C.2. L'étude du bilan d'azote est abordée dans ce chapitre en présentant les résultats du suivi des fermes-pilotes biologiques pendant les années 1994, 1995 et 1996. Les flux d'azote sont analysés au niveau de l'assolement par rapport aux caractéristiques structurelles et fonctionnelles du système de production. Parallèlement, l'étude permet de quantifier et d'expliquer les flux d'azote dans des fermes mixtes laitières biologiques.

Le deuxième projet d'article est consacré à l'analyse de l'indicateur de lessivage "Azote Potentiellement Lessivable (APL)" effectué sur tout l'assolement. L'étude porte en premier

lieu sur la validité de l'indicateur. Ensuite, le risque de lessivage ainsi que les relations entre l'assolement et le lessivage sont analysés pour des fermes mixtes laitières biologiques. Ce projet d'article est intitulé " *Approche systémique de la gestion de l'azote dans des fermes mixtes laitières biologiques : (II) mesure de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)*" et constitue le chapitre C.3.

Le troisième projet d'article compare le SBA et l'APL. La relation entre les deux indicateurs est étudiée ainsi que celles qui existent entre l'APL et les caractéristiques structurelles de l'exploitation en reprenant les résultats des deux chapitres précédents. Les pertes d'azote et la balance humique sont simulées afin de tenter d'expliquer la différence entre SBA et APL. Ce troisième projet d'article (chapitre C.4) est intitulé " *Approche systémique de la gestion de l'azote dans des fermes mixtes laitières biologiques : (III) comparaison du Solde du Bilan Annuel d'Azote (SBA) et de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)*".

Les conclusions générales de la thèse sont présentées dans la partie D et sont suivies des perspectives de développement du travail.

La partie E regroupe l'ensemble des références bibliographiques citées. Elles sont formatées suivant les exigences de la revue Biological Agriculture and Horticulture.

A.2 Objectifs de la thèse

Globalement, la thèse vise à contribuer à l'étude méthodologique de développement de systèmes de production durable avec des fermes-pilotes.

Dans cette optique, la thèse cherche, en particulier, à établir un lien entre les indicateurs Azote potentiellement Lessivable (APL) et Solde du Bilan d'azote (SBA) afin d'améliorer la batterie d'indicateurs utiles au développement de systèmes de production durable avec des fermes-pilotes.

A.3 Contexte de la thèse

Dans cette fin de XX^e siècle, l'agriculture est régulièrement montrée du doigt pour l'accuser de nombreux dommages à l'environnement. Elle est clairement mise en cause dans la pollution en nitrate des eaux souterraines, dans l'eutrophisation des eaux de surface, dans le phénomène des pluies acides, dans la réduction de la couche d'ozone, dans l'augmentation de l'effet de serre, etc. Alors que la croissance de l'agriculture européenne a permis d'assurer la sécurité alimentaire à partir des années cinquante, il s'avère que certaines dérives du secteur agricole et agro-alimentaire peuvent entraîner des risques pour la sûreté alimentaire (vache folle, crise de la dioxine).

Les agriculteurs et les agronomes ressentent durement ces accusations et tentent de remédier aux problèmes par tous les moyens. Dans le contexte du développement durable, le concept d'agriculture durable émerge peu à peu. Des scientifiques réalisent des expériences en vue de réduire la nocivité de tel pesticide, d'adapter les fumures à l'optimum écologique et économique, de réduire la consommation d'énergie fossile dans les fermes, de réduire l'érosion,

etc. Les conseils, brochures et règlements en vue de réduire les nuisances de l'agriculture foisonnent dans les journaux agricoles, affluent dans les fermes ; la littérature scientifique abonde dans ce sens.

Cependant, toutes ces informations doivent, à un moment ou l'autre, transiter par le responsable de l'exploitation agricole qui en fait la synthèse afin d'orienter sa ferme. Or, cette synthèse est extrêmement difficile à faire étant donné l'abondance de l'information, sa diversité et l'existence de lacunes importantes dans cette information. Comment en effet, un agriculteur peut-il mesurer l'impact de sa ferme sur la qualité des eaux souterraines ? Comment choisir entre tel et tel conseil de fumure contradictoire émanant de deux sources "sûres" ? Comment juger du niveau et de la qualité de l'infrastructure naturelle dans son exploitation ? Etc.

La tâche est également ardue pour les conseillers agricoles qui doivent bien souvent se baser sur des résultats empiriques ou des résultats de recherche analytique sur des sites expérimentaux qu'il faut transposer au niveau de chaque ferme.

Il y a, en fait, peu de recherches analytiques réalisées avec des systèmes d'exploitation complets sur lesquels des modifications importantes (rotation, pâturage, fertilisation, etc.) sont testées. Plusieurs recherches font état de telle comparaison sur des systèmes simulés (Sapek, 1997; Kazenwadel *et al.*, 1997) ou sur des parties de système de production (Machet & Mary, 1990).

La difficulté de telles recherches est due, d'une part, à celle de trouver des fermes suffisamment semblables dans leurs caractéristiques et leurs pratiques agricoles pour qu'elles soient comparées. D'autre part, même dans l'hypothèse où des exploitations seraient comparables, la variabilité interannuelle des réponses nécessite souvent plusieurs années d'observations.

Dès lors, une méthode qui intègre les résultats de recherche analytique au niveau du système d'exploitation agricole constitue une nécessité pour faire face aux enjeux environnementaux du début du troisième millénaire. La méthode de développement des systèmes de production en ferme-pilote offre l'avantage de gérer sa complexité. Cette complexité est due à une multitude de facteurs qui interviennent dans le fonctionnement du système de production. de Bonneval (1993) reprend la définition suivante : "Un système de production ne représente pas uniquement la seule combinaison de cultures et d'animaux à laquelle on peut appliquer tel ou tel intrant et en attendre des résultats immédiats. C'est un enchevêtrement complexe d'éléments : sols, plantes, animaux, outils, main-d'œuvre et autres intrants ainsi que d'influences du milieu, dont les différents fils sont tenus et manipulés par un acteur, l'agriculteur, qui en fonction de ses choix et de ses aspirations, essaie d'obtenir une production à partir des intrants et des techniques dont il peut disposer".

La multitude des facteurs humains, des facteurs techniques ainsi que la complexité des interactions aboutit à ce que chaque ferme soit unique et que leur comparaison, au sens scientifique du terme, soit difficile, voire impossible. Cependant, si l'on analyse les fermes du point de vue de leur dynamique, il apparaît que des principes communs régissent leur fonctionnement (De Rosnay, 1975).

Il apparaît de ce point de vue, que chaque ferme est un système de production complexe où l'agriculteur gère l'équilibre entre toutes ses composantes afin d'atteindre ses propres

objectifs. Les préoccupations environnementales ne sont plus alors que de nouveaux objectifs à intégrer. C'est à ce niveau que des rapprochements peuvent à nouveau être réalisés entre les fermes.

De nombreuses équipes de recherche œuvrent dans ce sens et cette thèse est une contribution à ce travail.

A.3.1 Définition du système de production agricole durable

Le système de production agricole peut être défini comme l'entité fonctionnelle qui réunit le sol, les plantes, les animaux, les outils et la main-d'œuvre dans une action de production agricole dirigée par l'agriculteur en dépendance avec le milieu naturel, social, économique et politique. Dans ce sens, le sol fait partie du système agricole (plus précisément la portion de sol explorée par les racines). Le sous-sol est considéré comme extérieur au système, tout comme l'atmosphère, les eaux de surface et les eaux souterraines.

Le développement durable est généralement défini par les termes du rapport Brundtland comme le mode de développement censé satisfaire les besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs (WCED, 1987). Dans le même rapport, nous trouvons aussi une définition plus précise : le développement durable est un processus de changement par lequel l'exploitation des ressources, l'orientation des investissements, des changements techniques et institutionnels se trouvent en harmonie et renforcent le potentiel actuel et futur de satisfaction des besoins des hommes.

De manière générale, les concepts de « développement durable » ou « d'agriculture durable » se traduisent par des objectifs de préservation de l'environnement naturel, de croissance économique et/ou d'équité. Ces différents objectifs peuvent cependant se contredire ou se hiérarchiser. C'est pourquoi, le concept de « développement durable » est inopérant tant qu'il ne précise pas ce qui doit durer (le taux d'emploi, le capital humain, le capital financier, le capital naturel, les structures sociales, etc.) et comment cela doit durer (Verhaegen *et al.*, 1995).

Cependant, selon Dovers (1989), la durabilité absolue est une impossibilité, sauf dans un monde où l'information serait parfaite et l'environnement immuable. Une définition concrète du « développement durable » ne peut émerger que d'un contexte. Une définition utile pour la détermination de politiques et la formulation de recommandations doit spécifier le contexte et les échelles spatiale et temporelle. Un monde « durable » doit pouvoir s'adapter rapidement aux variations de l'environnement et aux nouvelles informations disponibles.

Le concept d'agriculture durable est défini par Hardwood (1990) comme suit : “*an agriculture that evolve indefinitely toward greater human utility, greater efficiency of resource use, and a balance with environment that is favourable both to humans and to most other species*”.

Pour Bonny (1994), une agriculture durable serait dans l'idéal :

- respectueuse de l'environnement, préservant les ressources, maintenant le potentiel de production pour les générations futures et ne détruisant pas les autres espèces;
- rentable pour les agriculteurs et praticable à long terme;

- assurant la suffisance et la qualité de l'alimentation à toutes les populations;
- équitable au niveau social et humain, entre les différents pays et dans chaque pays;
- socialement acceptable.

Un système de production agricole durable prend d'autant plus de sens qu'il est inscrit dans un secteur agricole durable lui aussi. En effet, tous les objectifs de durabilité de l'agriculture qui concernent la sûreté alimentaire et la conservation des ressources naturelles (eau, air, sol biodiversité, énergie fossile), ne peuvent être atteints que si une proportion suffisante des exploitations agricoles s'engage dans la même direction.

Lorsque l'on parle de développement de système de production durable en agriculture, il est utile d'adopter une approche systémique de l'exploitation agricole. Celle-ci permet d'analyser et/ou de gérer l'ensemble des composantes qui importent lorsqu'il s'agit de modifier la structure de l'exploitation (bâtiments, assolement, rotation, système de fertilisation, rationnement du bétail, etc.). Cette approche systémique vise à rationaliser l'analyse et la gestion des effets directs et indirects d'une modification structurelle d'une exploitation agricole.

A.3.2 Modèles d'agriculture durable développés en Europe

Plusieurs modèles d'agriculture durable sont actuellement en voie de développement. Citons notamment :

- I/E AFS sont les initiales d'un groupe d'étude méthodologique Integrated/Ecological Arable Farming System qui a élaboré entre 1993 et 1998 une méthode de recherche et développement de systèmes de production agricole durable sous la direction de P. Vereijken (AB-DLO, Wageningen). Pas moins de 35 scientifiques en provenance de 25 pays européens ont participé par leurs expériences à la progression de la méthode développement de systèmes de production en ferme-pilote . Celle-ci a été publiées dans quatre manuels. La recherche ECOFARM a largement contribué à cette étude méthodologique au point que ses résultats sont repris dans la publication finale du groupe d'étude.
- La ferme expérimentale de Lautenbach (Baden-Württemberg) en Allemagne, dont les objectifs sont de lutter contre les maladies des cultures par l'ensemble de pratiques agricoles (fertilisation, travail du sol, rotation, etc.), d'améliorer l'efficacité énergétique, de réduire les émissions agricoles polluantes et de promouvoir la diversité des espèces sauvages (El Titi, 1990).
- Le Fördergemeinschaft Integrierter Pflanzenbau (FIP, Bonn) qui vise à améliorer la qualité de la nourriture, préserver l'environnement et assurer un revenu aux producteurs par un système de production agricole intégré. Ce système est essentiellement bâti sur des exploitations de polyculture-élevage où la rotation, la protection des cultures, la fertilisation et la conservation de la fertilité du sol font l'objet d'une attention particulière.
- La ferme expérimentale de Long Ashton en Grande-Bretagne où a été développé le modèle Lower Input Farming and Environment (LIFE) par Jordan (1994).

-
- Le réseau de fermes-pilotes de la station de Lelystad aux Pays-Bas où a été développé par Wijnands (1998) un modèle d'agriculture intégré visant à protéger la qualité de l'air et de l'eau, la fertilité du sol et le revenu de l'exploitation en recourant et en améliorant un ensemble de techniques agricoles comme la protection intégrée des plantes, la rotation multifonctionnelle, la gestion écologique des fertilisants, etc.
 - Le réseau de fermes-pilotes du Flevoland aux Pays-Bas développé par Vereijken & Kloen (1998) sur des fermes arables en visant la protection des ressources en eau, la qualité de l'air, le développement de la diversité des espèces sauvages et le revenu de l'exploitation par des méthodes basées sur la rotation multifonctionnelle, la gestion écologique des fertilisants, la gestion de l'infrastructure naturelle et l'optimisation de la structure de la ferme.
 - Des programmes nationaux et internationaux visent également à instaurer une agriculture plus durable. Par exemple :
 - En Suisse, le programme de Production Intégrée (PI) a pour objectif d'exploiter et de sauvegarder les bases naturelles de l'existence et de préserver et entretenir les sites cultivés. Concrètement, les actions du programme visent la conservation de la fertilité du sol par la lutte contre l'érosion, la conservation des espèces sauvages par la mise en valeur de zones de compensation écologiques, la protection des eaux par le contrôle des flux d'azote, de phosphore et de potassium de l'exploitation. En outre, des mesures de contrôle de l'emploi de pesticides tendent à réduire globalement ces émissions dans l'environnement. Enfin, une gestion des troupeaux (réduction de la claustration, suivi sanitaire, etc.) vise à améliorer les conditions de vie des animaux. Le programme PI s'inscrit dans un vaste remaniement de la politique agricole suisse qui concerne l'ensemble des exploitations. L'enseignement agricole et la recherche agronomique sont également réorientés dans ce sens. Le programme PI s'appuie sur le relevé d'un grand nombre d'indicateurs en ferme.
 - L'agriculture biologique a été initié en Europe, il y a une septantaine d'années et pratiqué depuis dans le monde entier par un nombre croissant d'agriculteurs. Le mode de production biologique est reconnu par les autorités européennes par règlement 2092 (CEE, 1992). L'agriculture biologique a pour but de produire une alimentation de qualité tout en protégeant les ressources naturelles. En agriculture biologique, l'apport des fertilisants minéraux est remplacé par celui des fertilisants organiques et par la fixation symbiotique d'azote chez les légumineuses. La lutte contre les parasites des cultures et les mauvaises herbes est axée sur l'ensemble des techniques culturales (variétés résistantes, rotation équilibrée, etc.). La lutte mécanique, biologique, et le désherbage par le feu sont préconisés avant la lutte chimique. Quelques produits phytopharmaceutiques sont autorisés en cas de danger immédiat menaçant la culture. De même, le contrôle de la santé des animaux est basé sur les méthodes prophylactiques (densité du cheptel, bâtiments, alimentation, productivité, sélection génétique, etc.) et homéopathiques, avec néanmoins la possibilité de recourir aux méthodes allopathiques en cas de danger immédiat menaçant les animaux. Le lien de l'élevage au sol est préconisé par le respect d'une charge maximale et une autosuffisance alimentaire minimale. Des mesures sont également prises pour garantir le bien-être des animaux.

- En France, le Plan de Développement Durable (PDD) a pour objectif de réorienter le système d'exploitation vers un mode de production intégrant mieux notamment les préoccupations d'environnement (Anonyme, 1994). La conversion se base sur un processus de recherche-action mené par les agriculteurs eux-mêmes qui s'appuient sur des propositions établies à partir de Diagnostics Agri-environnementaux d'Exploitation (DAE). Cet audit prend en compte les caractéristiques de la famille et de son milieu (les personnes et leurs objectifs, l'historique, l'environnement social, économique et culturel) et analyse l'exploitation sous l'angle de son fonctionnement technique et environnemental (le parcellaire, l'hydraulique, les sols, la biodiversité, l'architecture, le paysage, l'air, l'énergie, les bâtiments, le matériel). Il comprend également un relevé des caractéristiques des cultures, des troupeaux et des autres activités et enfin, une analyse des résultats économiques, de la viabilité et de la transmissibilité de l'exploitation. Au terme de cette analyse, une synthèse soulignant les atouts et contraintes de l'exploitation est fournie à l'agriculteur. L'évaluation des projets de développement durable est basée sur les résultats d'un ensemble d'indices de durabilité. C'est dans le cadre du PDD du Tarn (Midi-Pyrénées) que SOLAGRO a développé un diagnostic agri-environnemental basé sur 16 indicateurs (Pointereau & Bochu, 1997)

Plusieurs méthodes d'audit agri-environnementaux servent à estimer la durabilité des systèmes de production agricole par un panel d'indicateurs. Citons notamment les Indicateurs environnementaux pour l'agriculture (OCDE, 1997), Girardin *et al.* (1999), SAFE (Van Bol *et al.*, 1998), ESI (Sands & Podmore, 2000).

A.3.3 Cadre des expérimentations

ECOFARM est une expérience qui a été menée en Moyenne Belgique entre 1993 et 1997 avec des fermes mixtes laitières biologiques. Cette expérience avait pour objectif de développer un système de production agricole durable en se basant sur les méthodes de l'agriculture biologique. ECOFARM était coordonnée avec deux autres expériences menées simultanément aux Pays-Bas par P. Vereijken & H. Kloen (AB-DLO; Wageningen), avec des fermes biologiques de grandes cultures et de maraîchage de plein champ, et en Irlande par F. Mac Naeidhe & W. Murphey (Teagasc - Wexford), sur des fermes biologiques d'élevage de bovin allaitant et d'ovins. La recherche s'est basée sur l'approche du système de production initiée par P. Vereijken dans le courant des années '80. Cette méthodologie a été étudiée et développée par le réseau de recherche I/EAFS dans le courant des années '90 (Vereijken, 1994, 1995, 1996, 1998). La coordination des trois équipes de recherche a permis de nombreuses interactions qui se sont concrétisées par des échanges d'information et de savoir-faire très nombreux. Le financement de la recherche a été assuré par la Commission Européenne (DG VI) dans le cadre du programme AIR3 sous les références CT 92-0051.

PROP'EAU-SABLE (PROjet-Pilote pour la Protection des EAUx de la nappe des SABLEs bruxelliens) est une expérience menée depuis 1997 en Moyenne Belgique dans la Zone vulnérable des Sables bruxelliens. Elle fait l'objet d'un contrat de recherche entre l'Université catholique de Louvain et le Ministère de la Région Wallonne, Direction Générale des

Ressources Naturelles et de l'Environnement - Section Eaux Souterraines. Cette expérience a pour but de développer une méthode de gestion de l'azote en ferme afin de réduire les risques de contamination des eaux souterraines par la pollution diffuse du nitrate d'origine agricole. Cette recherche s'inscrit dans la phase préparatoire de la mise en œuvre du Programme d'Action de la Région Wallonne visant à répondre aux obligations de la Directive Nitrates de la Commission européenne (CEE/91/676). PROP'EAU-SABLE est basé sur un groupe de dix fermes-pilotes représentant les systèmes de production agricole de la Zone vulnérable des Sables bruxelliens.

Partie B

Méthodologie du développement de systèmes de production en ferme-pilote

Résumé de la partie B

Le développement de système de production durable en ferme-pilote constitue une innovation méthodologique à laquelle les recherches ECOFARM et PROP'EAU-SABLE ont contribué. L'expérience ECOFARM réalisée en Belgique de 1993 à 1996 a visé à développer un système de production agricole durable, à partir des meilleures pratiques de l'agriculture biologique. Elle s'est basée sur une approche systémique en ferme-pilote. L'expérience PROP'EAU-SABLE débute en 1997 dans la zone de protection des Sables bruxelliens. Elle vise à développer, avec des fermes-pilotes une méthode systémique de gestion de la fertilisation azotée afin de réduire les risques de pollution en nitrate des eaux souterraines.

Cette méthode permet d'appréhender la complexité des systèmes de production agricole. Le développement de systèmes de production agricole se base sur la définition d'objectifs de "durabilité" à partir desquels sont choisis des indicateurs qui permettent de mesurer l'accomplissement des objectifs. Lorsque ces objectifs sont atteints, le système de production est considéré comme "durable". Parallèlement, la notion de durabilité et d'agriculture durable est illustrée et discutée dans ce travail. Il apparaît que même si cette notion peut avoir une définition générale à long terme, elle est, à court terme, relative aux conditions socio-économiques, politiques et philosophiques initiales du système agricole visé.

Chaque indicateur est accompagné d'une norme afin d'évaluer le niveau des indices. Il se dégage des expériences que le choix des indicateurs et la sélection du groupe des fermes pilotes sont des aspects qui demandent une attention prioritaire. Le choix des objectifs, des indicateurs et des normes doit être réalisé préalablement au commencement du travail en ferme-pilote. Le groupe de fermes-pilotes est choisi en fonction des caractéristiques du système d'exploitation visé et des capacités de travail en équipe des agriculteurs. L'ensemble des indicateurs est relevé une première fois dans les fermes-pilotes afin de constituer un état des lieux initial qui servira de témoin des évolutions futures des systèmes d'exploitations.

Les indices sont ensuite relevés chaque année dans chaque ferme et c'est à partir de ceux-ci que des améliorations sont planifiées pour entraîner, petit à petit, la ferme-pilote vers un système de production plus durable. En fonction des objectifs de durabilité fixés et de l'état des lieux initial de chaque ferme-pilote, plusieurs années sont parfois nécessaires pour amener une ferme au niveau de durabilité souhaitée. Pour accompagner cette évolution annuelle des fermes-pilotes, un système d'objectifs annuels de progression a été mis au point. Ces modifications sont établies sur la base des méthodes systémiques de gestion qui sont testées et améliorées de manière itérative tout au long de l'expérimentation. Chaque méthode systémique de gestion est relative à un aspect du système de production (fertilisation, gestion des prairies, rotation, etc.).

L'évolution de chaque ferme-pilote est évaluée en comparant ses indices par rapport aux normes, aux indices des autres fermes-pilotes et, le cas échéant, par rapport aux indices relevés précédemment. Les méthodes systémiques de gestion sont évaluées relativement à la proportion de fermes qui respectent les normes de l'expérience et, le cas échéant, par rapport à ces mêmes valeurs relevées les années antérieures. L'évaluation de l'accomplissement des objectifs est basée sur le même principe que celui des méthodes systémiques de gestion.

Le développement de systèmes de production en ferme-pilote suscite un gros intérêt de la part de la profession agricole en raison de la place centrale qui est rendue à l'agriculteur. La

dynamique de l'expérience est cependant étroitement dépendante de la qualité de la communication entre le monde scientifique et agricole. Dans ce sens, des efforts particuliers de vulgarisation doivent être consentis tout au long de l'expérience.

B.1 Présentation générale de la méthode de développement de systèmes de production avec des fermes-pilotes

B.1.1 Approche systémique

B.1.1.1 Introduction

La méthode est basée sur une approche systémique des exploitations agricoles.

A la différence de l'approche analytique, l'approche systémique englobe la totalité des éléments du système étudié, ainsi que leurs interactions et leurs interdépendances (de Rosnay, 1975).

En agriculture, le "système" correspond au système de production agricole ou à une partie restreinte de celui-ci comme le système de fertilisation ou le système de protection de cultures.

L'approche systémique consiste à travailler à partir des composantes fonctionnelles du système, c'est-à-dire, l'ensemble des éléments (structurels, économiques organisationnels) du système de production qui interviennent dans la réalisation d'une ou de plusieurs fonctions agricoles. Par exemple, l'influence de la rotation des cultures (élément structurel du système de production) sur la fourniture d'une nourriture de qualité (fonction agricole), ou encore, l'influence des dates d'épandage des engrais de ferme (élément organisationnel du système de production) sur la protection des eaux souterraines (fonction agricole).

Dans la méthode développement de systèmes de production en ferme-pilote, les objectifs généraux du système de production sont tout d'abord définis à partir des fonctions agricoles recherchées. Par exemple, la protection de la fertilité du sol, la production d'une nourriture de qualité, etc.

Ensuite, des indicateurs de l'état du système de production agricole sont développés afin d'évaluer la situation initiale. Cette évaluation est rendue possible par la définition explicite des normes de chaque indicateur. Ensuite, plusieurs méthodes systémiques de gestion sont développées pour gérer chacun des secteurs du système de production (fertilisation, élevage, économie, ravageurs, etc.) influençant un ou plusieurs objectifs.

Cette approche systémique est prolongée par des améliorations, en ferme, du système d'exploitation. Ces améliorations sont réalisées en collaboration avec un groupe d'agriculteurs-pilotes qui sont encadrés durant plusieurs années.

B.1.1.2 Choix des objectifs du système de production

En général, les objectifs d'un système de production agricole durable sont tous plus ou moins

liés à la protection des potentialités de production dans le respect de l'espèce humaine et des autres espèces. Concrètement, les menaces d'altération des potentialités de production varient d'une région à l'autre en fonction de l'activité humaine présente et passée et des caractéristiques de l'environnement. Par exemple, dans certaines régions, l'érosion des terres est une menace pour la durabilité alors qu'elle ne l'est pas dans d'autres régions. D'autre part, les menaces sont perçues différemment suivant le contexte socio-économique qui amène les populations concernées à privilégier tel ou tel objectif de développement. Ainsi, par exemple, la sûreté alimentaire (qualité des produits) est certainement moins prioritaire dans les régions où la question de la sécurité alimentaire (quantité de produits) se pose régulièrement.

Dès lors, le concept d'agriculture durable est traduit par un ensemble d'objectifs de durabilité conditionnés par les caractéristiques environnementales et socio-économiques. En conséquence, ce concept d'agriculture durable sera parfois fort différent suivant les régions.

B.1.1.3 Développement des indicateurs et définition des normes

Les indicateurs sont choisis afin d'évaluer l'état du système de production vis-à-vis des objectifs.

Pour chacun des objectifs au moins un indicateur est choisi. Certains objectifs nécessitent plusieurs indicateurs pour leur évaluation. Il arrive également qu'un indicateur permette d'évaluer simultanément plusieurs objectifs. Il est vérifié que les indicateurs soient tous suffisamment indépendants les uns par rapport aux autres dans le sens où chacun d'entre eux doit renseigner sur un aspect différent du système de production.

Ensuite, pour chaque indicateur, une norme est choisie afin de constituer une référence pour l'évaluation du système de production. Le choix des normes est fortement lié aux objectifs. Certaines normes sont inspirées de la littérature scientifique, d'autres constituent un compromis entre ce qui est scientifiquement démontré et ce qui est socialement acceptable. Ces dernières sont alors issues de règlements en application dans l'un ou l'autre pays européen.

Les indicateurs et les normes fournissent dès lors un outil d'évaluation du système de production permettant d'obtenir un ensemble d'indices qui situent le système de production vis-à-vis des objectifs de durabilité.

Les indicateurs qui renseignent sur l'accomplissement de l'objectif visé sont appelés "indicateurs de résultats" alors que les "indicateurs de moyens" renseignent plutôt sur la mise en œuvre de moyens en vue d'atteindre l'objectif mais sans garantie aucune qu'il soit atteint

B.1.1.4 Elaboration des méthodes systémiques de gestion

Au terme du constat de la situation des fermes-pilotes par l'analyse des indices, il est souvent utile d'améliorer une ou plusieurs composantes fonctionnelles du système de production (fertilisation, lutte contre les ravageurs, rotation, etc.). Une méthode systémique de gestion est alors élaborée pour améliorer les indices de durabilité et par là, le système de production.

La méthode systémique de gestion regroupe et organise l'ensemble des pratiques agricoles et environnementales qui permettent de modifier le système de production en vue d'atteindre un

ou plusieurs objectifs de durabilité.

Par exemple, la recherche de la conservation de la flore sauvage dans une ferme nécessite la mise en œuvre de plusieurs pratiques : protection des bords des eaux, fauchage tardif des talus, plantation de haies diversifiées, etc. Ces pratiques doivent être envisagées dans le cadre d'un plan pluriannuel de conservation des zones "naturelles" dans la ferme. Ce plan est lui-même envisagé au terme d'une étude des potentialités de la ferme pour la création ou la conservation de la flore. La méthode systémique de gestion va, dans ce cas, être constituée d'une procédure d'analyse des potentialités de la ferme, de directives quant à l'établissement d'un plan pluriannuel de conservation de la flore sauvage et de nombreuses prescriptions relative à l'établissement et l'entretien de zones "naturelles".

En général, des contradictions existent entre les objectifs de durabilité (par exemple : revenu de la ferme et protection de l'eau souterraine) et il importe d'analyser ces conflits dans le détail pour y trouver des solutions. Ce n'est qu'une fois ces solutions trouvées que la méthode systémique de gestion peut être proposée.

B.1.2 Création et fonctionnement d'un groupe de fermes-pilotes

Les indicateurs et les méthodes systémiques de gestion sont ensuite testés dans des fermes en étroite collaboration avec des agriculteurs. Le travail de recherche en collaboration avec des agriculteurs est extrêmement intéressant car il permet d'allier leur expertise avec celles des scientifiques. Cependant, ce travail est de nature toute différente de celui qui est effectué, par exemple, en champ d'essai dans une station expérimentale avec des collaborateurs formés à la recherche et dans un environnement où les questions économiques sont subordonnées à celles de la recherche.

B.1.2.1 Sélection des fermes-pilotes

La sélection des fermes-pilotes est la première étape du test, en condition de production, du système de production durable. Cette étape se déroule en trois phases : l'appel de candidature, la sélection des candidats et la rédaction d'un contrat de collaboration.

L'appel de candidature vise à constituer une réserve de candidats pour la recherche. Cet appel est précédé par une campagne d'information la plus large possible par voie de presse.

La sélection de candidats est effectuée sur la base des critères définis en fonction des objectifs de la recherche.

Un contrat est établi avec les agriculteurs-pilotes afin de préciser les attentes de l'équipe de recherche, les engagements de celle-ci et les indemnités ou rémunérations que les agriculteurs perçoivent pour leur collaboration.

B.1.2.2 Dynamique du groupe-pilote

Dans une recherche systémique en ferme-pilote, il faut en premier lieu assurer une formation importante des agriculteurs. A ce stade, déjà, il est indispensable de reformuler l'information

de manière vulgarisée afin de la rendre accessible à des non-scientifiques.

Il faut ensuite organiser des réunions régulières entre les agriculteurs et les scientifiques pour échanger l'information et pour susciter la réflexion. Ces réunions peuvent également être l'occasion d'effectuer une visite d'exploitation ou d'assister à une démonstration de matériel agricole en relation avec la recherche. C'est à partir de cet échange bilatéral d'information et de cette réflexion commune qu'est bâti l'essentiel du développement des indicateurs et des méthodes systémiques de gestion.

D'autre part, la maîtrise des paramètres de la recherche permet aux agriculteurs d'interpeller les scientifiques en dehors des réunions organisées. C'est souvent à partir de ces réflexions personnelles exprimées par les agriculteurs, lors de visites de la ferme par exemple, que des améliorations notoires des méthodes systémiques de gestion sont initiées.

Il faut enfin assurer annuellement la synthèse des données afin de fournir aux agriculteurs-pilotes les indices de leur exploitation afin d'évaluer les progrès effectués. C'est sur la base de cette évaluation que les objectifs de progression de l'année suivante sont définis.

B.1.2.3 Evaluation des fermes-pilotes et des méthodes systémiques de gestion

Les fermes-pilotes sont évaluées en comparant leurs indices aux indices du groupe ainsi qu'aux normes. Le cas échéant, les indices des fermes-pilotes sont aussi comparés à ceux des années antérieures. Les méthodes systémiques de gestion sont évaluées avec les indices moyens du groupe en les comparant aux normes de chaque indicateur. L'efficacité des méthodes systémiques de gestion est évaluée par la progression des indices du groupe d'année en année.

B.2 Développement d'un système de production durable avec un groupe de fermes-pilotes biologiques : ECOFARM

B.2.1 Approche systémique

B.2.1.1 Choix des objectifs du système de production durable

Les objectifs de durabilité ont été proposés par l'équipe de recherche. Ils ont été discutés et précisés avec les agriculteurs préalablement à leur participation à la recherche. Dans le contexte de l'agriculture biologique en Moyenne Belgique, il est apparu que les objectifs de durabilité concernaient la protection de la qualité des eaux souterraines, le maintien de la fertilité chimique du sol, la conservation (ou restauration) de la flore et de la faune naturelles tout en conservant un revenu suffisant au niveau de la ferme et en produisant régulièrement une nourriture de qualité.

Ces objectifs n'ont pas été remis en question pour le reste de l'expérimentation.

B.2.1.2 Développement des indicateurs et définition des normes

Afin d'évaluer l'accomplissement des objectifs par le système de production, quatorze indicateurs ont été développés. Pour chacun de ces indicateurs, une norme a été fixée afin d'en permettre l'évaluation. Certains indicateurs ont été construits à partir de la moyenne des mesures effectuées sur plusieurs parcelles (ou zones) de taille différente. Dans ce cas, la moyenne a été pondérée par rapport à la surface des parcelles afin d'obtenir un indice qui représente mieux le système de production.

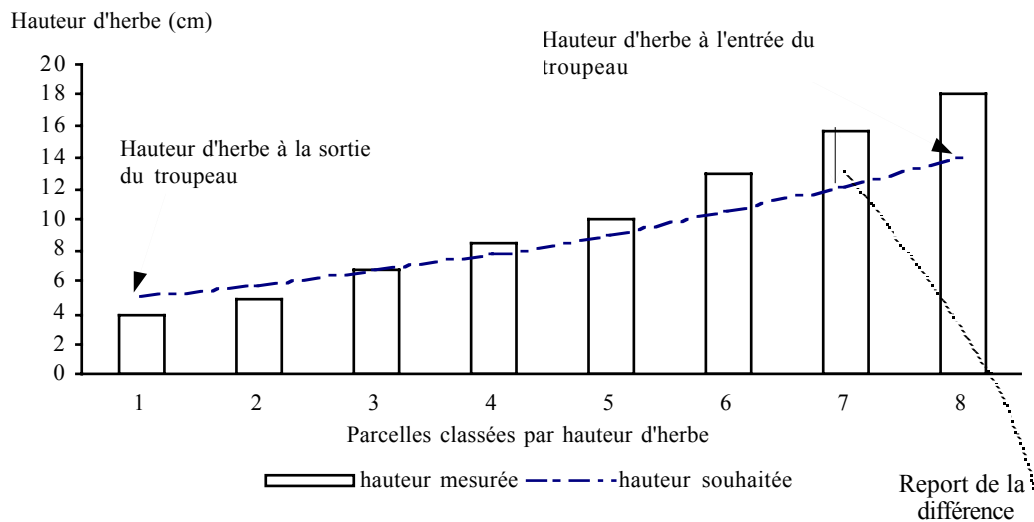
Les indicateurs sont les suivants.

1. L'Indice de Pâturage (IP)

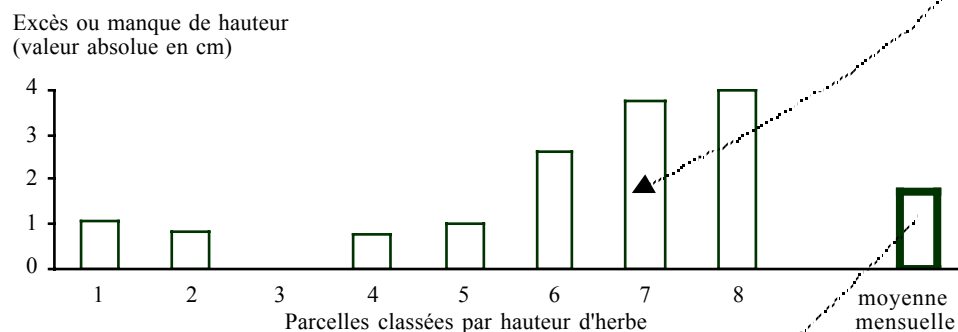
L'Indice de Pâturage a été basé sur la mesure de la hauteur de l'herbe avec un herbomètre (Castle, 1976). La mesure a été effectuée tous les mois sur les parcelles pâturées par les vaches laitières entre les mois de mai et septembre. Les parcelles ont ensuite été classées par hauteur d'herbeREF et chaque mesure a été comparée à une courbe de croissance idéale de l'herbe (Etape 1 ; Figure 1). Cette courbe, constituée par une régression exponentielle entre 5,5 et 13,5 cm de hauteur d'herbe, simule simplement la croissance idéale de l'herbe pendant la repousse entre deux pâturages. La valeur de 5,5 cm correspond à la hauteur d'herbe où les animaux doivent sortir de la parcelle afin d'éviter un surpâturage. La valeur de 13,5 cm est la hauteur d'herbe conseillée pour l'entrée des animaux dans la parcelle. C'est à cette hauteur que l'herbe présente le plus d'avantages pour la production laitière.

Figure 1 - Etablissement de l'Indice de pâturage - classement des parcelles et estimation des déviations par rapport à la normale

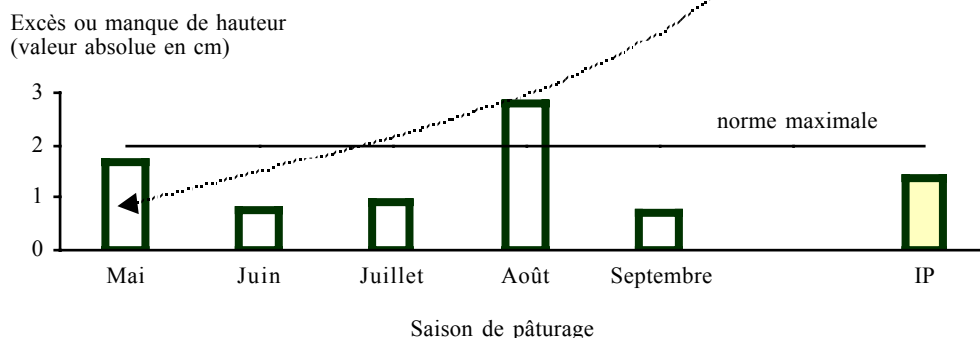
Etape 1 : mesure de la hauteur d'herbe de chaque parcelle en rotation



Etape 2 : calcul de la différence moyenne entre la hauteur souhaitée et la hauteur mesurée



Etape 3 : Calcul de la moyenne pour toute la saison de pâturage



La moyenne des différences absolues entre la hauteur souhaitée et la hauteur mesurée constitue une observation mensuelle (Etape 2; Figure 1). L'IP a ensuite été calculé à partir de la moyenne des observations mensuelles de la saison de pâturage en indiquant ainsi la réussite de la maîtrise du pâturage tournant (Etape 3; Figure 1). Toutes les valeurs ont été exprimées en centimètre car cette unité physique signifiait quelque chose de concret pour

les agriculteurs et que l'indicateur a dès lors été plus aisé à comprendre.

La norme maximale pour l'IP a été fixée à 2 cm. Cette norme a été fixée de manière empirique en considérant qu'une déviation moyenne inférieure à 2 cm ne portait pas préjudice à la régularité de la production laitière. Cependant, une étude qui prendrait en compte cette relation en calculant la variabilité du phénomène viendrait à point pour déterminer cette norme.

2. Le Lait Fourrage Grossier (LFG).

Le LFG représente la production annuelle de lait par vache moins la quantité de lait produit à partir des aliments concentrés.

Cet indicateur a été choisi car il a déjà montré dans d'autres études sa pertinence pour l'évaluation de la gestion du pâturage (Thomas *et al.*, 1991). En effet, cet indicateur permet de juger si le système de pâturage valorise au mieux l'herbe offerte aux animaux.

Dans cette approche, il a été considéré, qu'en moyenne, 1 kg d'aliment concentré (céréale aplatie) permet de produire 2 litres de lait en se basant sur la valeur alimentaire des aliments concentrés (Ministère de l'Agriculture, 1993).

La norme minimale de LFG a été fixée à 3000 l de lait.vache⁻¹. Au-dessous de cette norme, on a considéré que l'herbe et les fourrages grossiers n'étaient pas suffisamment valorisés dans la ferme.

3. L'Indice Phytosanitaire de la Rotation (IPR).

50 pieds de céréales ont été échantillonnés sur chaque parcelle en mai. Les symptômes de *Pseudocercospora herpotrichoïdes*, *Rhizoctonia cerealis* et *Fusarium* sp. ont été quantifiés sur la tige principale et une tige secondaire de chaque pied. Les pieds ne présentant pas de symptôme de ces maladies ont été considérés comme sains. Après une pondération des observations en fonction des surfaces des parcelles, la proportion de pieds sains des cultures céréalières a constitué l'IPR.

Cet indicateur a été choisi car la transmission des maladies des plantes par le sol est un des critères qui déterminent la rotation culturale. L'état sanitaire des céréales, et plus précisément, le niveau d'infestation des céréales par les maladies transmises par le sol permet d'établir un indicateur de la pression phytosanitaire exercée par le choix des successions culturales. L'intérêt de cet indicateur a été aussi renforcé par le fait que les céréales étaient cultivées sur toutes les fermes-pilotes d'ECOFARM.

La norme de l'IPR minimale a été fixée à 70 % de pieds sains, ce qui correspond, en agriculture conventionnelle, à un seuil au-dessous duquel il est économiquement justifié de traiter la parcelle, pour les maladies considérées.

4 et 5. Réserves Disponibles en Phosphore (RDP) et Réserves Disponibles en potassium (K) (RDK).

Les indicateurs ont été déterminés sur la base d'un échantillonnage de sol de toutes les parcelles effectué au début de la recherche. Chaque échantillon a été analysé pour déterminer sa teneur en phosphore par colorimétrie selon la méthode de Van der zee *et al.*, 1990. La teneur en potassium a été mesurée par spectrophotométrie après une extraction à l'acétate d'ammonium + EDTA suivant la méthode de Lakanen & Erviö, 1971. Les teneurs mesurées dans chaque parcelle ont été agrégées dans une moyenne pondérée en fonction de la surface des parcelles.

Cet indicateur a été choisi car la fertilité des sols est abordée traditionnellement en Belgique par le biais des réserves de nutriments disponibles pour la plante dans le sol. L'originalité de l'approche des indicateurs RDP et RDK a tenu dans la mesure simultanée des réserves de nutriment dans le sol de toutes les parcelles de la ferme.

En fonction des sols rencontrés dans les fermes-pilotes, les normes des indicateurs ont été établies sur les principes suivants :

x_1 (limite agronomiquement souhaitable) $\leq$ RDP $\leq y_1$ (limite économiquement souhaitable).

x_2 (limite agronomiquement souhaitable) $\leq$ RDK $\leq y_2$ (limite économiquement souhaitable).

Les normes x_1 , y_1 , x_2 et y_2 ont été définies pour chaque ferme en fonction de la C.E.C. (Capacité d'Echange Cationique) moyenne de leur sol suivant les valeurs proposées par la Commission des Sols de Wallonie (CSW, 1988 et 1989). Pour ECOFARM, les normes ont été les suivantes (Tableau 1) :

Tableau 1 - Valeurs limites définissant les normes pour les indicateurs RDP et RDK

CEC	RDP		RDK	
	x_1	y_1	x_2	y_2
$meq.100\ g^{-1}$	$mg.100\ g\ sol\ sec^{-1}$		$mg.100\ g\ sol\ sec^{-1}$	
< 5	1	3	5,2	7,7
5 - 9,9	2	4	10,4	15,5
10 - 14,9	4	7	15,6	23,3
15 - 19,9	5	8	20,8	31,1
20 - 25	7	10	26	38,9

RDP : Réserves Disponibles en Phosphore, RDK : Réserves Disponibles en potassium (K).

CEC : Capacité d'Echange Cationique, x : valeur limite inférieure, y : valeur limite supérieure.

Les normes y_1 et y_2 (limite économiquement souhaitable) sont les valeurs supérieures des classes de fertilité définies dans le tableau 1. Il a été considéré comme inutile et coûteux de conserver une réserve de nutriment dans le sol au-delà de la stricte nécessité agronomique.

6, 7 et 8. Solde du Bilan de l'Azote, du potassium (K) et du Phosphore (SBA, SBK et SBP).

Les bilans annuels de N, P et K ont été constitués à l'aide d'une moyenne des bilans parcellaires pondérée par la surface des parcelles.

Pour ces bilans, les flux suivants ont été comptabilisés :

Entrées : fertilisation, aliments complémentaires durant le pâturage, immission atmosphérique, fixation symbiotique et asymbiotique.

- Fertilisation : teneur en N, P, K des fertilisants organiques du commerce et des engrais de ferme.
- Aliments complémentaires durant le pâturage : teneur en N, P, K des aliments complémentaires multiplié par un coefficient d'excrétion de 85 % pour N, 68 % pour P et 92 % pour K (Calvet, 1986).
- L'immission atmosphérique : considérée comme étant égale à 35 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Frangmeier *et al.*, 1994).
- La fixation symbiotique : estimée suivant la méthode de Kristensen *et al.* (1995) pour les prairies à base de trèfle blanc.

Tableau 2 - Fixation d'azote dans les prairies à base de trèfle blanc (kg N.ha⁻¹.an⁻¹)

Age de la prairie	Teneur en trèfle (%)			
	≤10	11-30	31-50	≥50
1 ^{ère} et 2 ^{ème} année de culture	0	47	84	125
Plus de 2 années de culture	0	76	154	245

Pour les cultures contenant d'autres légumineuses, un coefficient de fixation de 4 % de la Matière Sèche (MS) produite a été pris en compte.

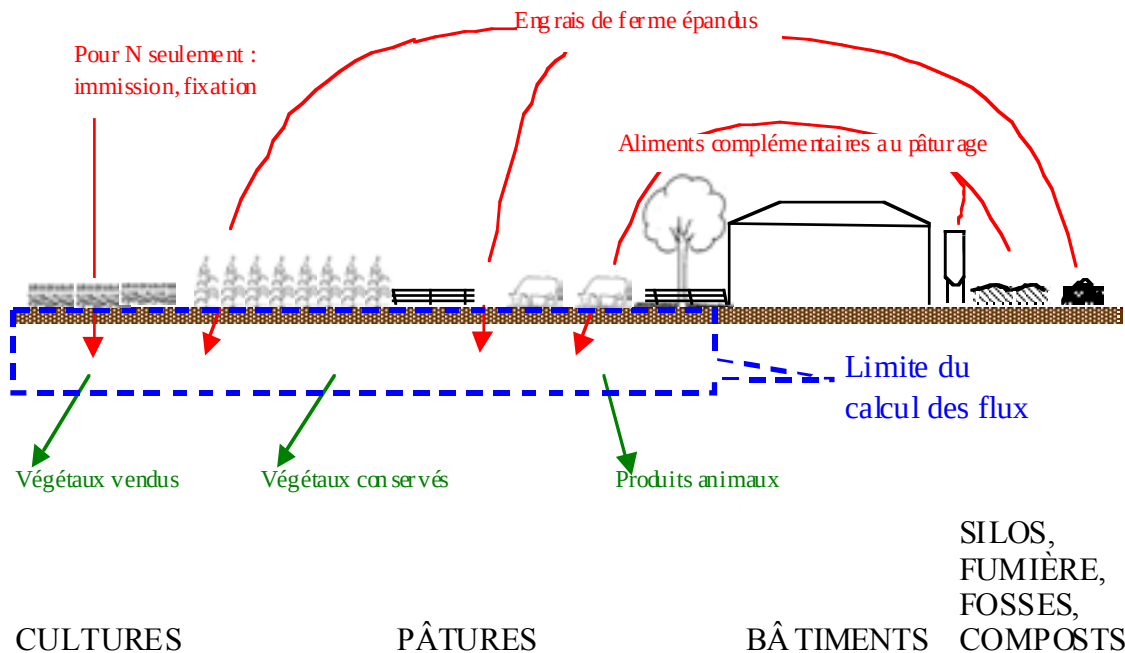
- La fixation asymbiotique : estimée à 10 kg N.ha⁻¹.an⁻¹.

Sorties : produits végétaux et animaux exportés des parcelles.

- Les quantités végétales produites ont été évaluées par les agriculteurs. Des échantillons ont été prélevés pour l'analyse de leur teneur en N, P et K.
- La production animale au pâturage a été estimée à partir de la quantité d'herbe ingérée dont 15 % de l'azote, 32 % du phosphore et 8 % du potassium sont retenus par l'animal pour son métabolisme et sa production (Calvet, 1986).

Ces bilans reviennent à calculer les flux qui entrent et qui sortent du compartiment "sol" des parcelles des fermes-pilotes (figure).

Figure 2 - Représentation schématique des flux pris en compte dans le calcul des bilans



Pour les prairies pâturées cependant, la simplification suivante a été utilisée.

En prairie pâturée, le flux qui entre dans le compartiment sol est occasionné par les déjections animales, les engrais et, pour les flux d'azote uniquement, par la fixation symbiotique, la fixation asymbiotique et l'immission atmosphérique. L'herbe pâturée est l'unique sortie de ce compartiment. Dès lors, le bilan de ce compartiment peut s'écrire :

$$\text{Bilan}_{\text{sol}} = D + AE - HP$$

où *D* signifie Déjections animales, *AE* signifie Autres entrées et *HP* signifie Herbe Pâturée.

Or, les déjections animales proviennent de l'herbe pâturée et des aliments complémentaires (AC) donnés pendant la saison de pâturage (concentrés donnés en salle de traite et fourrages grossiers complémentaires distribués en pâture). Par exemple, pour l'azote :

$$D = 0,85 HP + 0,85 AC \text{ (Calvet, 1986).}$$

En combinant les deux équations et en simplifiant le résultat, nous obtenons dans le cas de l'azote :

$$\text{Bilan}_{\text{sol}} = 0,85 AC + AE - 0,15 HP$$

Dès lors, les entrées dans le compartiment du sol des prairies pâturées est, pour l'azote : $0,85 AC + AE$ et la sortie est constituée de $0,15 HP$.

Ces indicateurs ont été choisis car ils permettent de renseigner sur les flux des éléments N, P et K qui transitent sur les terres cultivées. En outre, les soldes de ces bilans permettent d'évaluer globalement la (solde négatif) ou de l'accumulation (solde positif) du N, du P et du K au niveau de l'assolement.

Les normes choisies pour ces indicateurs ont été les suivantes.

Pour l'azote : $SBA = \text{Entrées de N} - \text{Sorties de N}$; norme max. = $136 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ en moyenne. Cette valeur est constituée par la prise en compte de plusieurs termes auxquels sont associées des limites acceptables ou, à défaut de norme de pollution, des valeurs généralement rencontrées dans des systèmes de production améliorés du point de vue de la gestion de l'azote. Les termes choisis étaient : lessivage : max. 68 kg N.ha^{-1} ; dénitrification : 7 kg N.ha^{-1} ; volatilisation : 10 kg N.ha^{-1} ; ruissellement : 5 kg N.ha^{-1} ; pertes sur le chemin de la traite : 9 kg N.ha^{-1} ; variation du stock de matière organique du sol : 37 kg N.ha^{-1} en moyenne. Le dernier terme est estimé en fonction de la part des prairies dans la SAU. Ces valeurs sont expliquées plus en détail au chapitre C.2.2.1, page 78.

Pour le phosphore et le potassium, les normes ont été liées aux valeurs des indices RDP & RDK. Ainsi, lorsque les réserves du sol étaient insuffisantes ou excessives, le bilan de l'élément correspondant devait être ajusté en conséquence.

$SBP = \text{Entrées de P} / \text{Sorties de P}$. Si $RDP < x_1$, alors SBP doit être $> 1,25$; si $RDP > y_1$, alors SBP doit être $= 0,75$; si $x_1 \leq RDP \leq y_1$, alors SBP doit être compris entre 0,75 et 1,25.

$SBK = \text{Entrées de K} / \text{Sorties de K}$. Si $RDK < x_2$, alors SBK doit être $> 1,25$; si $RDK > y_2$, alors SBK doit être $= 0,75$; si $x_1 \leq RDK \leq y_1$, alors SBK doit être compris entre 0,75 et 1,25.

Par exemple, dans le cas d'un déficit en phosphore du sol (RDP inférieur à la norme x_1), le SBP doit être $> 1,25$ (entrées de phosphore supérieures aux sorties) afin de restaurer la fertilité jusqu'à un niveau agronomiquement souhaitable.

9. Azote Potentiellement Lessivable (APL).

Cet indicateur est basé sur une mesure du reliquat d'azote nitrique situé dans le sol entre 0 et 1 m de profondeur au mois de novembre. Cette mesure a permis d'obtenir un indice du risque de lessivage d'azote pendant l'hiver qui suit. Les mesures ont été agrégées par une moyenne pondérée en fonction de la surface des parcelles.

Afin d'obtenir une idée de l'azote potentiellement lessivable au niveau de la ferme, le sol de chaque culture (dont la surface $\geq 5 \%$ SAU) a été échantillonné entre 0 et 1 m de profondeur sur une ou plusieurs parcelles. Au laboratoire, la teneur en nitrate du sol a été analysée par colorimétrie suivant la méthode de Bremner & Yeomans (1987).

La norme maximale choisie pour APL a été fixée $68 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$ en se basant sur la réflexion suivante : étant donné une percolation hivernale moyenne de 300 mm et en prenant l'hypothèse que seulement 50 % du reliquat azoté pré-hivernal soit lessivé, la concentration critique est atteinte lorsque la teneur du profil $> 68 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$. Cette hypothèse a été confirmée dans le cas des sols avec une teneur en argile supérieure à 15 % (Vereijken & Kloen, 1994). Pour ECOFARM, la teneur moyenne en argile des sols des fermes-pilotes est de 14 %. Il se peut dès lors que cette limite maximale soit légèrement surévaluée.

10. Surface d'Infrastructure Naturelle (SIN).

La SIN a été définie comme la part de la surface de la ferme qui était exclusivement consacrée à conservation ou la restauration de la nature (haies, tournières enherbées, berges de cours d'eau, etc.). Le relevé des surfaces a été effectué en février.

Cet indicateur a été choisi car, dans le contexte de la moyenne Belgique, la conservation de la biodiversité nécessitait (et nécessite toujours) la sauvegarde et l'augmentation de la surface réservée à la nature. Ces surfaces ont été envisagées sous forme d'infrastructures naturelles linéaires réparties sur toute la ferme. La mesure de ces surfaces a donc été destinée à évaluer la "quantité" d'infrastructure naturelle dans la ferme.

La norme de SIN était au minimum de 5 % de la surface de la ferme en référence à la valeur limite des surfaces de compensation écologique de la Production Intégrée en Suisse (OFAG, 1996).

11. Indice de Diversité Botanique (IDB).

L'IDB a représenté l'abondance et la répartition des espèces botaniques dans les zones réservées à la nature dans la ferme. La mesure de l'IDB a été réalisée en mai dans toutes les zones d'infrastructure naturelle sur des quadrats de 100 m². Les mesures ont été agrégées par une moyenne pondérée en fonction de la surface des zones d'infrastructure naturelle. Les espèces ont été identifiées et leur abondance a été notée suivant la méthode de Braun-Blanquet (1932). Les résultats ont été exprimés de deux manières : le nombre d'espèces de dicotylédones, et l'indice de diversité de Shannon (1948) calculé sur les espèces dicotylédones.

La norme de l'indice de diversité de Shannon des dicotylédones a été établie à 2,5 au minimum. Le nombre souhaité d'espèces dicotylédones n'a pas été arrêté au cours de l'expérience ECOFARM. Il était prévu de se baser sur une liste d'espèces-cibles pour chaque habitat protégé (bord des eaux, talus, tournière, etc.) et pour chaque district phytogéographique où les fermes-pilotes se trouvaient. Cependant, faute de temps, ce travail n'a pu être réalisé.

12 et 13. L'Indice de Production et de Qualité (IPQ).

IPQ = Indice de Qualité * Indice de Production

Indice de Qualité (IQ) = prix obtenu (FB.kg⁻¹) / prix de la meilleure qualité (FB.kg⁻¹)

Indice de Production (IP) = production vendue (t.ha⁻¹) / production totale (t.ha⁻¹)

IPQ a été mesuré pour la production de lait et de viande.

Viande

- Pour IQ, le prix de la meilleure qualité a été basé, pour chaque catégorie animale, sur le prix du jour du marché aux bovins le plus proche. Seuls les animaux vendus sur le marché conventionnel ont été pris en compte pour le calcul de cet indice.
- L'IP a été défini comme le rapport de la quantité de viande vendue et de la quantité de viande produite; la différence entre les deux quantités étant donc due

à la mortalité animale.

La norme pour IPQ_{viande} a été fixée à 0,8. Cette valeur correspond, par exemple, à la vente de 95 % de la production à un prix qui correspond à 84 % du prix maximum.

Lait

- L'IQ a été établi à partir du rapport du prix obtenu par l'agriculteur pour le lait livré en laiterie et du prix de référence de la laiterie. Etant donné que ces valeurs varient chaque mois, c'est la moyenne de ces rapports mensuels qui a constitué l'IQ.
- En pratique, dans les fermes mixtes biologiques, une partie de la production de lait est vendue à la laiterie et une partie est destinée à la transformation (beurre, fromage, etc.) et/ou à nourrir les veaux. Etant donné que cette dernière partie de la production ne peut être considérée comme une perte, l'IP du lait a été fixé comme égal à l'unité.

Considérant les valeurs IQ et IP choisies, la norme minimale pour IPQ_{lait} a été établie à 1.

14. Le Revenu du Travail Familial (RTF).

Cet indicateur a été basé sur un suivi économique de l'exploitation. Le calcul de l'indice a été effectué suivant la méthode de l'Institut d'Economie Agricole belge où il a été défini comme la différence entre les recettes et les charges (payées et non-payées) de l'exploitation.

Le RTF de chaque ferme a été comparé à la référence régionale pour le même type de ferme utilisée en guise de norme minimale. L'indicateur a été exprimé en $FB.ha^{-1}$ et en $FB.UTH^{-1}$, où UTH signifie Unité de Travail Humain.

En résumé, le tableau suivant (Tableau 3) reprend, les objectifs, les indicateurs et les normes.

Tableau 3 - Liens existants entre les objectifs, les indicateurs et normes et les méthodes systémiques de gestion

Objectif de durabilité	Quantification des objectifs par des indicateurs et des normes
1. Protection de l'eau et de la fertilité du sol	1.1 APL < 68 kg N-NO ₃ .ha ⁻¹ (0-1 m) 1.2 SBA < x (fonction de la part des prairies dans la SAU) 1.3. $x_1 < RDK < y_1$ 1.4. SBK > 1,25 si RDK < x ₁ SBK < 0,75 si RDK > y ₁ 0,75 ≤ SBK ≤ 1,25 si x ₁ ≤ RDK ≤ y ₁ 1.5 $x_2 < RDP < y_2$ 1.6. SBP > 1,25 si RDP < x ₂ SBP < 0,75 si RDP > y ₂ 0,75 ≤ SBP ≤ 1,25 si x ₁ ≤ RDP ≤ y ₁
2. Conservation de la biodiversité de la flore et de la flore	2.1 SIN = 5 % de la surface de la ferme 2.2 IDB (Diversité Shannon) ≥ 2.5
3. Revenu au niveau de la ferme	3.1 RTF ≥ référence régionale
4. Production régulière d'une nourriture de qualité	4.1 LFG > 3000 l.vache ⁻¹ .an ⁻¹ 4.2 IPQ _{lait} ≥ 1 4.3 IPQ _{viande} ≥ 0.8 4.4 IPR ≥ 70 % de pieds sains 4.5 IP ≤ 2 cm
Nombre total	14 indicateurs

Tous les indicateurs, sauf le SIN, sont des indicateurs de résultats. En effet, le SIN renseigne plutôt sur la mise en œuvre de moyens (indicateur de moyens) pour conserver la biodiversité que sur la conservation effective de celle-ci.

Au cours de l'expérimentation, d'autres indicateurs ont été testés et ensuite abandonnés pour de diverses raisons.

IF : Indice de Floraison. Cet indicateur visait à renseigner l'intensité et l'étalement des floraisons des infrastructures naturelles tout au long de l'année. Cet indicateur a été abandonné car il était basé sur un nombre de fleur au m² pratiquement impossible à définir. En outre, l'indice était fortement dépendant des conditions climatiques de l'année. Enfin, il est apparu que l'IF n'apportait pas plus d'information que l>IDB et était fortement redondant avec ce dernier.

IDP : Indice de Diversité des Papillons. Cet indicateur a été établi à partir d'une campagne d'identification et de comptage des papillons présents aux abords des infrastructures naturelles. Cet indicateur a été abandonné car l'abondance des papillons est davantage due à la biodiversité des insectes de la région environnante qu'à la qualité des infrastructures naturelles de la ferme (NB : un indice de diversité des oiseaux a aussi été abandonné pour cette raison). En outre l'indice était fortement sensible aux conditions climatiques de l'année.

ICR : Indice de Continuité du Réseau d'infrastructures naturelles. Vu la définition des

infrastructures naturelles, cet indicateur a été éliminé pour cause de redondance avec SIN.

EEP : Exposition de l'Environnement aux Pesticides. Cet indicateur a été utilisé au début de l'expérience pour distinguer les systèmes de production biologiques des systèmes de production intégrés dans le cadre d'une collaboration internationale avec d'autres équipes de recherche sur le développement de systèmes de production durables. Or EEP est quasiment nul dans les systèmes de production biologiques et le rappel de cette caractéristique a été abandonnée progressivement.

Certains indicateurs ont été profondément modifiés au cours de l'expérience.

HH : Hauteur de l'Herbe est l'indicateur à l'origine d'IP. Celui-ci renseignait sur la hauteur d'herbe au moment où les animaux entraient dans la pâture. Cependant, pour des raisons d'ordre pratique, il n'a pas été possible de mesurer la hauteur de l'herbe à chaque changement de parcelle (tous les trois jours) dans chacune des fermes.

IDB : Indice de Diversité Botanique. Cet indice s'est initialement basé sur un relevé exhaustif des espèces botaniques dans les infrastructures naturelles en distinguant la strate herbacée de la strate arbustive. Cependant, il est rapidement apparu que l'observation des espèces dicotylédones de la strate herbacée offrait autant d'information que l'observation complète tout en nécessitant nettement moins de temps.

B.2.1.3 Elaboration des méthodes systémiques de gestion

Pour ECOFARM, quatre méthodes systémiques de gestion ont été élaborées : la Gestion Multifonctionnelle des Prairies (GMP), la Gestion Multifonctionnelle de la Rotation (GMR), la Gestion Multifonctionnelle de la Fertilisation (GMF) et la Gestion de l'Infrastructure Naturelle (GIN).

Les méthodes sont brièvement présentées ci-dessous. Pour plus d'information, le lecteur est invité à se reporter au "Guide for Ecological Farming System conversion" (Van Bol *et al.*, 1997).

La GMP a été la première méthode systémique de gestion utilisée dans ECOFARM pour modifier les systèmes de production mixtes laitiers biologiques. Nous avons remarqué que, dans le type de ferme étudié, les questions de pâturages devaient être traitées avant les questions de rotation. Cet ordre correspond, dans les fait, à l'importance des revenus en provenance de la production laitière en comparaison avec ceux qui sont issus des produits végétaux de rente. Par conséquent, cette production a été perçue par l'agriculteur comme prioritaire.

La GMP fait appel, dans un premier temps, à un calcul des besoins alimentaires du troupeau suivi d'un calcul de la surface fourragère nécessaire pour couvrir les besoins alimentaires du cheptel. La surface fourragère comprend la surface pâturée et la surface fauchée en vue de constituer les réserves hivernales (herbe, maïs, betterave fourragère, etc.). Ces surfaces sont calculées sur la base du potentiel de productivité des sols. Par exemple, pour des sols productifs, la charge au pâturage est de 4,6 UGB.ha⁻¹ au printemps et de 3,4 UGB.ha⁻¹ en été. D'autres facteurs, comme la race bovine et les espèces cultivées, sont également pris en compte pour la prévision de la surface

fourragère.

Les surfaces pâturées sont alors réaménagées afin d'offrir un pâturage tournant qui optimise la production pour les vaches laitières et un pâturage de "sécurité" pour les animaux d'élevage. Le pâturage tournant est basé sur une subdivision de la surface pâturée en une douzaine de parcelles dont la taille correspond à l'alimentation du troupeau de vaches laitières pour 3 jours environ. Lorsque la parcelle est "consommée", les vaches entrent dans une nouvelle parcelle, et ainsi de suite. Pendant la période printanière l'herbe nécessite, dans les systèmes de production biologique, environ de 24 jours pour sa repousse et les vaches doivent alors pâturer successivement 8 parcelles avant de pouvoir retourner dans la première parcelle. Quatre parcelles sont alors "hors-circuit" et sont consacrées à la fauche. Lorsque, certains printemps, la croissance de l'herbe est très rapide (20 jours pour la repousse, par exemple), le circuit de pâturage est composé de seulement sept, voire six parcelles. Les parcelles non consommées sont alors destinées à la fauche. A l'inverse, lorsque la croissance de l'herbe est très lente au printemps, le circuit de pâturage doit être complété par une, voire plusieurs parcelles. En été, la croissance de l'herbe est beaucoup plus lente qu'au printemps et il faut, dans les systèmes de production biologique, environ 33 jours pour qu'elle repousse jusqu'à une bonne hauteur pour la pâture (12-15 cm). Dans ce cas, les vaches pâturent 12 parcelles de trois jours environ.

Le pâturage de sécurité consiste à prendre en compte le cycle de reproduction des parasites afin de réduire au maximum les risques de sur-infestation du bétail. Pratiquement, cela revient à aménager le parcellaire en 2 ou 3 lots de prairies pâturées en alternance pendant des périodes allant de 30 à 20 jours respectivement. Ainsi, la période entre deux pâturages dure, au minimum, 30 jours ce qui permet une réduction importante des épizooties.

L'aménagement des prairies pour un pâturage tournant et un pâturage de sécurité implique l'installation de points d'abreuvement pour chaque parcelle ou l'utilisation d'un abreuvoir mobile.

La GMR a été la deuxième méthode systémique de gestion. La méthode a été inspirée des travaux de Vereijken & Kloen (1994) et adaptée aux conditions agronomiques de la moyenne Belgique.

Le choix des espèces à cultiver est guidé, en premier lieu, par l'intérêt économique et/ou la valeur fourragère des cultures qui le composent. Cependant, la mise en œuvre de ces cultures dans l'exploitation demande de tenir compte d'impératifs agronomiques afin d'avoir un maximum de rendement. Cela sous-entend de contrôler les mauvaises herbes et les maladies ainsi que de garantir une alimentation suffisante des plantes par la gestion de la fertilité et de la structure du sol. D'autre part, la mise en œuvre de cultures dans une exploitation entraîne une modification des caractéristiques du milieu (banque de semences, résidus de culture, structure du sol, germes pathogènes, etc.) qui influencent toujours plus ou moins fortement les cultures suivantes. La GMR vise à prendre en compte dans une succession culturale les caractéristiques des cultures, afin de respecter leurs impératifs agronomiques ainsi que l'effet de ces cultures sur les cultures subséquentes.

La GMR débute par une réflexion dans laquelle les espèces à cultiver sont choisies en fonction de leurs caractéristiques agronomiques. Les caractéristiques agronomiques envisagées prennent en compte l'intérêt économique de la culture et/ou sa valeur fourragère, ses besoins en azote, son impact sur la structure du sol, sa compétitivité vis-à-vis des adventices et sa sensibilité aux maladies transmises par le sol (Tableau 4).

Tableau 4 - Caractéristiques agronomiques des cultures

Culture	Prévention des maladies; (x) : intervalle entre deux cultures (an)	Prévention / contrôle des adventices par agriculteur / culture	Maintien de la structure du sol - / +	Apport en azote agriculteur / culture
Betterave	(5)	---	---	---
Pomme de terre	(5)	---	---	---
Carotte	(4)	---	---	---
Chicorée	(5)	---	---	---
Pomme de terre-plant	(5)	---	---	---
Maïs	(0)	---	---	---
Tournesol	(7)	---	---	---
Féverole	(5)	---	---	---
Pois	(6)	---	---	---
Orge de printemps	(4)	---	---	---
Avoine de printemps	(5)	---	---	---
Avoine de d'hiver	(5)	---	---	---
Froment	(4)	---	---	---
Escourgeon	(4)	---	---	---
Epeautre	(4)	---	---	---
Seigle	(4)	---	---	---
Triticale	(4)	---	---	---
Luzerne	(5)	---	---	---
Trèfle blanc	(0)	---	---	---
Trèfle violet	(6)	---	---	---
Ray-grass	(0)	---	---	---
Type de prairie				
... fauchée		---	---	---
... pâturée		---	---	---
... mixte		---	---	---
Gestion + espèces				
Gram. + lég. pâturée	(*)	---	---	---
Gram. + lég. fauchée	(*)	---	---	---
Graminée fauchée	(0)	---	---	---

➤ (*) en fonction de l'espèce de légumineuse choisie. Le signe -|•- indique la caractéristique agronomique de la culture relativement aux autres cultures. Les deux tirets placés de part et d'autre du signe central rappellent que ces caractéristiques sont variables suivant les milieux culturels.

La rotation est établie en visant à équilibrer les caractéristiques agronomiques des espèces. Par exemple, sur une terre sensible à l'érosion, la proportion des cultures défavorables à la structure du sol (maïs, pomme de terre, betteraves, etc.) doit être réduite, voire nulle. La rotation est organisée de sorte qu'elle respecte le délai entre deux cultures sensibles au même agent pathogène transmis par le sol afin d'en réduire globalement le potentiel d'inoculum.

Du point de vue des adventices, les cultures sont organisées de sorte à alterner les cultures étouffantes (prairies, luzerne, féverole, etc.) et les cultures sarclées ou binées

(betterave, maïs, pomme de terre, chicorée, etc.). Or, certaines espèces d'adventices se développent préférentiellement avec l'une ou l'autre des catégories de cultures. Ainsi, la morelle noire (*Solanum nigra*), la renouée liseron (*Polygonum convolvulus*) et la renouée des oiseaux (*Polygonum aviculare*), par exemple, se développent plutôt dans des cultures sarclées alors que dans les cultures étouffantes, ce sera plutôt les espèces comme le vulpin des champs (*Alopecurus myosuroides*) et la moutarde des champs (*Sinapis arvensis*) qui se développeront. Dès lors, l'alternance des cultures sarclées avec les cultures étouffantes permet de réguler le développement de chacune des populations d'adventices.

Les besoins en azote des cultures sont aussi pris en compte dans la rotation afin de valoriser au maximum les effets et arrières effets de la fertilisation organique et des reliquats d'azote en provenance de la fixation symbiotique de *Rhizobium* sp. avec les légumineuses. S'il apparaît à ce stade un déficit ou un excès d'engrais de ferme, il y a lieu d'organiser à court terme une importation ou une exportation dans les limites imposées par le cahier des charges de l'agriculture biologique. En fonction des coûts engendrés pour ces opérations, il sera peut-être utile d'envisager un réajustement du cheptel par rapport à la surface cultivée soit en variant la surface cultivée, soit en modifiant la taille du cheptel.

A titre d'exemple, la rotation suivante peut-être considérée comme équilibrée.

Tableau 5 - Rotation multifonctionnelle équilibrée

Culture	Prévention des maladies; (x) : intervalle entre deux cultures (an)	Prévention / contrôle des adventices par agriculteur / culture	Maintien de la structure du sol - / +	Apport en azote agriculteur / culture
Gram. + lég. mixte		--●--	--●--	--●--
Gram. + lég. mixte		--●--	--●--	--●--
Gram. + lég. mixte		--●--	--●--	--●--
Pomme de terre /maïs	(5)/(0)	--●--	--●--	--●--
Froment	(4)	--●--	--●--	--●--
Seigle	(4)	--●--	--●--	--●--

- (*) en fonction de l'espèce de légumineuse choisie. Le signe --●-- indique la caractéristique agronomique de la culture relativement aux autres cultures. Les deux tirets placés de part et d'autre du signe central rappellent que ces caractéristiques sont variables suivant les milieux cultureux.

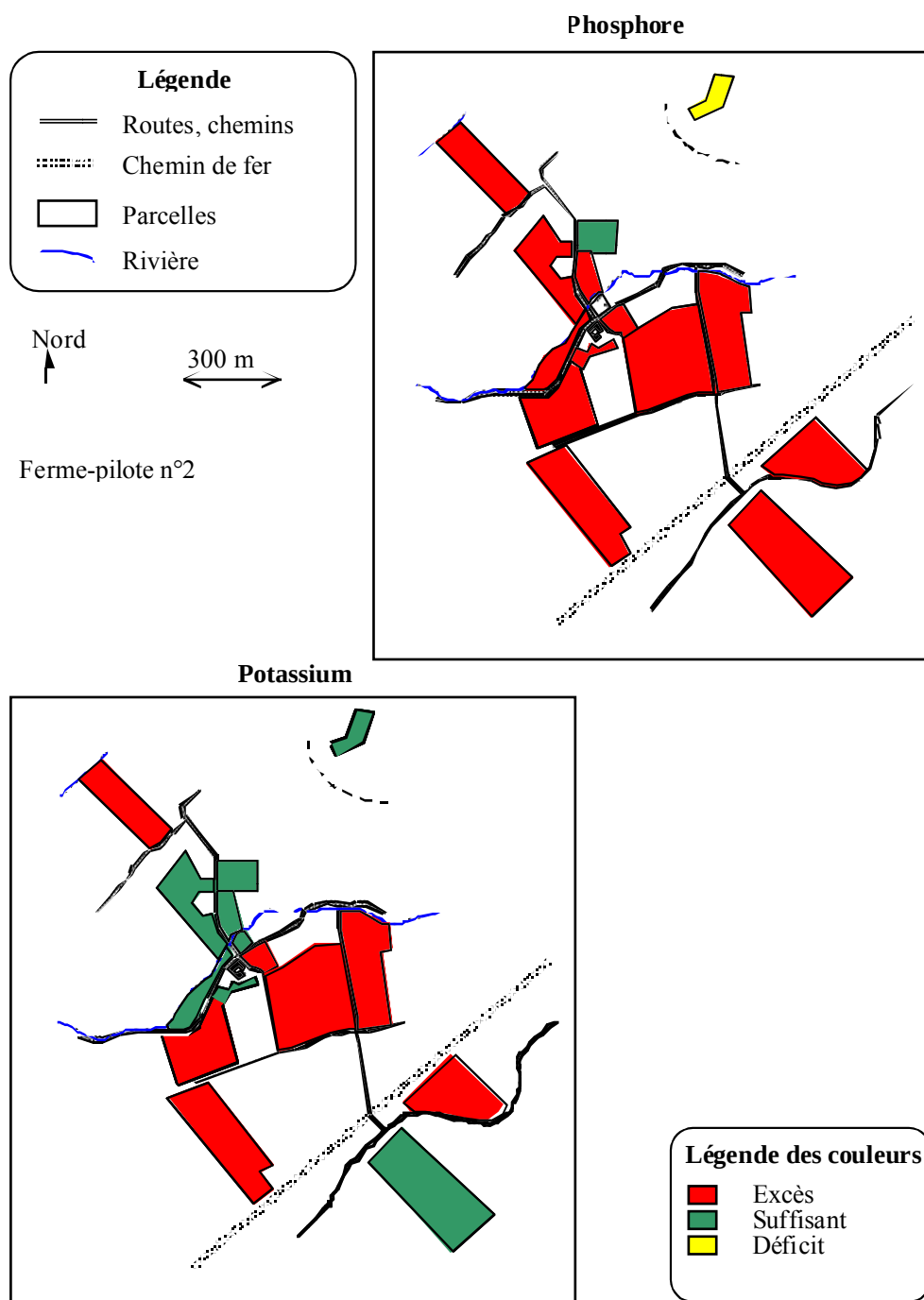
Dans cette rotation sextennale, l'intervalle de temps entre deux culture est respecté. Notons cependant, qu'au point de vue phytopathologique, il faut également s'assurer que la céréale qui suit le froment soit suffisamment résistante aux pathogènes qui subsisteront dans le sol. C'est le cas du seigle choisi comme culture subséquente au froment. La rotation choisie permet aussi une répartition équilibrée des cultures du point de vue de la prévention et du contrôle des adventices ainsi que pour le maintien de la structure du sol. L'apport en azote est aussi appréhendé dans cette rotation. Il apparaît bien que l'apport d'un complément d'azote sur les terres se justifie surtout au moment de la culture de pomme de terre. Les cultures subséquentes (froment et seigle) se contentant alors de l'arrière-effet de la fumure organique apportée sur la pomme de terre.

La GMF a été la troisième méthode systémique de gestion utilisée pour ECOFARM. Bien que les besoins en azote des cultures aient déjà été abordés dans la GMR, cette méthode vise la gestion des flux de N, P et K dans le système de production et la conservation de la fertilité des sols. Les flux de N, P et K sont contrôlés par les indicateurs SBA, SBP et SBK et influencent partiellement les indicateurs APL, RDP et RDK respectivement. Il est apparu, dès la première année de mesure, que la plupart des indices liés à la fertilisation se situaient dans les normes de l'expérience (cfr. page 23).

- L'indice RDK des fermes-pilotes s'est situé dans les normes (x_2 et y_2) de l'expérience.
- L'indice RDP a montré un excès de phosphore dans les sols de plusieurs fermes-pilotes. Etant donné que cette situation était due à trop d'apport de phosphore démontré par l'indice SBP, le problème a été réglé par une suppression des apports d'engrais phosphatés.
- Les indices de gestion de l'azote SBA et APL ont, dès le commencement de l'expérience ECOFARM, été situés, pour la plupart des fermes, au-dessous des limites de l'expérience, ce qui démontrait que, sous l'hypothèse de la validité des normes, les fermes-pilotes ne posaient pas de problèmes importants à ce niveau. Dès lors, l'attention s'est portée sur la relation existant entre ces deux indices et leur variabilité entre les fermes. Une étude plus détaillée de ces aspects est présentée aux chapitres C.2, C.3 et C.4.

Dès lors, la GMF s'est orientée vers le développement d'un système d'information géographique relatif à l'analyse de la teneur en phosphore et en potassium des sols. Ce système d'information géographique est basé sur des cartes de l'exploitation qui reprennent les teneurs en P et K de chaque parcelle de la ferme suivant un code de trois couleurs. Les parcelles dont la teneur est trop élevée sont reprises en rouge, celles dont la teneur est trop faible sont reprises en jaune et celle dont la teneur est correcte sont reprises en vert. Un exemple de ces cartes est repris à la figure 2. Ces cartes ont largement facilité, au niveau de la ferme, la gestion de la répartition des fumures P et K entre les parcelles.

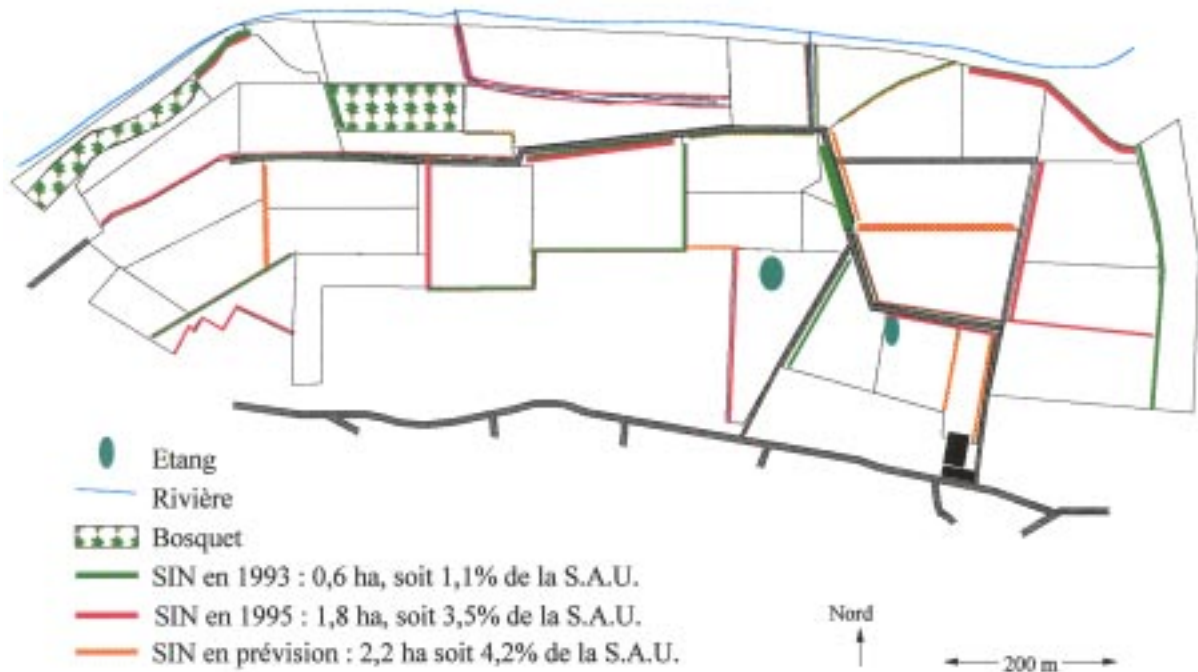
Figure 3 - Répartition des teneurs en phosphore et en azote de la ferme-pilote n° 2 en 1994



La GIN a été la quatrième méthode systémique de gestion utilisée pour ECOFARM. Elle est basée sur l'objectif de conserver et/ou de recréer une certaine biodiversité naturelle dans l'exploitation agricole. Dans cette optique, une infrastructure naturelle a été développée dans la ferme à partir des éléments de nature existants. Par "infrastructure naturelle" il faut comprendre ici un ensemble de haies, de talus, de tournières, de fossés, etc. créé ou entretenus aux seules fins d'abriter une faune et une flore sauvage caractéristique des zones naturelles de la région où se situe la ferme. Les éléments naturels existants ont été, dès lors, les zones de la ferme où, le cas échéant, la flore et la faune sauvage étaient encore présents. Seuls les bords

des parcelles ont été visés afin de favoriser une infrastructure naturelle en réseau qui s'étend de part et d'autre de la ferme comme le montre l'exemple ci-dessous.

Figure 4 - Plan d'infrastructure naturelle dans une ferme-pilote ECOFARM

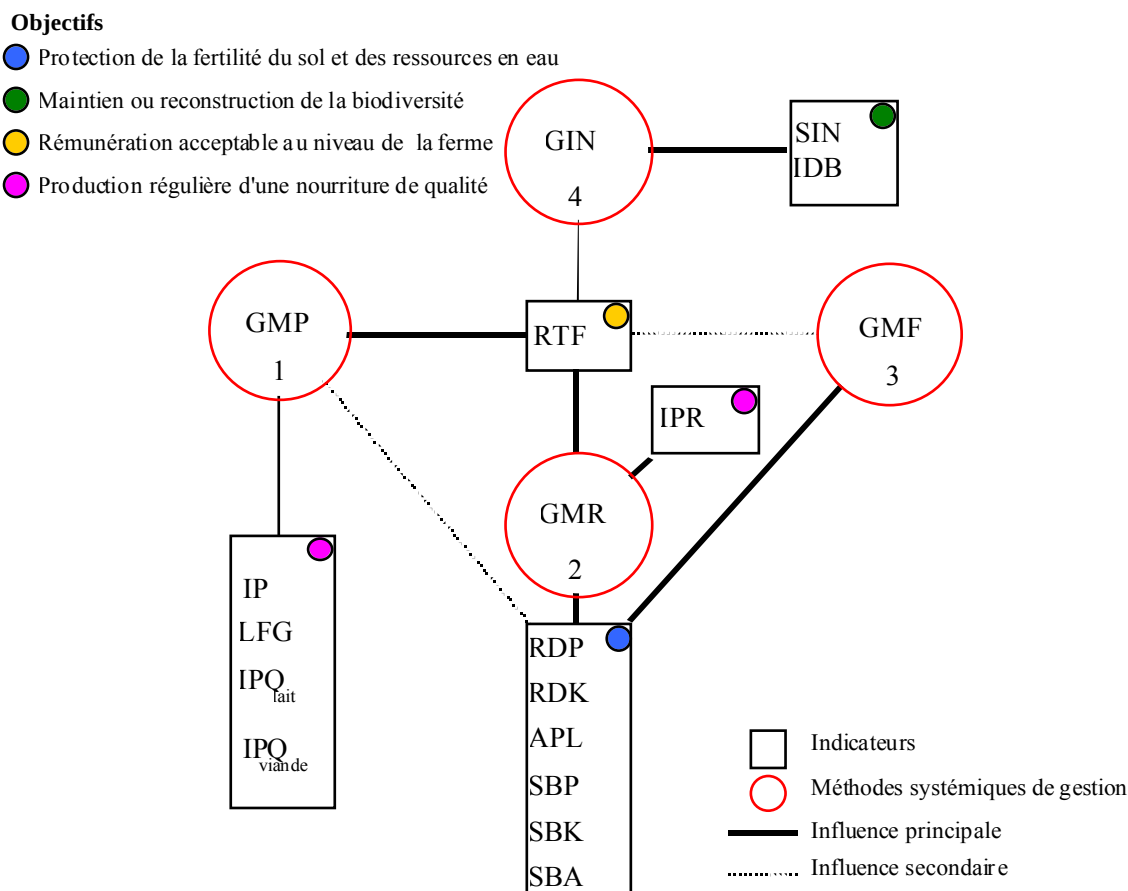


Les surfaces d'infrastructure naturelle ont été gérées de sorte à obtenir un maximum de biodiversité. Des règles de gestion ont été établies pour tous les types d'infrastructure naturelle rencontrés dans les fermes pilotes : haie, tournière enherbée, lisière forestière, bord des eaux, talus, fossé. En outre, dans certaines fermes, des prairies intéressantes du point de vue de la biodiversité ont fait l'objet d'une gestion visant à allier les intérêts agronomiques et les intérêts écologiques.

La première étape de la GIN a consisté à dresser un inventaire des infrastructures naturelles préexistant dans la ferme. Dans une deuxième étape, l'agriculteur a été invité à présenter des aménagements de l'infrastructure naturelle de sa ferme. Ceux-ci ont été discutés avec des spécialistes afin d'arrêter, dans une troisième étape, un plan pluriannuel d'aménagement naturel de la ferme. Pour la réalisation de celui-ci, l'agriculteur a été encouragé à s'associer à des groupements de défenses et de promotion de la nature (ornithologues, apiculteurs, etc.).

Afin de favoriser la réflexion sur le fonctionnement du système de production un schéma de l'approche systémique a été réalisé. Ce schéma a aussi permis de clarifier les relations entre les indicateurs, les méthode systémique de gestion et les objectifs ainsi que de s'assurer de la cohérence de l'ensemble. Pour ECOFARM, le schéma était le suivant :

Figure 5 - Représentation schématique du contrôle du système de production ECOFARM



Les objectifs de durabilité quantifiés par 14 indicateurs sont atteints par les 4 méthodes systémiques de gestion suivantes :

(1) La Gestion Multifonctionnelle des Prairies (GMP) est la première méthode systémique de gestion utilisée pour obtenir un Indice de Production et de Qualité (IPQ) satisfaisant pour le lait et la viande ainsi que, par conséquent, le Revenu du Travail Familial (RTF). Cette méthode systémique de gestion a également une influence prépondérante sur le Lait Fourrage Grossier (LFG) et l'Indice de Pâturage (IP). En outre, la GMP exerce aussi une influence partielle sur les Réserves Disponible en Phosphore (RDP) du sol et les Réserve Disponibles en potassium (RDK) du sol ainsi que sur les Soldes du Bilan d'Azote (SBA), du Bilan de Phosphore (SBP) et du potassium (SBK). Enfin, la GMP conditionne partiellement le niveau de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL).

(2) La Gestion Multifonctionnelle de la Rotation (GMR) est la seconde méthode systémique de gestion. Cette méthode a une influence prépondérante sur l'Indice Phytosanitaire de la Rotation (IPR). Elle permet, en outre de contribuer à la modification des indices RDP et RDK ainsi que pour contrôler l'APL, le SBA, le SBP et le SBK.

(3) La Gestion Multifonctionnelle de la Fertilisation (GMF) est la troisième méthode à utiliser pour contrôler le système de production. La GMF permet principalement de modifier les indices liés à la fertilisation et à la fertilité du sol : RDP, RDK, APL, SBA, SBP et SBK. En outre, la GMF influence partiellement le RTF, IPQ_{lait} et IPQ_{viande} .

(4) La Gestion de l'Infrastructure Naturelle (GIN) est la principale méthode systémique de gestion utilisée pour modifier la Surface d'Infrastructure Naturelle (SIN) et l'Indice de Diversité Botanique (IDB). De manière indirecte, la GIN influence également le RTF et les indices IPQ.

B.2.2 Le groupe de fermes-pilotes

B.2.2.1 Sélection des fermes-pilotes

Huit fermes-pilotes ont été choisies sur la liste des exploitations biologiques de Wallonie en vue de constituer un groupe le plus homogène possible. Les critères de sélection ont été les suivants :

- La ferme doit être du type mixte (polyculture-élevage) laitier.
- Disposer d'un label "Agriculture biologique" délivré par un organisme agréé (Ecocert en Wallonie).
- La ferme doit au minimum couvrir 25 ha de SAU de sorte que l'activité agricole occupe une personne à temps plein.
- La ferme doit être atteignable en maximum 1 heure à partir du laboratoire afin de faciliter des visites régulières.
- L'agriculteur doit être disposé à consacrer du temps à la recherche par l'assistance aux réunions (minimum 4 fois par an) et par l'aide à l'échantillonnage des récoltes et des sols.
- L'agriculteur doit être disposé à compléter plusieurs documents de suivi de l'exploitation.

En 1993, le nombre de fermes qui répondaient à ces critères était très restreint (une douzaine environ). Dès lors, chaque candidat potentiel a fait l'objet d'une démarche personnelle en vue d'obtenir sa participation. Sur neuf agriculteurs contactés, huit ont accepté de participer. En raison du travail planifié pour chaque exploitation, le groupe a été limité à huit fermes-pilotes. Au cours de la première année de l'expérience, une ferme a dû cesser ses activités en raison d'un incendie et la collaboration a dû être interrompue avec une autre ferme-pilote. La réduction du groupe a été partiellement compensée à ce moment par l'adhésion d'une nouvelle ferme-pilote.

La collaboration avec les fermes pilotes est régie par un engagement bilatéral conclu au début de l'expérimentation valant pour une période allant du 1^{er} janvier 1994 au 28 février 1997 et résiliable moyennant un préavis de trois mois signifié clairement par l'une des parties. Le contrat prévoyait les clauses suivantes :

L'agriculteur s'engage à :

- Participer aux réunions de préparation et d'évaluation (entre 3 et 5 réunions par an).
- Réaliser un calendrier de pâturage (prospectif en mars et rétrospectif tout au long de la saison).
- Réaliser un plan de gestion des fertilisants.
- Réaliser un plan de gestion des infrastructures naturelles.
- Ajuster, le cas échéant, la rotation.
- Enregistrer les données des suivis phytotechniques et zootechniques.
- Fournir une assistance technique pour l'échantillonnage des récoltes, du lessivage de

l'azote, et l'évaluation pondérale des récoltes.

De son côté, l'équipe scientifique s'engage à :

- Fournir une analyse commentée du sol de chaque parcelle au début et au terme de l'expérience (P, K).
- Fournir dans les temps, les documents nécessaires à la réalisation des plans de gestion.
- Fournir, sous forme d'un rapport annuel, les évolutions observées dans la ferme.
- Traiter toute information relative à la production de manière confidentielle.

Afin de permettre aux agriculteurs de consacrer du temps à l'expérience ainsi qu'à engager certains frais ou à prendre certains risques, des indemnités ont été prévues pour différentes tâches : tenue d'un calendrier de pâturage; tenues de fiches de suivis; participation aux réunions; etc.

En outre, une prime spéciale de 2,3 FB.m⁻² a été réservée pour le maintien ou la création d'infrastructures naturelles lorsqu'aucune prime agri-environnementale n'était déjà perçue.

Ce type de contrat a garanti une très bonne participation des agriculteurs aux réunions ainsi qu'une prise de note quotidienne globalement satisfaisante. Leur participation à l'échantillonnage des récoltes et des sols a été très satisfaisante. Le système de financement des infrastructures naturelles a entraîné une dynamique très forte dans ce domaine au début de l'expérimentation. Le développement des infrastructures naturelles s'est ensuite progressivement ralenti pour atteindre un niveau correspondant à l'équilibre entre l'intérêt pour la biodiversité et le coût de cette activité (temps de travail et perte de surface agricole).

B.2.2.2 Dynamique du groupe-pilote

Les agriculteurs ont été formés à l'approche systémique au cours de plusieurs réunions organisées au début du travail en ferme. Ces réunions ont eu pour objet de présenter et de discuter les indicateurs et les normes. L'objectif de ces réunions était de familiariser les agriculteurs avec ces indicateurs afin qu'ils puissent le plus rapidement possible les évaluer. Ainsi, tout au long de l'expérience, plusieurs indicateurs ont été testés, améliorés ou abandonnés en tenant compte des remarques des agriculteurs-pilotes. Les indicateurs qui ont été retenus sont ceux qui étaient

- facilement compréhensibles par les agriculteurs;
- représentatifs de l'objectif contrôlé;
- ceux qui nécessitaient le moins de temps pour leur relevé;
- ceux qui étaient les plus sensibles aux évolutions observées.

Les méthodes systémiques de gestion ont fait l'objet d'un travail de groupe pendant lequel les agriculteurs analysaient et critiquaient les propositions émises par l'équipe scientifique. Chaque méthode a été ainsi remise régulièrement en question jusqu'au moment où elle satisfaisait le groupe d'agriculteurs-pilotes.

La visite par le groupe d'une ferme-pilote a été également organisée afin de montrer le résultat d'une GIN particulièrement développée.

Tout au long de l'expérience, les contacts ont été régulièrement entretenus avec les agriculteurs-pilotes grâce aux nombreuses visites destinées à relever un paramètre dans la ferme (hauteur d'herbe, échantillonnage, relevé des espèces botaniques dans les zones d'infrastructure naturelles, etc.).

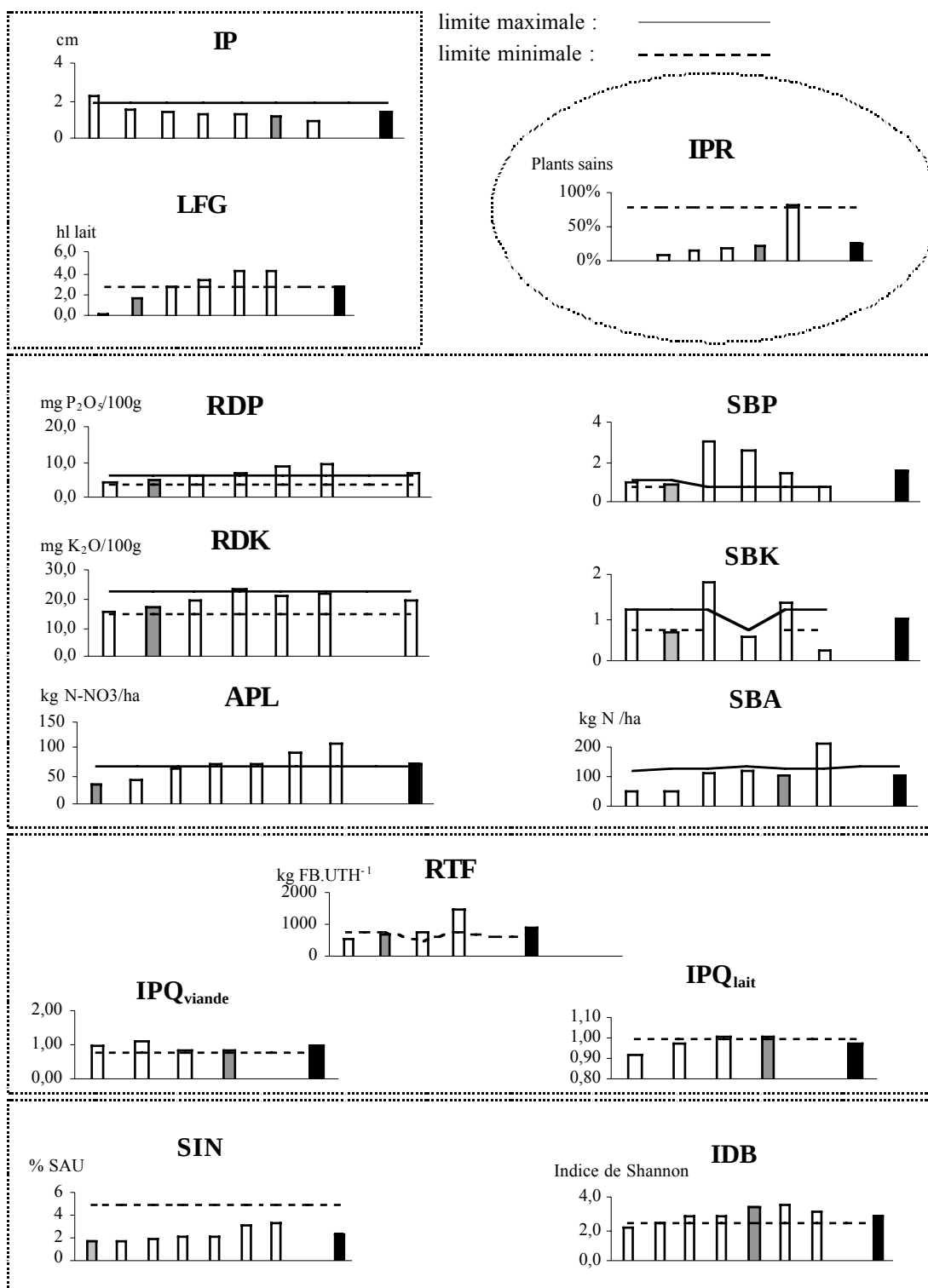
Ces contacts et ces réunions ont été le moyen de maintenir durant trois années une dynamique de groupe favorable à la recherche.

B.2.3 Evaluation des fermes-pilotes

Les progrès des fermes-pilotes ont été évalués en comparant leurs indices aux indices des autres fermes-pilotes, aux indices moyens du groupe et aux normes de l'expérimentation. L'évaluation a été menée en deux parties : une première phase collective et une seconde phase individuelle.

La première phase de l'évaluation a consisté à comparer, pour chaque indicateur, la valeur de l'indice de la ferme aux indices des autres fermes-pilotes. Cette comparaison a été effectuée sur la base de graphiques (Figure 6) qui reprennent pour chaque indicateur, l'indice de la ferme (en gris) et avec celui des autres fermes-pilotes (en blanc). Pour la plupart des indicateurs, les indices de durabilité des fermes-pilotes sont classés par ordre croissant ou décroissant permettant ainsi de situer la ferme-pilote par rapport aux autres fermes-pilotes du groupe. La ferme peut aussi être comparée par rapport aux normes fixées pour chaque indicateur (ligne continue lorsque la norme est un maximum et ligne pointillée lorsque la norme est un minimum) et à l'indice moyen du groupe (en noir) situé à la droite du graphique.

Figure 6 - Comparaison d'une ferme-pilote par rapport à la norme et au groupe



- L'indice de la ferme comparée est représentée par une barre grisée et l'indice du groupe de fermes-pilotes est représenté par une barre noire.
- APL : Azote Potentiellement Lessivable; IDB : Indice de Diversité Botanique; IP : Indice de Pâturage; IPQ_{lait} : Indice de Production et de Qualité du lait; IPQ_{viande} : Indice de Production et de Qualité de la viande; IPR : Indice Phytosanitaire de la Rotation; LFG : Lait Fourrage Grossier; RDK : Réserves Disponibles en potassium (K); RDP : Réserves Disponibles en Phosphore; RTF : Revenu du Travail

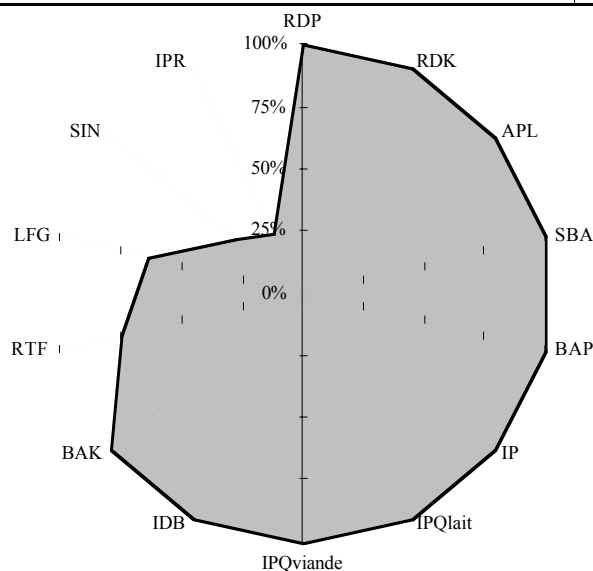
Familial; SBA : Solde du Bilan d'Azote; SBK : Solde du Bilan de potassium (K); SBP : Solde du Bilan de Phosphore; SIN : Surface d'Infrastructure Naturelle.

Ainsi, chaque indicateur a été analysé séparément en permettant à chaque agriculteur de détailler la situation de son exploitation. Ces évaluations ont été réalisées en groupe afin d'offrir à chacun l'opportunité d'entendre l'analyse des autres agriculteurs et des scientifiques.

La deuxième phase de l'évaluation a été individuelle. Dans cette optique, nous avons dressé un tableau reprenant tous les indices de la ferme en les comparant aux normes et aux indices du groupe (Figure 7SEQARABIC). Ce tableau a été complété par un graphique en étoile où chaque indicateur est représenté par un axe sur lequel est notée la valeur de l'indice en pourcent par rapport à la norme. Cette présentation des résultats a permis d'estimer rapidement le niveau de durabilité de chaque ferme en localisant aisément les indices posant des problèmes.

Figure 7 - Schéma global d'une ferme-pilote

Indicateurs	Unités	Indices 1996	Normes	Comparaison *	
				vs normes	vs groupe
Réserves Disponibles en Phosphore	RDP	mg100g sol sec ⁻¹	4,7	4 < x < 7	100 %
Réserves Disponibles en potassium (K)	RDK	mg100g sol sec ⁻¹	16,2	16 < x < 23	100 %
Azote Potentiellement Lessivable	APL	kg N-NO ₃ .ha ⁻¹ ; 0-1 m; XI mois	38,3	≤ 68	100 %
Solde du Bilan d'Azote	SBA	kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹	106	≤ 134	100 %
Bilan Annuel en Phosphore	BAP	/	1	0,75 ≤ x ≤ 1,25	100 %
Indice de Pâturage	IP	cm	1,3	≤ 2	100 %
Indice de Production et de Qualité du lait	IPQ_{lait}	/	1,02	≥ 1	100 %
Indice de Production et de Qualité de la viande	IPQ_{viande}	/	1,13	≥ 0,8	100 %
Indice de Diversité Botanique	IDB	/	3,4	≥ 2,5	100 %
Bilan Annuel en potassium (K)	BAK	/	1,24	0,75 ≤ x ≤ 1,25	100 %
Revenu du Travail Familial	RTF	kFB.Unité de Travail ⁻¹ .an ⁻¹	568	≥ 748	76 %
Lait Fourrage Grossier	LFG	litres.vache ⁻¹ .an ⁻¹	1934	≥ 3000	64 %
Surface d'Infrastructure Naturelle	SIN	% SAU	1,74	≥ 5	35 %
Indice Phytosanitaire de la Rotation	IPR	% de pieds de céréales sains	21,4	≥ 80	27 %



SEQARABIC

➤ APL : Azote Potentiellement Lessivable; IDB : Indice de Diversité Botanique; IP : Indice de Pâturage; IPQ_{lait} : Indice de Production et de Qualité du lait; IPQ_{viande} : Indice de Production et de Qualité de la viande; IPR : Indice Phytosanitaire de la Rotation; LFG : Lait Fourrage Grossier; RDK : Réserves Disponibles en potassium (K); RDP : Réserves Disponibles en Phosphore; RTF : Revenu du Travail Familial; SBA : Solde du Bilan d'Azote; SBK : Solde du Bilan de potassium (K); SBP : Solde du Bilan de Phosphore; SIN : Surface d'Infrastructure Naturelle.

➤ Les normes RTF, RDP, RDK, BAP et BAK sont adaptées en fonction des caractéristiques du système d'exploitation. Les autres normes sont communes à toutes les fermes-pilotes d'ECOFARM.

* La comparaison des indices est réalisée par rapport aux normes (colonne de gauche) et par rapport aux résultats moyens du groupe (colonne de droite).

B.2.4 Evaluation des méthodes systémiques de gestion

Les méthodes systémiques de gestion ont été évaluées de plusieurs manières pendant l'expérience ECOFARM et au terme de celle-ci.

Elles ont tout d'abord été évaluées par les agriculteurs et les scientifiques sur la base des critères suivant: la méthode est-elle gérable ? est-elle prête à l'emploi ? est-elle efficace ? est-elle acceptable pour les agriculteurs ? Ces critères ont été utiles durant les deux premières années de travail dans les fermes-pilotes pour orienter le développement des méthodes.

Ensuite, les méthodes systémiques de gestion ont été évaluées par rapport à la progression du groupe d'une année à l'autre en se basant sur l'idée que si le groupe évoluait vers une agriculture plus durable, cela signifiait que les méthodes systémiques de gestion étaient efficaces. Cependant, l'utilisation des indices moyens a soulevé de nombreux problèmes car ils masquaient la variabilité individuelle. En outre, dans les cas où les indices étaient comparés à deux normes (RDP, RDK, SBP, SBK), il est arrivé que l'indice moyen des fermes-pilotes était situé dans les normes alors qu'aucune ferme ne les respectait. Parallèlement à cette évaluation basée sur les indices moyens, une autre évaluation basée sur le nombre de fermes-pilotes qui respectaient la norme pour chaque indice pris séparément a permis de refléter plus fidèlement le succès des méthodes systémiques de gestion.

Enfin, en s'inspirant des travaux de Girardin *et al.* (2000), il est apparu que l'évaluation des méthodes systémiques de gestion pouvait être mieux réalisée à partir des indices qu'elles influencent (Figure 5). Plus précisément, c'est la proportion de fermes-pilotes respectant chaque indice qui a été utilisée. Cette cote a été attribuée aux méthodes systémiques de gestion qui influencent l'indice (Tableau 6). Lorsque la norme n'est pas respectée pour la majorité du groupe, un commentaire des difficultés rencontrées a été ajouté. Finalement, le succès de la méthode systémique de gestion est représenté par la moyenne des cotes attribuées.

Tableau 6 - Evaluation des méthodes systémiques de gestion d'ECOFARM en 1996

Indicateurs	Fermes qui respectent la norme	Méthode(s) systémique(s) de gestion concernée(s)				Difficultés rencontrées pour atteindre la norme
		GMP	GMR	GMF	GIN	
SIN	0%				0 %	(a) Contrepartie financière trop faible
IPR	17%		17 %			(b) Réponse lente de GMR et difficulté de mise en œuvre
SBK	33%	33 %	33 %	33 %		(c) Trop peu d'entrées de potassium
RDP	33%	33 %	33 %	33 %		(d) Méthode GMF non prête, GMP difficile à gérer, idem (b)
APL	43%	43 %	43 %	43 %		Idem (d)
SBP	50%	50 %	50 %	50 %		Idem (d)
RTF	50%	50 %	50 %	50 %	50 %	Idem (c), (d)
IPQ _{lait}	50%	50 %				(e) Méthode GMP difficile à gérer
LFG	50%	50 %				Idem (e)
SBA	83%	83 %	83 %	83 %		Idem (d)
RDK	83%	83 %	83 %	83 %		
IDB	86%				86 %	
IP	86%	86 %				
IPQ _{viande}	100%	100 %				
Succès de la méthode		54 %	50 %	60 %	45 %	

Indicateurs APL : Azote Potentiellement Lessivable; IDB : Indice de Diversité Botanique; IP : Indice de Pâturage; IPQ_{lait} : Indice de Production et de Qualité du lait; IPQ_{viande} : Indice de Production et de Qualité de

la viande; IPR : Indice Phytosanitaire de la Rotation; LFG : Lait Fourrage Grossier; RDK : Réserves Disponibles en potassium (K); RDP : Réserves Disponibles en Phosphore; RTF : Revenu du Travail Familial; SBA : Solde du Bilan d'Azote; SBK : Solde du Bilan de potassium (K); SBP : Solde du Bilan de Phosphore; SIN : Surface d'Infrastructure Naturelle.

Méthodes systémiques de gestion GIN : Gestion de l'Infrastructure Naturelle; GMF : Gestion Multifonctionnelle de la Fertilisation; GMP : Gestion Multifonctionnelle des Prairies; GMR : Gestion Multifonctionnelle de la Rotation.

Bien que ce mode d'évaluation des méthodes systémiques de gestion soit plus performante que les deux modes d'évaluation précédents, il comporte cependant un biais. Le fait d'utiliser une moyenne des cotes des indices influencés par une méthode systémique de gestion, implique que chaque indice soit influencé de la même manière. Or, ce n'est pas nécessairement le cas. Une pondération de l'effet de la méthode systémique de gestion sur chaque indice pourrait être envisagée, mais il n'est pas certain que l'évaluation des méthodes systémiques de gestion y gagne en clarté.

Il est apparu (tableau 6) que chaque méthode systémique de gestion devait être améliorée.

La méthode GMP est apparue difficilement gérable par les agriculteurs en raison de la variabilité de la taille du cheptel au pâturage (ajout des grandes génisses, retrait des vaches taries).

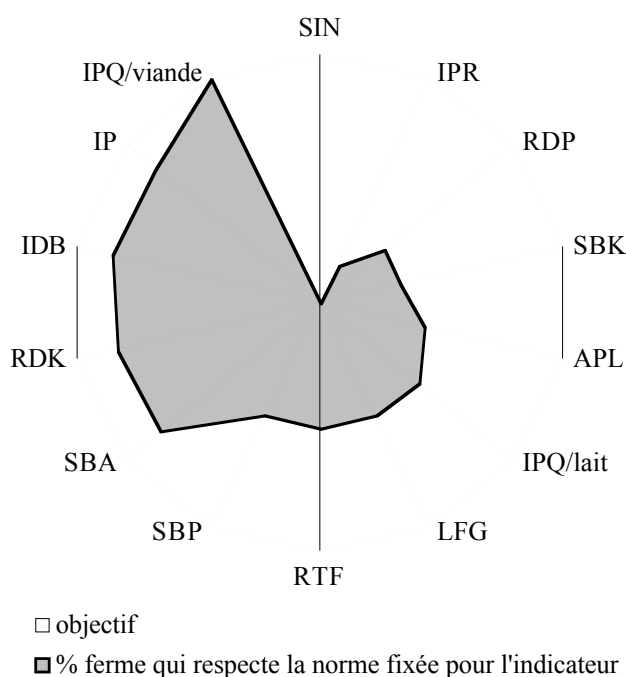
La méthode GMR a montré quelques limites au niveau de sa mise en œuvre et du maintien d'une rotation multifonctionnelle. D'autre part, il est apparu que, même lorsqu'une rotation multifonctionnelle était correctement installée dans une ferme, il fallait encore attendre un minimum de trois années pour voir un effet au niveau de l'IPR.

Les problèmes des indices SBK, SBP, APL, RDP et SBA ont indiqués que, contrairement à l'évaluation initiale basée sur les indices moyens des fermes-pilotes, la méthode GMF devait être fortement développée.

La GIN a montré des limites au niveau de la possibilité de l'extension des zones d'infrastructure naturelle dans les fermes. Cette limitation a principalement été due à des questions financières déjà discutées auparavant dans ce texte.

Les résultats présentés au tableau 6 ont également été présentés sous forme graphique (Figure 8). La figure reprend les valeurs du tableau REF en les plaçant sur des axes qui représentent chacun un indicateur. De même que pour la figure d'évaluation individuelle des fermes-pilotes, un indice situé à l'extrémité de l'axe signifie que la norme PROP'EAU-SABLE est respectée dans chacune des fermes-pilotes. Au plus la valeur se rapproche de l'origine de l'axe, au moins la norme est respectée.

Figure 8 - Indices du groupe ECOFARM en 1996



APL : Azote Potentiellement Lessivable; IDB : Indice de Diversité Botanique; IP : Indice de Pâturage; IPQ_{lait} : Indice de Production et de Qualité du lait; IPQ_{viande} : Indice de Production et de Qualité de la viande; IPR : Indice Phytosanitaire de la Rotation; LFG : Lait Fourrage Grossier; RDK : Réserves Disponibles en potassium (K); RDP : Réserves Disponibles en Phosphore; RTF : Revenu du Travail Familial; SBA : Solde du Bilan d'Azote; SBK : Solde du Bilan de potassium (K); SBP : Solde du Bilan de Phosphore; SIN : Surface d'Infrastructure Naturelle.

Ce graphique montre les résultats sous un angle qui a permis de mieux mesurer les progrès qui restaient à réaliser. Il fallait encore, à ce stade, déterminer la part de progrès incombant aux méthodes systémiques de gestion et aux fermes-pilotes. En outre, une évaluation de la faisabilité des objectifs a également été envisagée.

B.2.5 L'évaluation de l'accomplissement des objectifs

L'évaluation de l'accomplissement des objectifs a été réalisée en suivant le même principe que celui utilisé pour les méthodes systémiques de gestion. Le tableau suivant (Tableau 7) illustre ce principe.

Tableau 7 - Evaluation de l'accomplissement des objectifs d'ECOFARM en 1996

Indicateurs	Fermes qui respectent la norme	Objectif(s) mesuré(s)			
		Eau, sol	Biodiversité	Revenu	Qualité
SIN	0%		0 %		
IPR	17%				17 %
RDP	33%	33 %			
SBK	37%	37 %			
APL	43%	43 %			
SBP	50%	50 %			
RTF	50%			50 %	
IPQ _{lait}	50%				50 %
LFG	50%				50 %
SBA	83%	83 %			
RDK	83%	83 %			
IDB	86%		86 %		
IP	86%				86 %
IPQ _{viande}	100%				100 %
Accomplissement de l'objectif		55 %	43 %	50 %	61 %

Objectifs

-  Protection de la fertilité du sol et des ressources en eau
-  Maintien ou reconstruction de la biodiversité
-  Rémunération acceptable au niveau de la
-  Production régulière d'une nourriture de qualité

Indicateurs APL : Azote Potentiellement Lessivable; IDB : Indice de Diversité Botanique; IP : Indice de Pâturage; IPQ_{lait} : Indice de Production et de Qualité du lait; IPQ_{viande} : Indice de Production et de Qualité de la viande; IPR : Indice Phytosanitaire de la Rotation; LFG : Lait Fourrage Grossier; RDK : Réserves Disponibles en potassium (K); RDP : Réserves Disponibles en Phosphore; RTF : Revenu du Travail Familial; SBA : Solde du Bilan d'Azote; SBK : Solde du Bilan de potassium (K); SBP : Solde du Bilan de Phosphore; SIN : Surface d'Infrastructure Naturelle.

Conformément à l'ensemble des résultats précédents, il est apparu dans ce tableau, que les objectifs étaient partiellement atteints. Ces résultats ont confirmé d'une part que de nombreux progrès étaient encore à réaliser dans les fermes-pilotes. D'autre part, ils ont reposés la question du niveau des normes de l'expérience.

B.3 Protection des eaux souterraines avec un groupe de fermes-pilotes conventionnelles : PROP'EAU-SABLE

B.3.1 Objectifs, indicateurs et méthode systémique de gestion

B.3.1.1 Choix des objectifs du système durable

Pour PROP'EAU-SABLE, les objectifs ont été définis par l'organisme pourvoyeur de fonds. Ils ont été présentés aux agriculteurs préalablement à l'appel de candidature. Ces objectifs sont les suivants :

Objectif général : stabiliser dans un premier temps et réduire à long terme la croissance des teneurs en nitrate dans la nappe aquifère des Sables bruxelliens (Figure 9).

Objectif particulier : établir les bases scientifiques pour réduire à court terme la quantité de nitrate qui quitte le profil de sol entre 0 et 150 cm.

Figure 9 - Zone vulnérable des Sables bruxelliens en Wallonie et situation des fermes-pilotes



B.3.1.2 Développement des indicateurs et définition des normes

Sept indicateurs ont été choisis : quatre indicateurs de résultats (APL, BAAE, BAAA ET MBE) et trois indicateurs de moyens (ICS, IFOC et IFOP). Les indicateurs et les normes sont présentés ci-dessous et discutés au chapitre B.4.1.2, page 57.

1 Bilan Annuel de l'Azote de l'Assolement (BAAA)

BAAA = Entrées - Sorties d'azote de l'assolement ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Les entrées comprennent la fertilisation, la fixation symbiotique de l'azote avec les légumineuses, la part des déjections animales au pâturage en provenance des aliments concentrés donnés en salle de traite appelée « compléments alimentaires », de l'immission atmosphérique et la fixation d'azote asymbiotique. Les sorties sont constituées des produits végétaux (produits de vente et produits fourragers) et des produits animaux constitués de la part de l'herbe ingérée au pâturage qui est métabolisée en lait et viande par les bovins. Le BAAA de PROP'EAU-SABLE correspond au SBA d'ECOFARM.

La norme du BAAA s'est située, en moyenne, autour de $110 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Cette norme correspond à la somme des pertes d'azote acceptables par dénitrification, volatilisation, lessivage, ruissellement, à laquelle est ajoutée la variation estimée du stock d'humus du sol en fonction de l'assolement des fermes-pilotes (le principe du calcul est expliqué en détail au chapitre C.2.2.1, page 78). Cette norme est plus basse que celle d'ECOFARM car la proportion moyenne des prairies est beaucoup plus faible dans les fermes-pilotes de PROP'EAU-SABLE.

2 Bilan Annuel de l'Azote de l'Exploitation (BAAE).

BAAE = Entrées - Sorties d'azote de l'exploitation ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Les entrées d'azote sont constituées de la fixation symbiotique chez les légumineuses, de la fixation asymbiotique, de l'immission atmosphérique, des engrais organiques importés dans la ferme, des engrais minéraux achetés, de la paille et du fourrage achetés, des animaux achetés et des aliments concentrés achetés. Aux entrées, sont ajoutées, le cas échéant, la diminution interannuelle des stocks de fourrage, d'engrais, de concentrés et la diminution interannuelle du cheptel. Les sorties d'azote prennent en compte les produits végétaux vendus, les produits animaux vendus, les animaux vendus et les engrais de ferme exportés de l'exploitation. Aux sorties, sont ajoutées, le cas échéant, l'augmentation interannuelle des stocks de fourrage, d'engrais, de concentrés et l'augmentation interannuelle du cheptel.

La norme a été fixée à partir de la norme du BAAA auquel est ajouté une estimation des pertes supplémentaires prises en compte dans le calcul du BAAE. Outre les pertes estimées par le solde du BAAA, les pertes supplémentaires estimées par le BAAE correspondent aux pertes par écoulement, percolation et volatilisation à partir des bâtiments d'élevage et des stockages d'engrais de ferme et des fourrages grossiers. Ces pertes supplémentaires étant, pour l'essentiel, dues à la volatilisation à l'étable (de 22 à $30 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{UGB}^{-1}$; Kazenwadel *et al.*, 1997). Dès lors, c'est en fonction de l'importance du cheptel que la norme du BAAE a été définie pour chaque ferme-pilote. Pour les fermes sans bétail, l'indice et la norme du BAAE sont donc identiques à l'indice et à la norme du BAAA.

3 L'Azote Potentiellement Lessivable (APL).

L'APL ($\text{kg N-NO}_3\cdot\text{ha}^{-1}$) correspond à la moyenne pondérée des résidus d'azote nitrique dans le sol (0-1,5 m) en novembre. Pour ECOFARM, la profondeur d'échantillonnage a dû être ramenée à 1 m en raison de la présence de roches, d'eau ou de drains dans plus de la moitié des fermes-pilotes.

L'azote potentiellement lessivable d'une ferme est donc une moyenne des mesures parcellaires pondérée par l'importance relative de ces cultures dans la ferme. Afin d'obtenir une idée de l'azote potentiellement lessivable au niveau de la ferme, chaque culture a été échantillonnée sur une ou plusieurs parcelles.

L'APL a été comparé à deux normes de 34 et 68 $\text{kg N-NO}_3\cdot\text{ha}^{-1}$ qui constituent pour la région des Sables bruxelliens les limites au-dessus desquelles on peut considérer que la concentration en nitrate des eaux de percolation dépasse, en moyenne, respectivement 25 et 50 ppm. Ces normes sont discutées en détail au chapitre C.3.2, page 101.

4 L'Indice de Couverture du Sol (ICS).

L'ICS correspond à la surface couverte en hiver par les cultures piège-à-nitrate par rapport à la surface prévue pour les cultures de printemps. L'Indice de Couverture du Sol (ICS) est le rapport entre la superficie couverte de septembre à novembre de culture piège-à-nitrate et la surface de cultures de printemps. La surface couverte de cultures piège-à-nitrate comprend aussi la superficie de la terre couverte par une nouvelle jachère (mesure PAC du gel des terres) semée à la fin de l'été et celle qui est couverte d'une culture dérobée. A la superficie des cultures de printemps, est ajoutée la superficie à prévoir pour l'implantation d'une nouvelle jachère au printemps.

La norme PROPEAU-SABLE a été fixée à 95 %.

5 La Marge Brute de l'Exploitation (MBE).

Cet indicateur a pour objet de mesurer l'impact des modifications du système de production sur le revenu de la ferme. Cet indicateur est accompagné de la marge brute de la betterave, le froment et la chicorée pour faciliter l'analyse de la situation. Ces trois cultures constituent en effet l'essentiel des spéculations végétales des fermes-pilotes. Les méthodes comptables du Centre d'Economie Agricole (C.E.A, 1999) constituent, pour cet indicateur, la référence. La marge brute de l'exploitation et la marge brute de chacune des spéculations sont relevées par une comptabilité de gestion de chaque ferme-pilote.

L'évaluation de l'indice MBE se fait par rapport au résultat moyen des autres fermes de la région pour la même année d'exploitation et la même orientation technico-économique. Pour éviter l'effet des fluctuations annuelles, cet indice est pondéré sur trois années.

6 L'Indice de Fumure Organique en Culture (IFOC).

IFOC correspond à l'apport d'azote organique par ha de terre labourée ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). L'IFOC a été évalué par rapport à une norme de 80 ou de 120 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Ces valeurs sont proposées dans le cadre des futures règles régionales en matière de protection des eaux souterraines (80 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans les zones vulnérables et 120 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ en dehors).

7 L'Indice de Fumure Organique en Prairie (IFOP)

IFOP correspond à l'apport d'azote organique par ha de prairie ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) auquel

l'apport d'azote par les déjections animales au pâturage est ajouté. Les apports sont calculés sur la base de la production annuelle d'azote par catégorie animale (après déduction des pertes inhérentes au stockage) renseignée à l'annexe du Code de Bonnes Pratiques Agricoles pondérée en fonction du temps de pâturage des animaux.

L'IFOP a été évalué par rapport à une norme de 210 kg N.ha⁻¹.an⁻¹. Cette valeur est proposée dans le cadre des futures règles régionales en matières de protection des eaux souterraines.

B.3.1.3 Elaboration de la méthode systémique de gestion

Pour PROP'EAU-SABLE, la méthode systémique de gestion est appelée "Gestion Multifonctionnelle de l'Azote (GMA). Cette méthode est basée sur sept aspects de la gestion de l'azote au niveau de la ferme :

➤ La fertilisation raisonnée des cultures.

Pour la fertilisation raisonnée des cultures, le travail porte sur le calcul de fertilisation en fonction des reliquats d'azote post-hivernaux, des caractéristiques du sol, du précédent cultural et des objectifs de rendement.

➤ La gestion de l'interculture.

La gestion de l'interculture concerne essentiellement l'implantation de cultures piège-à-nitrate et accessoirement la gestion de cultures dérobées (ray-grass implanté en vue de réaliser une coupe d'ensilage d'herbe).

➤ Le travail du sol.

Le travail du sol au printemps et en automne a des effets importants (de l'ordre de 30 à 40 kg N.ha⁻¹) sur la minéralisation de la matière organique. Les pratiques culturales sont analysées dans ce sens.

➤ La gestion du rationnement des animaux.

Dans les fermes avec bétail, un excès de protéines dans la ration provoque une émission importante d'azote dans les déjections et par là dans l'environnement.

➤ La valorisation des engrais organiques.

La valorisation des engrais organiques est basée sur une meilleure connaissance des quantités épandues et de leur teneur en azote. Des échantillonnages et analyses des engrais organiques sont organisés et les remorques sont pesées. Dans le cas d'excès d'engrais de ferme, une exportation de l'excès est envisagée (par exemple : un échange paille-fumier avec une autre ferme). La valorisation des engrais organiques est aussi envisagée par rapport à l'époque d'épandage.

➤ L'ajustement de la rotation.

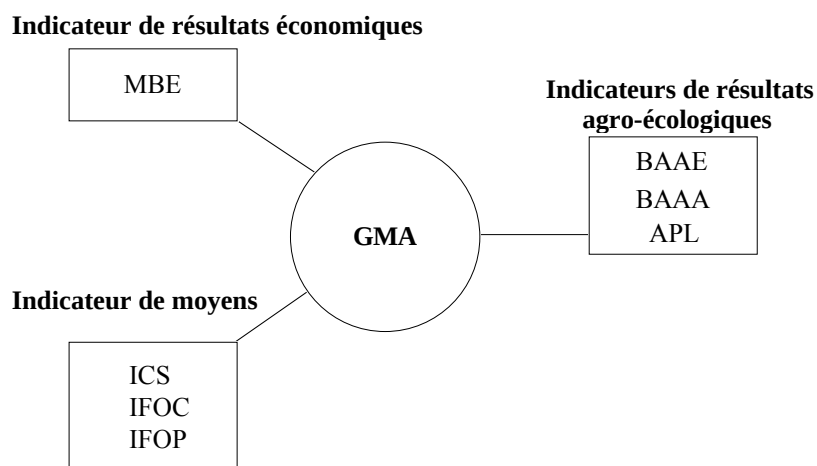
La succession culturale influence grandement l'efficacité de l'azote apporté sur l'assolement. La rotation est analysée afin de récupérer, au maximum, les résidus d'azote post-culturels et les arrières-effets des fumures organiques.

➤ La gestion du pâturage.

La gestion du pâturage influence beaucoup le niveau de reliquats d'azote en fin de saison. Une désintensification du pâturage ou l'introduction d'une coupe d'ensilage (ou de foin) dans le cycle de pâturage permet de réduire significativement le niveau des reliquats azotés.

Pour PROP'EAU-SABLE, la représentation schématique est limitée aux aspects de l'approche systémique qui concernent l'azote.

Figure 10 - Liens entre les indicateurs et la méthode systémique de gestion de PROP'EAU-SABLE



Dans les rectangles se trouvent les indicateurs : BAAA : Bilan Annuel d'Azote de l'Assolement; BAAE : Bilan Annuel d'Azote de l'Exploitation; MBE : Marge Brute de l'Exploitation; IFOP : Indice de Fumure Organique en prairie; IFOC : Indice de Fumure Organique en culture; APL : Azote Potentiellement Lessivable; ICS : Indice de Couverture du Sol. Dans le cercle se trouve la méthode systémique de gestion GMA : Gestion Multifonctionnelle de l'Azote.

En résumé, les objectifs, les indicateurs et les normes des fermes-pilotes sont repris dans le tableau suivant.

Tableau 8 - Objectifs, indicateurs et normes des fermes-pilotes

Objectifs des fermes-pilotes	Indicateurs	Normes
1. Contrôle des pertes d'azote dans l'environnement	BAAE	Suivant l'importance du cheptel et la norme BAAA
	BAAA	Suivant la part de prairies dans la SAU
	IFOP	210 kg N _{org} .ha ⁻¹
	IFOC	80 ou 120 kg N _{org} .ha ⁻¹
2. Contrôle du lessivage	APL	68 kg N-NO ₃ .ha ⁻¹
	ICS	95 % surface couvrable
3. Maintien d'un revenu acceptable	MBE	x = MBE fermes comparables

BAAA : Bilan Annuel d'Azote de l'Assolement; BAAE : Bilan Annuel d'Azote de l'Exploitation; MBE : Marge Brute de l'Exploitation; IFOP : Indice de Fumure Organique en Prairie; IFOC : Indice de Fumure Organique en Culture; APL : Azote Potentiellement Lessivable; ICS : Indice de Couverture du Sol

B.3.2 Le groupe de fermes-pilotes

B.3.2.1 Sélection des fermes-pilotes

Pour PROP'EAU-SABLE, dix fermes pilotes ont été choisies sur une liste de dix-sept

agriculteurs ayant répondu à un appel de candidature. Cet appel de candidature a été lancé lors d'une présentation du projet PROP'EAU-SABLE à la profession agricole. Cette réunion a été précédée d'un article de présentation diffusée dans plusieurs journaux de presse agricole. Au niveau du groupe de fermes-pilotes, nous avons veillé à ce que les candidats retenus soient repartis sur toute la région considérée afin de faciliter la dispersion de l'information des fermes-pilotes vers les autres fermes. Nous avons aussi veillé à ce que les principaux types d'exploitation de la région (grandes cultures 33 %; fermes mixtes avec moins de 4 UGB.ha⁻¹: 33 %, fermes mixtes avec plus de 4UGB.ha⁻¹: 30 %) soient proportionnellement représentés dans le groupe.

La sélection des candidats s'est basée sur les critères suivants :

- L'agriculteur doit être reconnu comme meneur dans sa profession afin de faciliter les aspects de démonstration dont sa ferme fait l'objet au cours du projet.
- L'agriculteur doit être disposé à consacrer du temps au projet, tant pour la prise de notes techniques et l'aide à l'échantillonnage, que pour la participation aux réunions de travail du groupe (minimum de 4 réunions par an).
- Les pratiques de fertilisation de l'agriculteur doivent être représentatives des pratiques couramment appliquées dans la région. Une enquête préalable sur les pratiques de fertilisation des fermes candidates ainsi que dans une quarantaine d'autres fermes de la région a permis d'évaluer ce critère.

La collaboration avec les agriculteurs a fait l'objet d'un contrat qui comprenait les clauses suivantes.

Le montant octroyé aux agriculteurs est réparti en une partie fixe et une partie variable.

Une somme fixe est octroyée chaque année. Cette somme correspond à la rémunération pour la participation aux réunions de recherche, la participation d'un ou deux représentant(s) des agriculteurs aux réunions du Comité d'accompagnement de la recherche, la tenue d'un carnet de suivi phytotechnique et zootechnique détaillé, l'assistance technique pour l'échantillonnage des sols, des récoltes, des fumiers, etc. ainsi que la réalisation d'une comptabilité de gestion par un centre agréé.

Une somme variable est distribuée en fonction de la réalisation d'objectifs annuels de progression définis en réunion d'évaluation. Par exemple : équilibre du bilan azoté de l'assolement, recherche et réalisation de contrats d'échange de fertilisants organiques avec d'autres fermes, réalisation d'une journée portes ouvertes, réduction des résidus culturaux dans les cultures sarclées, couverture totale des parcelles en période hivernale, fertilisation raisonnée sur base des reliquats post-hivernaux pour l'ensemble des cultures.

Ainsi, par exemple, lorsqu'un agriculteur s'engageait à ne pas dépasser un APL de 68 kg N-NO₃.ha⁻¹ (0-1,5 m), il devait mettre en œuvre toutes les techniques qu'il jugeait utiles pour y arriver. Par exemple : le recours à un calcul de fertilisation raisonnée, la pesée des remorques de fumier à épandre, le suivi de l'état de nutrition des pâtures afin d'appliquer les fractions d'azote aux périodes les plus efficaces, l'implantation d'engrais verts ou de cultures en sous-étage, etc.

B.3.2.2 Dynamique du groupe-pilote

Le travail avec les agriculteurs-pilotes a été organisé afin de générer et de conserver une dynamique favorable qui facilite les échanges d'information entre les agriculteurs-pilotes et avec l'équipe scientifique et qui permette aux agriculteurs de s'impliquer dans le développement de la GMA. Pour cela, il a été indispensable d'instaurer un climat de confiance et de respect dans le groupe. Il a été aussi nécessaire de former les agriculteurs-pilotes à l'approche systémique de l'expérimentation et de leur permettre de la dominer rapidement au niveau de leur ferme.

Cette dynamique favorable a été instaurée en quatre phases : a) prise de contact et observations préliminaires du système de production; b) relevé initial des indices et ébauche de la GMA avec les agriculteurs-pilotes; c) élaboration du système de progression et modification des fermes-pilotes; d) dissémination de l'information.

a) Prise de contact et observations préliminaires

Les premiers indices BAAE, BAAA, IFOC et IFOP ont été relevés dans les fermes-pilotes dans le cadre d'une vaste enquête sur les pratiques de fertilisation azotée réalisées dans la région des Sables bruxelliens. Cette enquête a permis de remettre à jour les informations concernant les pratiques de fertilisation des agriculteurs de la région et de repérer les principales failles dans la gestion de l'azote.

Les premiers indices APL et ICS ont été relevés dans les fermes-pilotes dès que possible. Ces premiers indices ont constitué un état des lieux préliminaire qui a permis d'une part, aux agriculteurs de faire connaissance avec la méthode de recherche et d'autre part, qui a permis à l'équipe scientifique de faire connaissance avec les fermes-pilotes. Les premières réunions avec les agriculteurs-pilotes ont été consacrées à l'étude des indicateurs et de leur signification. Dès le début de la recherche, chaque ferme-pilote a été désignée par un numéro allant de 1 à 10. Ce numéro était connu seulement par l'intéressé et par l'équipe de recherche. Cet anonymat a facilité une diffusion des résultats à l'intérieur et en dehors du groupe de fermes-pilotes.

b) Relevé initial des indices et ébauche de la GMA

La première année de travail avec le groupe de fermes-pilotes a été réservée à l'établissement de l'état des lieux initial des fermes-pilotes devant, par la suite constituer l'année de référence. Cette fois, les indices BAAE, BAAA, IFOC et IFOP ont été relevés sur la base d'un suivi journalier des fermes-pilotes avec de nombreuses analyses de la teneur en azote des fertilisants organiques et des productions végétales. L'ICS a été relevé après un encodage complet du parcellaire et de l'assolement et l'APL a été relevé suite à un échantillonnage intense des parcelles. Le suivi économique a été commencé afin de permettre l'établissement des premiers indices de la MBE. A la fin de l'année, la période hivernale a été consacrée à la synthèse des relevés et au calcul des indices afin d'établir l'état des lieux initial.

Pendant cette première année, les agriculteurs-pilotes ont été réunis à plusieurs occasions pour étudier les aspects de la GMA : fertilisation raisonnée, cultures piège-à-nitrate, les importations et exportations d'engrais de ferme, etc. Un voyage ayant pour objet la visite du programme français Ferti-Mieux dans les Ardennes françaises a permis au groupe PROP'EAU-SABLE d'élargir ses références en matière de gestion de la fertilisation.

c) Objectifs de progression et modification des fermes-pilotes

L'établissement de cet état des lieux initial (1998) a permis de définir pour chaque ferme les progrès à réaliser. Ces progrès à réaliser ont dès lors constitué les objectifs de progression pour l'année suivante (1999).

Les modifications de la gestion de la fertilisation azotée ont été préparées avec chaque agriculteur sur la base des objectifs de progression. Les modifications réalisées dans les fermes-pilotes ont été suivies et encadrées au cours de l'année.

d) Dissémination de l'information

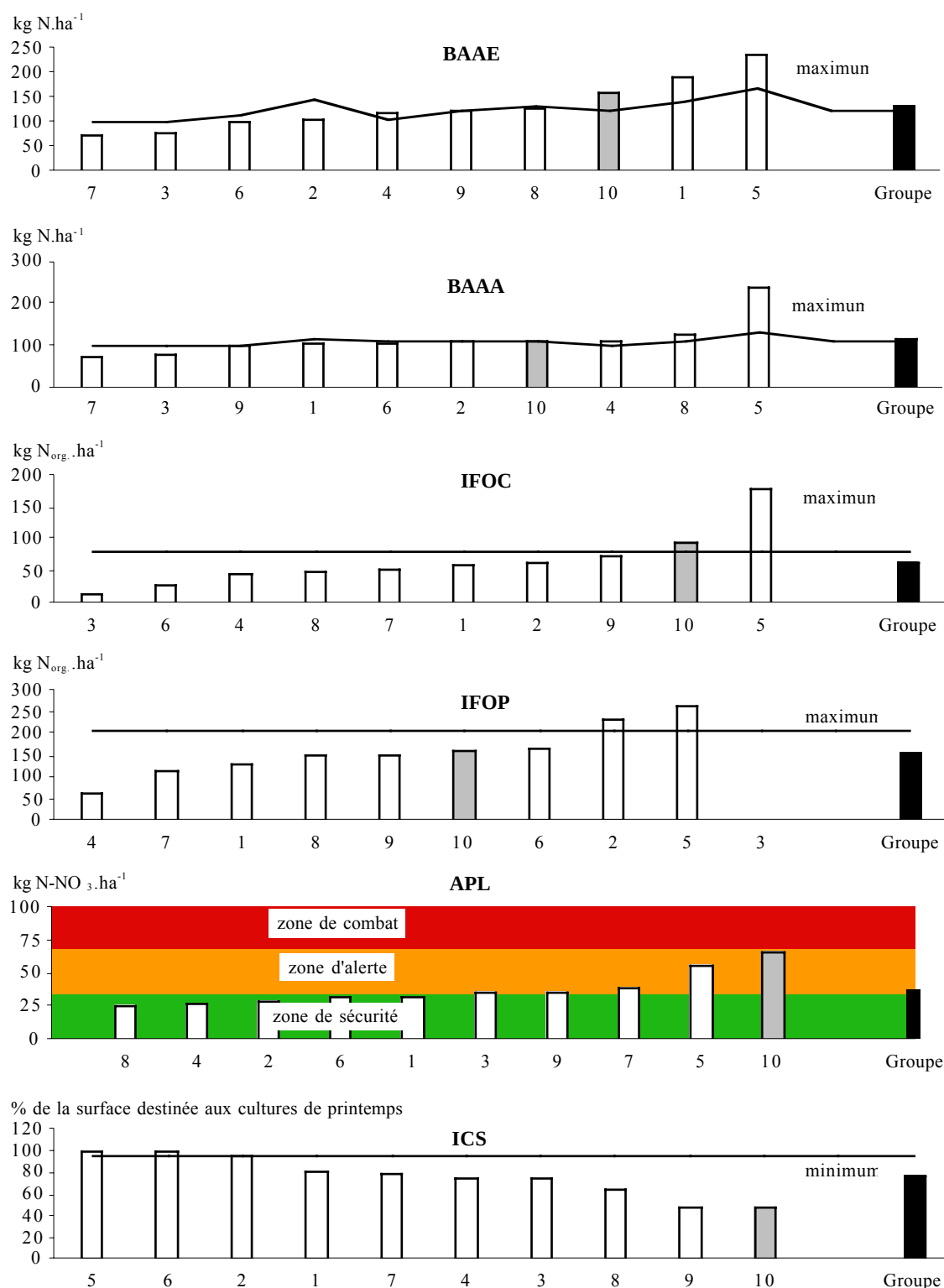
La dissémination de l'information est la phase ultime dans laquelle les acquis de la recherche sont présentés aux autres agriculteurs de la région des Sables bruxelliens. Dans le cas de la recherche PROP'EAU-SABLE, la dissémination a été organisée de sorte que les agriculteurs-pilotes soient les vecteurs de l'information à destination de leurs collègues. Des témoignages de l'expérience ont été organisés par les agriculteurs-pilotes dans le cadre des réunions professionnelles agricoles. Des réunions en petit groupes de 4-6 agriculteurs sont planifiées dans chaque ferme-pilote afin de travailler avec l'aide d'un spécialiste les questions de GMA.

B.3.3 Evaluation des fermes-pilotes

Tout comme dans l'expérience ECOFARM l'évaluation des fermes-pilotes a été menée en deux phases : une première évaluation en groupe et une seconde évaluation individuelle.

L'évaluation en groupe s'est basée sur plusieurs graphiques reprenant chaque indicateur et situant la ferme par rapport au groupe et à la norme. Dans l'exemple montré à la figure suivante, la ferme à évaluer est représentée par un bâtonnet grisé, l'indice du groupe est représenté par un bâtonnet noir situé à droite de chaque graphique et la norme de l'expérience est représentée par une ligne noire continue. Dans le graphique représentant l'APL les normes sont représentées par trois zones de couleur : verte pour la zone de sécurité (pas de risque de lessivage), orange pour la zone d'alerte (risque modéré) et rouge pour la zone de combat (risque élevé de lessivage).

Figure 11 - Comparaison des fermes-pilotes PROP'EAU-SABLE par rapport à la norme et au groupe (résultats de 1999)



BAAA : Bilan Annuel d'Azote de l'Assolement; BAAE : Bilan Annuel d'Azote de l'Exploitation; IFOP : Indice de Fumure Organique en Prairie; IFOC : Indice de Fumure Organique en Culture; APL : Azote Potentiellement Lessivable; ICS : Indice de Couverture du Sol

Il faut remarquer que les fermes-pilotes sont représentées par un numéro, ce qui garantit l'anonymat vis-à-vis des personnes ne faisant pas partie du groupe PROP'EAU-SABLE et qui

facilite les discussions au sein du groupe d'agriculteurs-pilotes.

Individuellement, chaque ferme a été évaluée à l'aide d'une fiche d'évaluation et de progression (Tableau 9). Les objectifs de progression correspondent à une amélioration de 20 % de l'indice déficient. Ainsi, par exemple, si l'ICS d'une ferme-pilote est de 65 % alors que la norme de l'expérience est de 95 %, l'objectif de progression pour l'année suivante sera de $0,2 \times 65$, soit 78 %. Pour établir les objectifs de progression à partir de l'indicateur APL, une transformation de l'indice a été nécessaire en raison de sa grande variabilité interannuelle dépendant du climat de l'année. La transformation consiste à pondérer l'indice de la ferme-pilote relativement à l'indice APL moyen du groupe. Ainsi, l'APL relatif permet de situer la ferme vis-à-vis des performances du groupe. De même, l'APL - culture dans une ferme-pilote est pondéré relativement à l'APL - culture du groupe de fermes-pilotes.

Tableau 9 - Fiche d'évaluation et de progression d'une ferme-pilote

Fiche d'évaluation 1998	Résultats	Normes	Unités	Objectifs de progression pour 1999	Références
Indicateurs	1998				
BAAE	72	100	kg N.ha ⁻¹	/	
BAAA	72	100	kg N.ha ⁻¹	/	
IFOC	25	120	kg Norg.ha ⁻¹	/	
IFOP	74	210	kg Norg.ha ⁻¹	/	
ICS	65	95	%	78 %	a
APL / ferme	162	110	% du groupe	130 %	b
APL / culture					
/ betterave sucrière	77	110	% du groupe	/	
/ chicorée	118	110	% du groupe	100 %	c
/ froment d'hiver	206	110	% du groupe	165 %	d
/ froment printemps	107	110	% du groupe	/	
/ jachère	124	110	% du groupe	100 %	e
/ pois de conserverie	265	110	% du groupe	212 %	f

Références	Modifications envisagées en 1999
a	Implantation supplémentaire de cultures piège-à-nitrate
b	Afin de réduire l'APL sur toute la ferme, la fertilisation raisonnée en betterave sera également pratiquée en 1999 en plus des objectifs b & c.
c	Réduction de l'APL en chicorée : fertilisation raisonnée.
d	Réduction de l'APL en froment d'hiver : fertilisation raisonnée.
e	Réduction de l'APL en jachère : destruction des trèfles dans la jachère.
f	Sans objet en 1999.

BAAA : Bilan Annuel d'Azote de l'Assolement; BAAE : Bilan Annuel d'Azote de l'Exploitation; IFOP : Indice de Fumure Organique en Prairie; IFOC : Indice de Fumure Organique en Culture; APL : Azote Potentiellement Lessivable; ICS : Indice de Couverture du Sol

Le détail de ces évolutions a été discuté sur une feuille de route pour chaque ferme-pilote. Cette feuille de route regroupe

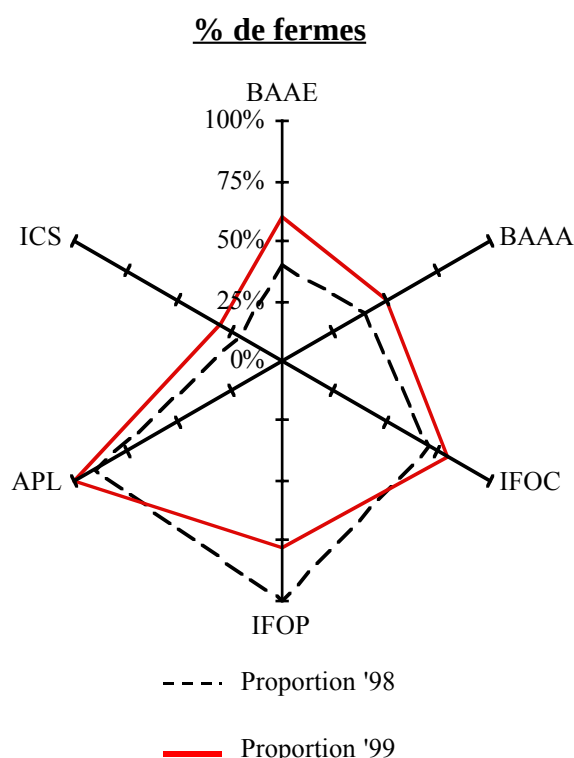
- les caractéristiques de la ferme dans le document de suivi de la fertilisation et des récoltes;
- le plan du parcellaire avec les références, l'assolement de l'année, le relevé des indices de l'année précédente et des techniques utilisées durant l'année pour modifier la ferme;
- une évaluation de la progression du système de production de l'année vis-à-vis des normes et du groupe;
- une analyse des points faibles de l'exploitation;
- des pistes de réflexion en vue de modifier la gestion de l'azote dans l'exploitation.

B.3.4 Evaluation de la méthode systémique

L'évaluation de la méthode systémique a été réalisée à partir des valeurs qui expriment la proportion de fermes-pilotes qui respectent les normes de l'expérience pour chaque indice. Ces valeurs sont regroupées sur un graphique en étoile (Figure 12).

Figure 12 - Aperçu synthétique de l'état du groupe PROP'EAU-SABLE en 1999 vis-à-vis des objectifs du programme

	BAAE	BAAA	IFOC	IFOP	APL	ICS
Proportion de fermes-pilotes qui respectent la norme	60%	50%	80%	78%	100%	30%



BAAA : Bilan Annuel d'Azote de l'Assolement; BAAE : Bilan Annuel d'Azote de l'Exploitation; IFOP : Indice de Fumure Organique en Prairie; IFOC : Indice de Fumure Organique en Culture; APL : Azote Potentiellement Lessivable; ICS : Indice de Couverture du Sol

Ce graphique reprend les valeurs du tableau en les plaçant sur des axes qui représentent chacun un indicateur. Un indice situé à l'extrémité de l'axe signifie que la norme PROP'EAU-SABLE est respectée. Plus la valeur se rapproche de l'origine de l'axe, moins la norme est respectée. La liaison graphique des indices permet d'obtenir une figure hexagonale dont la surface est d'autant plus grande que les normes PROP'EAU-SABLE sont respectées. Le graphique de gauche reprend les valeurs moyennes pour le groupe tandis que celui de droite reprend la proportion de fermes-pilotes qui respectent la norme de l'expérience. Sur ces graphiques, les résultats de 1999 sont comparés à ceux de 1998 ce qui permet d'évaluer les progrès de la méthode MGA.

B.3.5 Evaluation de l'accomplissement des objectifs

De même que pour l'évaluation de la méthode systémique de gestion, l'accomplissement des objectifs a été évalué à partir de la proportion des fermes-pilotes qui respectent la norme pour chaque indicateur. Le résultat (Tableau 10) a été obtenu par la moyenne de ces proportions pour les indices liés à chaque objectif (Figure 10, page 49).

Tableau 10 - Evaluation de l'accomplissement des objectifs de PROP'EAU-SABLE

	1998	Objectifs		
		Contrôle des pertes globales de N	Contrôle du lessivage de N	Maintien du revenu au niveau de la ferme
BAAE		40%		
BAAA		40%		
IFOP		100%		
IFOC		70%		
APL			90%	
ICS			20%	
MBE				résultats en 2000
Accomplissement des objectifs en 1998	63%		55%	
1999				
BAAE		60%		
BAAA		50%		
IFOP		78%		
IFOC		80%		
APL			100%	
ICS			30%	
MBE				résultats en 2000
Accomplissement des objectifs en 1999	67%		65%	

Les résultats montrent une amélioration du contrôle du lessivage et du contrôle des pertes d'azote dans l'environnement. Le maintien du revenu au niveau de la ferme n'a pas encore pu être évalué en raison du protocole de mesure de l'indicateur qui nécessite au moins trois années d'observation.

Cette approche apporte un éclairage intéressant sur les résultats car elle permet de quantifier, et donc d'objectiver, l'accomplissement des objectifs. Cependant, il faut aussi dans ce cas analyser les chiffres avec un certain recul car les indices n'ont pas tous le même poids par rapport aux objectifs et que certains d'entre eux sont aussi dépendant de facteurs non contrôlés par l'expérimentation. L'ICS, par exemple, est un indice de moyens, et il ne garantit pas que le lessivage de l'azote soit réduit dans la réalité. L'APL est un indicateur du lessivage qui dépend fortement du climat de l'année. Il serait plus judicieux, pour l'APL de baser l'évaluation de l'accomplissement de l'objectif sur une valeur prenant en compte plusieurs années d'observations. SEQARABIC

B.4 Discussion générale de la méthode

B.4.1 Approche systémique

B.4.1.1 Objectifs de durabilité

Dans les deux expérimentations présentées ici, les objectifs ont été choisis au préalable par les scientifiques ou l'organisme pourvoyeur de fonds et ensuite proposés aux agriculteurs.

Dans la recherche ECOFARM, les objectifs choisis étaient proches de ceux choisis par de nombreuses équipes de recherche européennes. En effet, la protection de la fertilité du sol, la production d'une nourriture de qualité, et la protection de la flore "naturelle" constituaient, en 1993, les trois objectifs majeurs de neufs prototypes de système de production écologique du réseau I/EAFS - Research Network for EU and Associated Countries on Integrated and Ecological Arable Farming Systems (Vereijken, 1994).

Idéalement, le choix des objectifs devrait se faire à partir des *desiderata* de l'ensemble des intéressés. Dès lors, pour un objectif d'agriculture durable, les objectifs devaient être proposés par les agriculteurs, les consommateurs, et des scientifiques dans le domaine de la protection de l'environnement. Cette expérience a déjà été tentée avec succès dans la recherche SAFE "Sustainability Aspects of Farming and Environment" (Van Bol *et al.*, 1998).

L'évaluation de l'accomplissement des objectifs de durabilité est facilitée par la technique présentée aux chapitres B.2.5 et B.3.5. Cette technique facilite la lecture des résultats en quantifiant ceux-ci. Il faut cependant garder à l'esprit que cette évaluation peut être biaisée par la nature des indicateurs (indicateur de moyens ou de résultats), par la variabilité interannuelle de certains indicateurs (ex. IDB, APL) et par la représentativité des indicateurs pour l'objectif considéré.

B.4.1.2 Indicateurs du système de production

Idéalement, les indicateurs devraient toujours être définis préalablement au travail en ferme. Les nombreuses recherches en cours devraient permettre à l'avenir de disposer bien plus facilement d'indicateurs agri-environnementaux testés et validés sur des systèmes de production.

La qualité des indicateurs est essentielle pour le succès du développement du système durable en ferme-pilote. En 1993, il existait peu d'indicateurs adaptés aux systèmes de production mixtes laitier.

Dans l'expérience ECOFARM, les indicateurs ont été élaborés en même temps que les méthodes systémiques de gestion. Cette situation a posé quelques problèmes car il était difficile de juger le développement des méthodes systémiques de gestion ou le progrès des fermes-pilotes en améliorant simultanément les indicateurs. Dans PROP'EAU-SABLE, la

situation était plus favorable de ce point de vue car une bonne partie des indicateurs avaient déjà été testés au préalable dans d'autres recherches, notamment ECOFARM.

Afin de conserver une lecture aisée des résultats, le nombre d'indicateurs doit être le plus petit possible. Avec ECOFARM, 14 indicateurs permettent de constituer une base de données relativement facile à comprendre. Au cours de l'expérimentation, le nombre d'indicateurs est monté jusqu'à 19. Cependant, des indicateurs (diversité en papillons, nombre de fleurs, ...) ont été éliminés progressivement au cours des évaluations annuelles pour des raisons essentiellement liées à leur manque de représentativité par rapport aux objectifs visés. Dans l'expérience PROP'EAU-SABLE, le nombre d'indicateurs a été restreint à sept ce qui n'a posé aucun problème du point de vue de la vision globale des progrès des fermes-pilotes.

B.4.1.3 Normes de l'expérience

La définition des normes est indispensable pour rendre les indicateurs opérationnels. Cependant, la définition des normes est fort malaisée car elle comporte toujours une part d'arbitraire.

Par exemple, la norme de la SIN (Surface d'Infrastructure Naturelle) est de 5 % de la surface de la ferme. Cette valeur est inspirée de la norme de 1998 des "zones de compensation écologiques" de la PI (Production Intégrée) en Suisse. Bien que cette norme ait été acceptée dans de nombreuses expériences de développement agricole durable en Europe, il y a peu de références scientifiques qui viennent l'argumenter. Or, il est probable que cette limite soit différente d'une région à l'autre en fonction des caractéristiques environnementales et il faudra peut-être encore attendre longtemps pour obtenir les renseignements nécessaires. Dès lors, en attendant, la norme de 5 % est utilisée.

Cependant, on ne peut ignorer que, même avec toutes les informations scientifiques nécessaires pour argumenter une norme, le choix de celle-ci devra se faire tenant compte d'aspects économiques (coût et subventions), d'aspects politiques (quel niveau de nature sommes-nous disposés à soutenir ?), d'aspects philosophiques (la biodiversité pour qui, pourquoi ?), etc. Dès lors, il sera toujours malaisé pour des scientifiques, de préfigurer dans une expérimentation les normes qui seront choisies dans l'avenir par consensus politique.

B.4.1.4 Méthodes systémiques de gestion

Même s'il ressort des expériences que les méthodes systémiques de gestion, notamment celles d'ECOFARM, doivent encore être améliorées, elles apparaissent bien comme les éléments centraux de toute la méthode du développement de systèmes de production en ferme-pilote. C'est de ces méthodes systémiques de gestion que dépend le succès de la démarche système. Ce sont aussi ces méthodes systémiques de gestion qui seront, par la suite, diffusées dans les fermes comparables à celles du groupe-pilote.

Les méthodes systémiques de gestion ont été développées pour les conditions de la Moyenne Belgique dans le cadre des contraintes et des objectifs des expérimentations. Dès lors, il est logique qu'elles ne soient pas transposables vers d'autres régions sans les avoir, au préalable, adaptées à la région et aux exploitations visées. Il est même probable que certaines méthodes soient tout à fait différentes d'une région à l'autre. Par exemple, la GMP s'envisage

différemment avec un cheptel viandeux qu'avec un cheptel laitier, dans une région de montagne que dans une région de plaine, etc.

Les méthodes systémiques de gestion sont proposées, au départ, par l'équipe de recherche et elles sont ensuite testées, modifiées, améliorées au cours de l'expérience par les réactions des agriculteurs. L'expérience montre que fermes progressent suite à la prise de conscience par les agriculteurs des problèmes qui existent dans leur exploitation. D'une part, les progrès sont d'autant plus rapides que la méthode systémique de gestion est efficace. D'autre part, dans le développement des systèmes de production en fermes-pilotes, ce sont aussi les essais, les erreurs et les réflexions des agriculteurs confrontés aux problèmes qui permettent d'améliorer les méthodes systémiques de gestion. Dès lors cette amélioration dépend fortement de la fréquence des problèmes rencontrés dans les fermes-pilotes. Ainsi, dans ECOFARM, la méthode GIN a pu être fréquemment testée et améliorée car toutes les fermes-pilotes ont été concernées par la protection et la restauration de la biodiversité de la flore et de la faune. A l'inverse, la GMF n'a pu être développée en raison du peu de problèmes rencontrés dans les fermes-pilotes.

Les méthodes systémiques de gestion ont été évaluées, dans un premier temps, par rapport aux indices moyens du groupe en se basant sur l'idée que si l'ensemble du groupe évolue, c'est en raison de l'efficacité de la méthode systémique de gestion. Cependant ce type d'évaluation a montré des limites liées, pour l'essentiel, à la difficulté de rendre en compte de la réalité de la situation à partir de la moyenne des indices des fermes-pilotes.

Finalement, les méthodes systémiques de gestion ont été évaluées par la moyenne des indices qu'elles influencent lorsque ces indices sont exprimés en pourcent de fermes-pilotes qui respectent les normes de l'expérimentation. Cette technique de calcul offre l'avantage d'objectiver la performance de la méthode systémique de gestion. Cependant, comme pour l'évaluation de l'accomplissement des objectifs de durabilité, cette technique présente aussi des faiblesses liées à la représentativité, la nature et la variabilité des indices :

- les indices ne représentent pas tous de manière équivalente la performance d'une méthode systémique de gestion;
- les indices de moyens renseignent sur l'utilisation d'une méthode et pas de son efficacité;
- la variabilité interannuelle des indices rend parfois caduque l'évaluation annuelle des méthodes systémiques de gestion.

L'évaluation des méthodes systémiques de gestion est grandement facilitée lorsque, comme pour PROP'EAU-SABLE, nous pouvons disposer d'une année de référence où tous les indicateurs sont relevés sans aucune modification du système de production. Dans ce cas, la comparaison des indices d'une année à l'autre montre clairement l'efficacité de la méthode tout en renseignant aussi sur le temps de réponse du système de production aux modifications apportées.

B.4.2 Le groupe de fermes-pilotes

B.4.2.1 Sélection des fermes-pilotes

La sélection des fermes-pilotes est la première étape du travail en ferme. Elle est essentielle au bon fonctionnement de l'expérience.

Les critères de sélection du groupe peuvent être différents suivant l'objectif du travail. Par exemple, on peut chercher à former un groupe

- le plus homogène possible pour soumettre plusieurs exploitations "comparables" à un ou plusieurs objectifs et obtenir ainsi une synergie des agriculteurs-pilotes dans la recherche de solutions (cas d'ECOFARM);
- le plus hétérogène possible pour analyser des indicateurs ou des méthodes systémiques de gestion pour analyser des indicateurs ou des méthodes systémiques de gestion dans des situations contrastées;
- le plus représentatif d'une région ou d'une orientation technico-économique afin de développer une méthode systémique de gestion adaptée (cas de PROP'EAU-SABLE);
- etc.

Pour ECOFARM, seul un petit nombre d'agriculteurs biologiques disposaient d'une ferme mixte laitière. Dès lors, les critères de sélections se sont limités à des caractéristiques techniques de l'exploitation.

Pour PROP'EAU-SABLE, la situation était plus favorable car l'appel de candidature a été adressé à plus de 2000 agriculteurs. Les critères de sélection ont été établis simultanément sur des caractéristiques techniques de la ferme, sur des critères géographiques et sur des capacités de travail en équipe.

En outre, en raison de la longueur de l'expérience, il est préférable de disposer au départ de suffisamment de fermes-pilotes pour parer à d'éventuels abandons. Dans cette éventualité, il est toutefois possible de remplacer l'une ou l'autre ferme dans les deux premières années de l'expérience.

B.4.2.2 Dynamique du groupe-pilote

Les méthodes d'expérimentation d'ECOFARM et de PROP'EAU-SABLE sont basées sur une collaboration très active entre les agriculteurs et les scientifiques. Elle exige de la part des agriculteurs :

- une grande disponibilité : les agriculteurs doivent consacrer un temps certain à des réunions d'étude, à l'assistance pour les nombreux échantillonnages effectués dans leur ferme et à la prise de note des paramètres de production;
- un esprit d'ouverture : les agriculteurs doivent s'habituer aux contraintes du travail en réunion et aux contraintes d'une expérimentation scientifique;
- un esprit d'analyse : les connaissances des agriculteurs sont constamment requises pour

analyse la situation et proposer des améliorations dans les méthodes systémiques de gestion notamment.

Les scientifiques pour leur part, doivent également montrer une grande ouverture d'esprit et un esprit d'analyse fort aiguisé. Des efforts particuliers doivent être fournis pour synthétiser et transmettre l'information auprès des agriculteurs. En outre, les scientifiques doivent s'habituer aux contraintes économiques et horaires du travail en ferme privée. Enfin, des techniques d'animation de groupe doivent être utilisées par les scientifiques pour faciliter les moments de réflexion en commun avec les agriculteurs.

- Préparer la réunion : Convocation, documentation envoyée pour la préparation, préparer les lieux (disposition, café,...). Préparer l'animation (objectifs à atteindre, techniques utilisées,...);
- Définir clairement l'ordre du jour des réunions et s'y tenir;
- Donner les objectifs au groupe (clairs, compréhensibles, pas trop ambitieux pour la réunion);
- Déterminer le temps imparti pour chaque objectif;
- Préciser le statut du groupe (à titre consultatif, décisionnel, ...);
- Transmettre à la fois les messages de manière orale et visuelle;
- Organiser un temps de parole pour chacun;
- Rechercher les solutions possibles (toutes les solutions possibles et imaginables, passer les solutions en revue). Ne pas avoir peur de reformuler ou de synthétiser ce qui vient d'être dit pour voir si c'est bien compris dans le même sens;
- Structurer par écrit les arguments développés oralement par les agriculteurs;
- Rédaction d'un compte-rendu après la réunion.

B.4.2.3 Evaluation des fermes-pilotes

L'évaluation annuelle des fermes-pilotes est un moment privilégié pour dynamiser la réflexion du groupe. L'évaluation est facilitée par la définition d'objectifs précis quantifiés par des indicateurs représentatifs dont les normes sont clairement établies.

L'évaluation des fermes-pilotes est dépendante de l'efficacité des méthodes systémiques de gestion et il est parfois difficile de distinguer un problème lié à la ferme d'un problème lié à la méthode systémique de gestion. Une bonne façon d'évaluer les fermes-pilotes est de les comparer par rapport aux indices moyens du groupe. Cette procédure a l'avantage de ne pas tenir compte dans les indices de la variation due au climat de l'année.

Le moment de l'évaluation annuelle est également celui de la définition des progrès à réaliser pour l'année suivante. Dans ECOFARM, les progrès à réaliser ont été définis par la différence entre les valeurs des indices et les normes à atteindre pour chaque indicateur. Pour PROP'EAU-SABLE, des objectifs intermédiaires (appelés objectifs de progression) ont été utilisés pour jalonner les modifications des fermes-pilotes. Cette dernière technique est particulièrement avantageuse dans le cas où les progrès à réaliser ne peuvent se faire en une

année, comme c'est le cas, par exemple, dans une réduction importante du SBA.

L'utilisation d'objectifs annuels de progression permet de stimuler la recherche personnelle de l'agriculteur avec les compétences agricoles qu'il détient afin qu'il en fasse bénéficier le groupe .

B.5 Conclusions

La mise en œuvre de la méthode de développement de systèmes de production avec deux groupes de fermes-pilotes permet de tirer les conclusions suivantes.

- Le développement d'un système de production en ferme-pilote demande plusieurs années. L'expérience ECOFARM a duré trois années et, de l'avis de tous les agriculteurs, elle aurait beaucoup gagné à être prolongée de quelques années supplémentaires. L'expérience PROP'EAU-SABLE en est à sa troisième année et elle est prévue pour trois années encore.

Idéalement, le développement de systèmes de production en ferme-pilote devrait se faire à partir d'une batterie d'indicateurs ayant, pour la plupart, déjà fait leurs preuves. Dans le cas contraire, il ne faut pas sous-estimer le temps nécessaire qu'il faut consacrer au test et à la validation des indicateurs et des normes. Il faut aussi prévoir le temps nécessaire à l'ébauche des méthodes systémiques de gestion ainsi que celui destiné à la sélection du groupe de fermes-pilotes. Ensuite, une année entière doit être utilisée pour étudier les exploitations et pour établir un relevé initial des indices sans modifier le système de production. Cette étape est indispensable, faute de quoi, les méthodes systémiques de gestion ne peuvent être évaluées par la suite. Il ne faut pas non plus sous-estimer le temps nécessaire aux agriculteurs pour s'habituer aux indicateurs et à la méthode de recherche. L'expérience montre que l'année d'observation est bien utile pour cet aspect là aussi. C'est seulement à partir de la deuxième année de travail avec les fermes pilotes que les modifications des systèmes de production pourront être réalisées.

- Le développement de systèmes de production en ferme-pilote demande beaucoup de rigueur dans la définition des indicateurs et des normes, car c'est à partir de ceux-ci que seront évaluées les fermes-pilotes et les méthodes systémiques de gestion. La sélection des fermes-pilotes doit aussi être fort rigoureuse en se basant sur des critères qui visent d'une part à évaluer le savoir-faire agricole de l'agriculteur et sa capacité de travail en équipe et, d'autre part, à vérifier les caractéristiques techniques du système de production.
- L'intégration des objectifs de durabilité passe obligatoirement par la libre décision de l'agriculteur. Celui-ci intègre d'autant plus facilement ces nouveaux objectifs environnementaux qu'il dispose d'indicateurs lui permettant de mesurer l'évolution de son exploitation par rapport à ces objectifs.
- Les méthodes systémiques de gestion sont, en général, une synthèse des connaissances actuelles adaptées à la situation spécifique des fermes-pilotes. La définition d'une méthode systémique de gestion implique une part de synthèse et une part d'innovation. Par exemple, pour la GMF, il y a pléthore de pratiques conseillées et il faut évaluer leur pertinence pour les systèmes d'exploitation étudiés et les objectifs de durabilité. Pour certaines méthodes, comme la GMR ou la GIN, l'expérimentateur ne dispose pas de beaucoup de références et doit dès lors innover.
- Le dynamisme du groupe de fermes-pilotes est conditionné par un effort particulièrement intense de vulgarisation de l'information. Cette vulgarisation doit faire en sorte d'illustrer

les notions abstraites par des schémas ou des graphiques, de synthétiser des terminologies complexes par des initiales et de veiller à réduire les confusions possibles entre les termes en rappelant régulièrement leur signification. La description des événements culturels se fait toujours mieux à partir d'un plan du parcellaire plutôt qu'à partir d'une liste des parcelles.

- L'évaluation des progrès des fermes-pilotes peut se faire directement sur la base de la comparaison de leurs indices vis-à-vis des normes choisies et relativement aux indices des autres fermes-pilotes du groupe.
- Les méthodes systémiques de gestion sont facilement évaluées en reprenant la proportion des fermes-pilotes qui respectent les indicateurs qu'elles influencent. Cette technique offre l'avantage de quantifier le succès des méthodes systémiques de gestion mais présente l'inconvénient de donner la même importance à chaque indicateur.
- L'accomplissement des objectifs peut être évalué facilement en se basant sur la proportion des fermes qui respectent les normes des indicateurs qui leurs sont liés. Cette technique présente les mêmes avantages et inconvénients que pour l'évaluation des méthodes systémiques de gestion.
- Le temps de réponse du système de production aux modifications envisagées peut être de plusieurs années et dépend de la nature de celles-ci. Par exemple, la modification de la fertilisation azotée des cultures aura un effet dans l'année sur les indices de bilan d'azote, l'IFOP, l'IFOC et l'APL alors que la modification de la rotation aura un effet sur l'IPR au plus tôt quatre ans après.
- Le développement des systèmes de production en fermes-pilotes offre l'avantage de susciter d'emblée un très gros intérêt de la part des agriculteurs. L'approche systémique proposée les replace en effet au centre de décision de leur exploitation en leur fournissant des outils de contrôle (indicateurs) et des outils de gestion (méthodes systémiques de gestion) supplémentaires. Le développement des méthodes systémiques de gestion fait appel à leur expertise agricole et à leur créativité. Dans ce contexte, il n'y a aucune difficulté à analyser et à tester des innovations technologiques avec leur collaboration.

Globalement, la méthode de développement de systèmes de production en ferme-pilote proposée offre de réelles possibilités de tester et d'améliorer des systèmes de production durables. Le travail en ferme-pilote correspond à une phase expérimentale pendant laquelle les méthodes systémiques de gestion sont développées et testées. Cette phase expérimentale devrait ensuite être suivie d'une phase de dissémination des méthodes systémiques de gestion qui seraient alors accompagnées d'un ensemble d'indicateurs adaptés au suivi sur une grande échelle des exploitations. Le travail en ferme-pilote présente les avantages de l'apport de l'expertise agricole des agriculteurs et de la prise directe avec la multiplicité des contraintes d'une ferme en exploitation. La méthode est cependant fortement dépendante de la qualité des indicateurs choisis car elle ne permet pas de les tester simultanément au développement des méthodes systémiques de gestion. Dans ce sens, il est préférable, lorsque c'est possible, de se baser sur des indicateurs déjà testés dans des fermes.

Partie C

Etude des indicateurs de l'azote dans des fermes mixtes laitières biologiques

C.1 Introduction

Il est apparu dans l'étude méthodologique du développement de systèmes de production en ferme-pilote que la qualité des indicateurs était primordiale. Entre autres qualités, un indicateur doit être facilement compréhensible par les agriculteurs et représentatifs de l'objectif contrôlé.

Or, tant au cours de l'expérience ECOFARM que celle de PROP'EAU-SABLE, deux indicateurs de gestion de l'azote, APL et SBA, ont présenté des résultats qui n'ont cessé d'intriguer tant les scientifiques que les agriculteurs. L'étonnement provenait du fait que ce n'était pas nécessairement les fermes présentant un SBA élevé qui étaient celles dont le risque de lessivage (APL) était élevé. Le rapport APL/SBA étant, de surcroît, instable d'une année à l'autre.

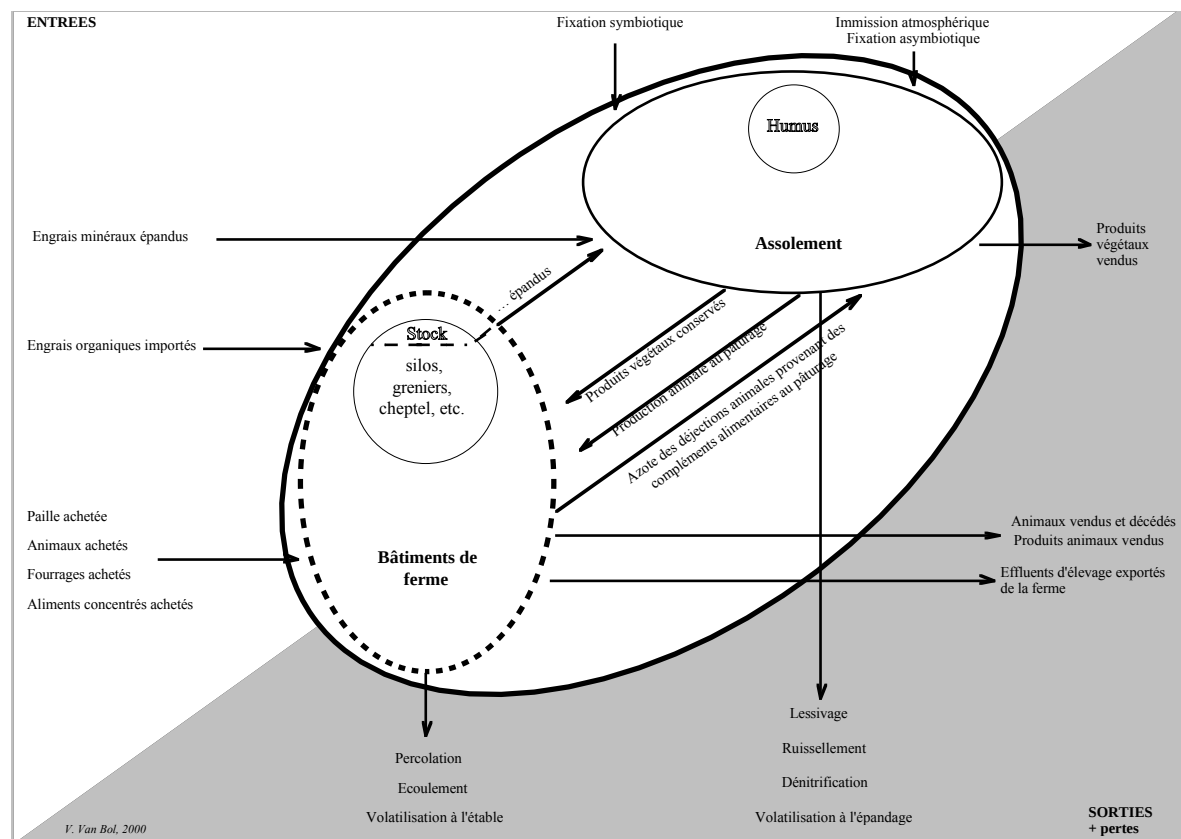
La suite de la thèse vise à analyser ces résultats à partir de l'expérience ECOFARM. L'étude est présentée en trois parties qui constituent des projets d'articles scientifiques. La première partie est consacrée au SBA et la deuxième partie à l'APL. La troisième partie est réservée à l'analyse des relations entre ces indicateurs. Ces trois parties sont précédées d'une introduction sur les flux et les bilans d'azote dans une exploitation agricole.

C.1.1 Les flux d'azote dans le système de production

Les flux d'azote sont schématiquement représentés en une seule figure qui s'applique aux différents types d'exploitation (Figure 13). Les flux d'azote caractéristiques des systèmes de production agricole sont de quatre natures distinctes :

- les flux annuels d'azote liés au **circuit économique** (flèches horizontales dans la figure 13);
- les flux annuels d'azote liés à **l'environnement** (compris ici dans un sens restreint au sol, à l'air, aux eaux souterraines et de surface) (flèches verticales dans la figure 13);
- les flux annuels d'azote **internes au système** de production agricole (flèches obliques dans la figure 13);
- les **flux d'azote interannuels** dans l'humus du sol et les stocks de l'exploitation (ces flux sont représentés dans la figure 13 par des cercles).

Figure 13 - Flux d'azote d'un système de production agricole



Le "Stock" correspond aux réserves de fourrages, d'engrais ainsi qu'au cheptel. "Humus" correspond à l'humus dans le sol.

Les flux annuels d'azote

Les entrées d'azote en provenance du circuit économique sont constituées par les marchandises achetées ou échangées : engrais minéraux, aliments concentrés, paille, fourrages, effluents d'élevage, animaux. Les entrées d'azote en provenance de l'environnement correspondent à la fixation symbiotique (bactéries fixatrices d'azote + légumineuses) et asymbiotique (bactéries fixatrices d'azote seules), ainsi qu'à l'immission atmosphérique (dépôts d'azote secs et humides provenant de l'atmosphère).

Les sorties d'azote vers le circuit économique sont les produits animaux ou végétaux vendus ainsi que les effluents vendus, échangés ou "donnés" à l'extérieur. Les sorties d'azote vers l'environnement sont constituées d'ammoniac volatilisé à partir des déjections des animaux au pâturage ou en stabulation et des pertes gazeuses au cours du stockage et de l'épandage des effluents. A celles-ci, il faut ajouter le N_2 et le N_2O produits par dénitrification dans le sol lorsqu'il est saturé en eau. Il faut également compter le nitrate qui percole vers les nappes aquifères sous les parcelles (pollution diffuse), mais aussi sous les bâtiments d'élevage et les installations de stockage des effluents (pollution ponctuelle) ainsi que l'azote présent sous diverses formes qui s'écoule ou ruisselle à la surface du sol pour rejoindre éventuellement les eaux de surface.

Des échanges internes ont lieu entre les bâtiments de ferme et l'assolément. Des quantités

d'azote sont transférées des champs et prairies vers les bâtiments de ferme sous forme de fourrages, de paille, de grains, de tubercules, de racines, de viande et de lait. Dans l'autre sens, il y a un retour d'azote des bâtiments de ferme vers la surface agricole sous forme d'effluents d'élevage.

Les flux d'azote interannuels.

Il y a dans les systèmes de production plusieurs endroits où sont mises en réserve des quantités importantes d'azote pour une durée supérieure à un an. Ces flux d'azote doivent, dès lors, être comptés dans le bilan annuel. Il s'agit de l'humus du sol, de certains silos de fourrage en excès, des réserves d'engrais, du cheptel vif, de certaines récoltes conservées à des fins spéculatives, etc. Lorsque ces réserves augmentent, cela provoque une sortie d'azote dans le bilan annuel. A l'inverse, lorsque ces réserves diminuent, cela entraîne une entrée d'azote dans le bilan. Par exemple, une augmentation annuelle du cheptel vif à partir des animaux nés à la ferme correspond, en fait, à une production animale mise en réserve et donc, à une sortie d'azote. En négligeant cette variation interannuelle, le solde du bilan serait sous-estimé.

La réserve d'azote sous forme d'humus (humus dans la figure 13) est considérable, cependant, cette réserve varie très peu d'une année à l'autre. Afin d'avoir une idée de l'ordre de grandeur de cette réserve, il faut considérer que, pour un sol pourvu de 1,5 % d'humus, environ 2600 kg d'azote sont présents par ha sous forme organique dans l'horizon cultural. Cet humus est d'une part réduit par la minéralisation et d'autre part augmenté par l'humification de la matière organique en provenance des engrais de ferme et des résidus culturaux. Pour 4 % d'humus, il faut compter 8000 kg N.ha⁻¹ ! La variation de l'humus au cours de l'année est faible (de l'ordre de grandeur de 0,1%) et il n'est pas possible de la mesurer. Cette inconnue fait donc partie du solde des bilans.

Les flux qui traversent la limite du système d'exploitation agricole (grande ellipse dans la figure 13) sont ceux qui sont pris en compte dans le calcul du bilan d'azote de l'exploitation. Pour le bilan d'azote de l'assolement, seuls les flux arrivant et partant du système "assolement" (petite ellipse en trait continu) sont pris en compte.

Pour l'expérience ECOFARM et dans les chapitres C.2 et C.4 qui suivent, ce sont des bilans annuels d'azote de l'assolement qui ont été calculés. Dans l'expérience PROP'EAU-SABLE, ce sont les deux types de bilans (BAAE - Bilan Annuel de l'Azote de l'Exploitation et BAAA - Bilan Annuel de l'Azote de l'Assolement) qui ont été calculés.

C.1.2 Les bilans d'azote

Le bilan des éléments nutritifs est largement utilisé actuellement pour développer une agriculture durable. Des bilans d'azote simplifiés sont utilisés par l'Union européenne en tant qu'indicateurs de la pression de l'agriculture européenne sur l'environnement (Eurostat – CEE). Le solde du bilan d'azote est également proposé en tant qu'indicateur agri-environnemental par l'OCDE (Parris, 1998) afin de fournir des informations sur la durabilité de l'agriculture. En France, le CORPEN a proposé la mise en œuvre de bilans de l'exploitation dans le cadre du Programme d'Action en Bretagne (CEMAGEF, 1988). Aux Pays-Bas, le Ministère de l'Agriculture a rendu obligatoire depuis le 1^{er} janvier 1998 un système de

déclarations des fertilisants pour les exploitations de plus de 2,5 UGB/ha (Oenema *et al.*, 1998). En Suisse, le « Service Roman de Vulgarisation Agricole » met en œuvre des bilans de l'exploitation dans le cadre de l'application du programme « Production Intégrée » (OFAG, 1996).

Simultanément, de nombreux instituts de recherche et de vulgarisation élaborent ou améliorent des méthodes de bilans de fertilisation. Toutefois, les principes qui fondent ces bilans sont très variables, tant au niveau de la précision recherchée (choix des flux et des paramètres pris en compte et hypothèses simplificatrices), des échelles de l'étude (pays, exploitation, assolement, parcelle), ou encore de la durée d'observation (saison, année, etc.).

Le bilan de l'azote en agriculture rend compte des flux d'azote qui entrent et qui sortent d'un système de production agricole sur une période donnée, par exemple une année.

Un bilan comporte deux parties principales : les entrées et les sorties d'azote. La différence entre les entrées et les sorties constitue le solde qui correspond aux pertes d'azote dans l'environnement et à la variation de la réserve d'azote sous forme d'humus (Δ humus).

$$\text{Entrées} - \text{Sorties} = \text{Solde} = \text{Pertes} + \Delta \text{ humus}$$

Globalement, il faut distinguer les bilans à la parcelle, à l'assolement ou à l'exploitation.

- Le bilan parcellaire (en anglais *field balance*) est réalisé au niveau d'une parcelle. Il permet de tenir compte de manière exhaustive des facteurs qui influencent le bilan annuel de fertilisation. Dans le cas de l'azote, les facteurs calculés sont : la dénitrification, la volatilisation, la minéralisation, la réorganisation, le lessivage, la fixation symbiotique, l'immission atmosphérique, l'effet des résidus de culture, l'arrière-effet des fumures organiques, la teneur en azote du profil au début et en fin de saison, la minéralisation supplémentaire due aux retournements de prairies, la fertilisation, la fixation non-symbiotique, les exportations végétales, etc. C'est ainsi qu'estimant la plupart des facteurs, certains auteurs (COMIFER, 1996) parviennent à utiliser le bilan parcellaire à des fins de conseils de fertilisation prévisionnels.
- Le bilan de l'assolement (en anglais *farm surface balance*) d'une exploitation correspond au bilan de l'ensemble des parcelles prises comme une seule. Il est simplifié par rapport au bilan parcellaire car il ne prend en compte que les sept facteurs suivants : la fertilisation azotée, la fixation symbiotique, l'immission atmosphérique, la fixation asymbiotique, les apports d'azote par les compléments alimentaires donnés au pâturage, les productions végétales et les productions animales à partir de l'herbe. Ce type de bilan permet d'avoir une idée assez claire des pertes d'azote situées en dehors des bâtiments de la ferme à partir des cultures et des prairies.
- Le bilan de l'exploitation tout entière (en anglais : *farm gate balance*) prend en compte les entrées d'azote (aliments, matières organiques, etc.) et les sorties (viande, lait, œufs, matières organiques, produits végétaux, etc.) plus les pertes/gains éventuels au niveau des bâtiments de la ferme tels que, par exemple : le stockage des effluents et des aliments (ensilages surtout), les variations de taille du cheptel, la volatilisation de l'azote au moment du compostage et la volatilisation de l'azote à l'étable. En outre, l'efficacité de la transformation des productions fourragères en production animale vient modifier le rapport entre les entrées et les sorties d'éléments nutritifs. Ces variations viennent

s'ajouter à celles qui sont rencontrées dans le bilan de l'assolement. Il en résulte que le bilan de l'exploitation ne fournit plus qu'une image assez floue du système d'exploitation.

C.2 Analyse des flux par le bilan annuel d'azote de l'assolement et calcul du Solde du Bilan d'Azote (SBA)

Résumé :

Ce chapitre est la première partie d'une présentation en trois chapitres destinée à établir, au niveau de l'exploitation, le lien entre le bilan d'azote de l'assolement et un indicateur de lessivage. Il est consacré à l'analyse des flux d'azote sur les cultures et les prairies avec, en particulier, le calcul du Solde du Bilan d'Azote (SBA). La deuxième partie (Chapitre C.3.) est consacrée à l'analyse de la mesure de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL) de l'exploitation. La troisième partie (Chapitre C.4.) reprend les données des deux premières parties et analyse les différents liens existants.

Les résultats présentés dans ce chapitre sont issus de la recherche ECOFARM réalisée de 1993 à 1997 en Belgique avec des fermes mixtes laitières biologiques. Cette recherche a visé à développer un système de production plus durable au moyen de l'approche systémique. Huit fermes-pilotes ont été suivies durant trois années au niveau de la fertilisation et des rendements des cultures et des prairies.

Les engrais et les productions végétales ont été analysés pour leur teneur en azote. Le SBA a permis d'estimer pour chacune des fermes-pilotes le niveau des émissions d'azote vers l'environnement ou le stockage d'azote dans l'humus.

Le calcul du SBA a permis de constater des différences importantes entre les fermes. Il est apparu que ces différences sont stables au cours des trois années d'observation malgré des pratiques de fertilisation fort variables d'une année à l'autre. Dans 85 % des observations, le SBA s'est situé au-dessous de la limite de fixée. Une ferme-pilote sur huit a dépassé cette norme durant les trois années de l'expérimentation. En moyenne, les fermes-pilotes ECOFARM ont présenté un solde de $93 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$.

La fixation symbiotique et la fertilisation ont valu respectivement 36 % et 33 % des entrées d'azote alors que les sorties d'azote ont été constituées des productions végétales pour 38 %. Le SBA a représenté 54 % du flux total d'azote moyen des fermes-pilotes. Parmi les facteurs du bilan, la fertilisation azotée, la fixation symbiotique et la production végétale ont été ceux dont les variations ont eu le plus d'impact sur le SBA.

L'analyse des relations entre le SBA et les caractéristiques structurelles des fermes-pilotes a montré une relation négative avec la Surface Agricole Utile et une relation positive avec la fertilisation et la production animale.

C.2.1 Introduction

C.2.1.1 Les pertes d'azote en provenance de l'agriculture

Les émissions excessives d'azote dans l'environnement participent à sa détérioration. Celle-ci se manifeste principalement par des phénomènes comme l'effet de serre (N_2O), l'eutrophisation des eaux de surface ($\text{N}_{\text{org.}}$, NO_3^-), l'augmentation de la teneur en nitrate (NO_3^-) des eaux souterraines et par de nombreuses nuisances olfactives (NH_3).

L'agriculture a sa part de responsabilité dans ces émissions en occasionnant des pertes d'azote par volatilisation (NH_3), par lessivage (NO_3^-), par ruissellement ($\text{N}_{\text{org.}}$, NH_4^+ et NO_3^-) et par dénitrification (N_2 et N_2O).

Ces pertes d'azote ont lieu tout au long du processus de production agricole dans chacun des trois niveaux suivants du système de production : les cultures, les pâtures et les infrastructures d'élevage.

Au niveau des cultures

Lorsque l'on considère les cultures, l'azote est émis dans l'environnement, au moment de la fertilisation des cultures, de la croissance, de la maturation végétale, et pendant l'inter-culture.

Les pertes par volatilisation au moment de l'épandage des fertilisants azotés sont inévitables, même lorsque la fertilisation est réalisée dans des conditions optimales. Elles dépendent des conditions du sol (pH, capacité d'échange, porosité, humidité) et des conditions climatiques (Sommer *et al.*, 1991). Ces pertes peuvent aller de quelques pourcents à plus de 90 % de l'azote ammoniacal pour les lisiers (Lauer *et al.*, 1976 ; Sommer *et al.*, 1991 ; Moal *et al.*, 1995). Une gestion optimale de la fertilisation vise à réduire ces pertes et donc à augmenter l'efficacité de la fertilisation. Lors de l'épandage d'engrais minéraux, les pertes sont, en général, moins importantes. Ce sont surtout les engrais contenant de l'urée qui entraînent la volatilisation. Dans ce cas, les pertes ne dépassent pas, en général, 18 % de l'apport de l'azote (Jarvis & Pain, 1990). Dans certains cas, les pertes par volatilisation lors de l'application peuvent néanmoins atteindre 50 % (Hargrove, 1988). Lorsque la fertilisation est réalisée dans des conditions pluvieuses, les pertes sont réduites.

Tout au long de l'année, les terres labourées peuvent encore être le siège de pertes d'azote par ruissellement lorsque les conditions de pente et de pluviométrie sont réunies sur des sols non couverts de végétation.

Durant l'automne et l'hiver, la saison d'interculture est le siège du lessivage du nitrate par les eaux de percolation et de la dénitrification anaérobie de l'azote nitrique sous certaines conditions de température et d'humidité.

Au niveau des pâtures

A ce niveau, l'azote peut-être relâché dans l'environnement au moment de la fertilisation, du pâturage ainsi qu'au cours du repos hivernal de la végétation.

En ce qui concerne la fertilisation, les pertes sont du même ordre que celles qui sont citées pour les cultures. Ainsi, Menzi *et al.* (1997) ont mesuré que les pertes par volatilisation

consécutives à l'épandage de fumier valaient en moyenne 60 % de l'azote ammoniacal. Ces résultats concordent avec les mesures de 7 kg N-NH₃.ha⁻¹ volatilisé lors de l'épandage de 30 t.ha⁻¹ de fumier bovin et de 35 kg N-NH₃.ha⁻¹ volatilisé lors de l'épandage de 36 t.ha⁻¹ de litière porcine (Chambers *et al.*, 1997). Les pertes par dénitrification lors de l'épandage de lisier vont de 0,01 % à 0,29 % de l'azote ammoniacal et sont dépendantes du type de sol et de la période d'épandage (Stevens & Laughlin, 1997).

Au cours du pâturage, les animaux consomment l'herbe, la digèrent et la rejettent sous forme de bouses et indirectement sous forme d'urine. Ces rejets d'azote sont influencés par le type de bétail et leur productivité. Ainsi pour le bétail laitier, de 75 % à 80 % de l'azote ingéré est restitué à la prairie par les déjections alors que de 90 à 95 % de l'azote est rejeté par le bétail viandeux (Whitehead, 1995). Notons encore que les rejets d'azote urinaire augmentent avec le niveau de fertilisation de la pâture (Simon *et al.*, 1996 ; Vertès *et al.*, 1997, Peyraud, 2000). Environ 15 % de l'azote contenu dans les urines est volatilisé sous forme d'ammoniac (Van Vuuren & Meijs ; 1987).

A ces pertes, il faut encore ajouter les déjections qui sont émises sur les chemins qui relient les pâtures à la salle de traite. Elles valent de 10 à 20 % des restitutions journalières (Lantinga *et al.*, 1987).

En période hivernale, les pertes d'azote par lessivage peuvent être considérables surtout lorsque la charge animale durant la saison de pâturage est élevée. Vertès & Decau (1992) ont mesuré 550 kg N-NO₃ (0-80 cm) dans le sol des aires de repos du bétail. Les pertes d'azote par dénitrification sont également importantes durant l'automne et l'hiver en conditions réductrices résultant d'une saturation en eau du sol. Ainsi, Rück *et al.* (1997) ont mesuré de 12 à 29 kg N.ha⁻¹ dénitrifié sur prairie fertilisée, soit 10 fois plus que sur les terres arables.

Au niveau des infrastructures d'élevage

Les infrastructures d'élevage sont aussi le siège de différentes émissions d'azote vers l'environnement. Il faut considérer dans ce cas, les pertes d'azote par volatilisation dans les bâtiments et les pertes éventuelles par écoulement des silos et des fumiers. Celles-ci ont lieu toute l'année avec un maximum d'émission durant l'hiver.

La volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac à partir des bâtiments d'élevage peut être considérable. Klarenbeek & Bruims (1988) ont mesuré une perte d'azote par volatilisation de 8,8 kg N.vache laitière⁻¹ pendant la stabulation hivernale (octobre à mai). Il a été montré que la richesse en protéine du régime alimentaire conditionne directement la teneur en azote ammoniacal dans les déjections de l'animal (Van Vuuren & Meijs ; 1987). Au plus la teneur en NH₃ est élevée dans les déjections, au plus la volatilisation de l'azote à partir des effluents d'élevage, sera importante à l'épandage (Menzi *et al.*, 1997).

Les pertes d'azote par écoulement (urée, nitrate, ammoniac, N organique) sont localisées au niveau des silos de fourrages grossiers et au niveau du stockage des effluents d'élevage. Dans le meilleur des cas, ces jus sont collectés vers des fosses pour être épandus lors d'une opération de fertilisation ultérieure. Cela ne constitue dès lors pas une perte puisque l'azote est récupéré dans le système d'exploitation. Lorsque les structures d'égouttage et de stockage des effluents d'élevage et des jus d'écoulement de silo ne permettent pas cette récupération, cet azote est émis dans l'environnement.

Comme nous le voyons ici, les émissions d'azote à partir du système d'exploitation agricole sont nombreuses. Une bonne part d'entre elles sont liées à l'élevage. Pour un bétail laitier, il faut considérer de 22 à 30 kg d'azote volatilisé par UGB suivant le niveau d'intensification de l'exploitation (Kazenwadel *et al.*, 1997).

C.2.1.2 Quantification des pertes d'azote par le bilan d'azote.

Le calcul du bilan d'azote a, entre autres, pour objectif de quantifier les émissions d'azote en dehors du système d'exploitation et de préciser par l'analyse des flux, l'origine de ces émissions. Ce calcul se réalise par la prise en compte des entrées d'azote défalquées des sorties d'azote, la différence étant égale aux pertes d'azote dans l'environnement et au stockage de l'azote par humification.

Parmi les bilans, il faut distinguer le bilan de l'exploitation du bilan de l'assolement et du bilan parcellaire. Le solde du bilan de l'exploitation fournit une indication des pertes d'azote et du stockage d'azote de l'ensemble des cultures, des prairies et des infrastructures d'élevage. Le bilan de l'assolement est restreint à l'ensemble des parcelles cultivées et des prairies, le solde de ce dernier fournissant donc une indication des pertes et du stockage d'azote à ce niveau. Par conséquent, les pertes environnementales indiquées ne comprennent plus les pertes et le stockage liés aux infrastructures d'élevage. La surface envisagée est encore plus restreinte dans le cas du bilan parcellaire, où seule une parcelle est envisagée. Notons encore qu'il existe aussi de nombreuses formes hybrides entre ces trois types de bilan.

De nombreuses études de ces trois types de bilan existent dans la littérature. Cependant, leur comparaison est rendue difficile par l'hétérogénéité des principes et méthodes qui sous-tendent le calcul de ces bilans. Ainsi, lors de la comparaison des soldes d'azote calculés par trois méthodes différentes à partir d'une même base de données, il a été montré que les résultats variaient de -31 à $+97$ kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Van Bol & Peeters, 1997¹).

La plupart des pays de l'OCDE et les organisations internationales utilisent le bilan d'azote de l'assolement en vue d'évaluer les pertes d'azote dans l'environnement à partir de l'agriculture (Parris, 1998). L'auteur souligne cependant qu'à un niveau national et régional, les bilans sont souvent basés sur des modélisations et que les données quantitatives sont encore trop peu nombreuses. Le principal défi consistera dans le futur à relier les résultats des bilans d'azote avec d'autres paramètres comme les pratiques agricoles, la qualité de l'eau et l'impact économique des mesures agri-environnementales.

Parmi les entrées d'azote, l'immission atmosphérique et la fixation symbiotique posent des problèmes particuliers.

L'immission d'azote atmosphérique est composée de la somme des retombées humides et des retombées sèches. Aux Pays-Bas, l'immission totale est estimée en moyenne à 40 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ selon Van der Eerden *et al.* (1998). Elle se situe entre 40 et 80 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ d'après van Breemen & van Dijk (1988). Les retombées humides ne s'élèveraient "seulement" qu'à 17 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Buijsman & Erisman, 1986), ce qui est de l'ordre de grandeur des simulations de transport atmosphérique calculé par Asman & Van Jaarsveld (1992) avec des valeurs comprises entre 22 et 45 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (sauf pour le sud du pays où les valeurs dépassent 45 kg N.ha⁻¹.an⁻¹).

Frangmeier *et al.* (1994) estiment que l'immission totale en Europe de l'ouest devrait être similaire à celle de l'Angleterre soit en moyenne de 30 à 40 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ comme cela a été mesuré en plusieurs endroits d'Allemagne.

En Belgique, l'IRC (1985) estime à 40 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ l'immission totale. Si nous nous référons au modèle de transport atmosphérique calculé par Asman & Van Jaarsveld (1992), les retombées humides se situent pour la Belgique entre 11 et 22 kg N.ha⁻¹.an.

Dans la littérature, les méthodes d'estimation de la fixation symbiotique d'azote chez les légumineuses sont assez variables.

Selon Vertès *et al.* (1995), l'azote fixé en prairie par le trèfle blanc (*Trifolium repens*) peut-être estimée par la relation

$$N_{\text{fixé}} \text{ (kg N)} = \text{Biomasse} \times \text{TB \%} \times \% \text{NTB} \times \% \text{fixation}$$

où Biomasse est le rendement de la prairie en quintal MS; % TB est la part du trèfle blanc dans la pâture (% de la biomasse aérienne); % NTB est la teneur moyenne en azote du trèfle blanc (soit 3,5 % MS); % fixation est le coefficient d'azote en provenance de la fixation, soit 0,9.

Selon Decau *et al.* (1997), la fixation de l'azote est estimée par la relation

$$N_{\text{fixé}} \text{ (kg N)} = 0,0354 \text{ TB} - 0,35$$

où TB est la production de trèfle blanc en quintaux de matière sèche; (NB/ la relation est valable si TB ≥ 10).

Dans ces deux exemples, il est estimé que le coefficient de fixation du trèfle blanc s'élève à 3,5 % de la MS produite grâce à la symbiose avec *Rhizobium* sp.

Pour le trèfle violet (*Trifolium pratense*), Köpke (1995) citant Boller (1988) considère un coefficient de 2,5 % de la MS produite.

Cependant, afin de calculer le bilan d'azote de l'exploitation van der Werff *et al.* (1995) utilisent les coefficients suivants : 5,4 % de la MS produite pour le trèfle blanc et 4 % de la MS produite pour le trèfle violet.

Au terme d'une recherche visant à quantifier chez le trèfle blanc l'azote fixé à partir de l'atmosphère, Høgh-Jensen & Kristensen (1995) ont montré une nette différence de fixation suivant le régime de fauche. Ainsi, partant de ces résultats, nous obtenons 4,9 % de la MS produite lorsque le trèfle est coupé 6 fois sur la saison alors que, s'il n'est coupé que 3 fois, le coefficient est ramené à 3,5 % de la MS produite.

Ultérieurement, Kristensen *et al.* (1995) mettent en évidence des critères synthétiques (Tableau 11) pour définir la fixation du trèfle blanc en prairie pâturée : l'âge de la prairie et la proportion de trèfle (%).

Tableau 11 - N fixé par le trèfle blanc (kg.ha⁻¹) en fonction de l'âge de la prairie et de la proportion de trèfle dans le gazon

Teneur en trèfle blanc (%)	0-10	10-29	30-49	≥50
Age de la prairie				
1 à 2 ans	0	76	154	245
3 à 5 ans	0	47	84	125

La différence de fixation entre les deux premières années et les trois années suivantes serait

due à un taux d'organisation de l'azote dans le sol plus important pour les jeunes prairies. Cette différence influencerait à la hausse le taux de fixation de la plante (Kristensen *et al.*, 1995).

En agriculture biologique, la fixation symbiotique d'azote et les effluents d'élevage sont les principales sources d'azote dans une ferme mixte à orientation laitière. En termes de durabilité, il est intéressant de mesurer les émissions d'azote de ce type d'agriculture et surtout d'en détailler les principaux flux au travers du système d'exploitation.

C.2.2 Matériel et méthodes

C.2.2.1 Le bilan d'azote

Le bilan d'azote calculé dans ce travail est réalisé sur une base annuelle au niveau de l'assolement (ensemble des cultures et prairies). Il est appelé bilan annuel d'azote de l'assolement (cfr Chapitre C.1.2) et correspond au *Soil surface balance* de la littérature anglo-saxonne. Le Solde du Bilan de l'Assolement (SBA) constitue la différence entre les entrées et les sorties d'azote (Tableau 12).

Tableau 12 - Paramètres du calcul du bilan annuel de l'azote de l'assolement

	Facteurs estimés ou mesurés	Facteurs inconnus
Entrées	Fixation symbiotique Fixation asymbiotique Immission atmosphérique Fertilisation Aliments complémentaires rejetés au pâturage*	
Sorties	Produits végétaux exportés des parcelles Production animale au pâturage	
Solde		Volatilisation Ruissellement Dénitrification Lessivage Pertes sur le chemin de la traite Variation du stock d'humus

* Pendant la saison de pâturage, une partie de l'azote des déjections provient des aliments complémentaires concentrés. Le facteur "Aliments complémentaires rejetés au pâturage" correspond à cette part d'azote.

Dès lors, le solde du bilan représente l'ensemble des pertes par lessivage, volatilisation, ruissellement, dénitrification, les pertes d'azote sur le chemin de la traite ainsi que la variation du stock d'humus.

Le flux total d'azote de l'assolement correspond à la quantité totale d'azote qui entre dans l'assolement. Dès lors, le flux total d'azote sera aussi égal à la somme des sorties d'azote et du solde.

Les entrées et les sorties d'azote sont calculées comme suit.

Entrées

- La fixation symbiotique est estimée suivant la méthode de Kristensen *et al.* (1995) pour les prairies à base de trèfle blanc (Tableau 11, p. 77). Pour les cultures contenant d'autres

légumineuses, un coefficient de fixation de 4 % de la MS produite est pris en compte.

- La fixation asymbiotique est estimée à 10 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Prasad & Power, 1997).
- L'immission atmosphérique est considérée comme étant égale à 35 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Frangmeier *et al.*, 1994).
- La fertilisation est obtenue en multipliant les quantités épandues par la teneur en azote des fertilisants.
- Pour les aliments complémentaires rejetés au pâturage, il est considéré que 85 % de l'azote ingéré est rejeté par l'animal sous forme de déjection. Cette valeur constitue une moyenne entre les rejets des races viandeuses et des races laitières (cfr C.2.1.1).

Sorties

- La part d'azote des produits végétaux exportés des parcelles (produits de vente et produits fourragers) est mesurée en multipliant les quantités produites par les teneurs en azote des productions.
- La production animale au pâturage correspond à la part d'azote retenue par l'animal pour couvrir ses besoins de production. Elle est fonction de la teneur en azote de l'herbe suivant la relation (Scholefield *et al.*, 1991) :

$$y = 6,36 + 51,27 \cdot 0,4714^x$$

où y = la part d'azote retenue par l'animal (%) ;

x = teneur en azote de l'herbe consommée (%).

L'herbe ingérée est considérée dans cette situation comme étant la ration d'herbe nécessaire à un bovin au pâturage, soit 14 kg de MS.UGB⁻¹.j⁻¹. La teneur en azote de l'herbe est celle d'une herbe pâturée de qualité, soit 3,5 % de N.

Echantillonnage des récoltes et des engrais de ferme

Les récoltes sont échantillonnées directement au champ ou, suivant le cas, à l'endroit de stockage de la récolte. Les fumiers et les composts sont échantillonnés par une sonde hélicoïdale. Le tas est échantillonné tous les mètres à 50 et 150 cm de profondeur alternativement. Chaque échantillon est constitué d'environ 30 prélèvements qui représentent alors une quinzaine de kilo. L'échantillon composite est homogénéisé et un sous-échantillon d'environ quatre kilogrammes est prélevé.

Les silos de maïs et d'herbe sont échantillonnés quatre fois durant l'hiver dans le front d'attaque du silo.

Analyse de la teneur en azote

Les échantillons de fourrage sont séchés à 70°C dans une étuve ventilée. La teneur en azote des fourrages grossiers est calculée à partir de l'analyse de la teneur en protéine par la spectrométrie infra-rouge. Les autres échantillons sont séchés à 105°C et ensuite analysés par la méthode Kjeldahl. La teneur en azote de l'herbe a été mesurée 12 fois environ dans chaque ferme en 1994 tout au long de la saison de pâturage.

Les échantillons de lisier et de purin sont analysés directement par la méthode Kjeldahl. Les échantillons de fumier et de compost sont divisés en deux parties. Une partie est séchée afin

de connaître sa teneur en matière sèche. L'autre partie est mélangée dans une quantité connue d'eau et mixée afin d'obtenir une suspension homogène. Une partie de la suspension est analysée par la méthode Kjeldahl et l'autre partie est séchée à 105°C pour en connaître la teneur en matière sèche.

Détermination de la teneur en trèfle

La proportion de trèfle dans le couvert prairial pâturé est estimée visuellement durant la saison de pâturage selon quatre classes (Tableau 11, p. 77). Cette estimation est réalisée de trois à six fois au cours de la saison sur chaque parcelle. La moyenne des observations de l'année constitue la teneur en trèfle de la parcelle. Pour les couverts prairiaux fauchés, la proportion de trèfle est estimée visuellement au moment de la récolte.

Herbe ingérée

L'herbe ingérée chaque jour au pâturage est estimée par la formule du MAFF (1975)

$$(1) \text{ MSI} = 0,022 \text{ P} + 0,2 \text{ L, pour les vaches forte productrices de lait.}$$

$$(2) \text{ MSI} = 0,025 \text{ P} + 0,1 \text{ L, pour les autres vaches laitières.}$$

où MSI : Matière Sèche Ingérée (kg MS.j⁻¹.animal⁻¹) ; P : poids corporel (kg) ; L : production laitière (kg lait à 4 % de matière grasse).

Caird & Holmes (1986) ont vérifié que cette relation initialement destinée à calculer l'ingestion de fourrage grossier distribué à l'étable était aussi valable pour l'ingestion d'herbe en pâture. En moyenne, l'erreur mesurée est de 0,7 kg MS.j⁻¹.animal⁻¹.

Norme d'interprétation

Le solde du bilan regroupe plusieurs termes auxquels sont associées des limites acceptables ou, à défaut de norme de pollution, des valeurs généralement rencontrées dans des systèmes de production améliorés du point de vue de la gestion de l'azote. Ces termes sont les suivants :

Lessivage : max. 68 kg N.ha⁻¹.

La percolation hivernale est estimée à environ 300 mm.an⁻¹. Dans le cas où tout l'azote nitrique du profil serait lessivé durant l'hiver, la concentration critique de 50 ppm de nitrate est atteinte lorsque le profil a une teneur > 34 kg N-NO₃.ha⁻¹. En prenant l'hypothèse que 50 % du reliquat azoté pré-hivernal soit lessivé, la concentration critique de 50 ppm de nitrate est atteinte lorsque la teneur du profil est > 68 kg N-NO₃.ha⁻¹. Cette hypothèse a été confirmée dans le cas des sols avec une teneur en argile supérieure à 15 % (Vereijken & Kloen, 1994). Ces résultats ont également été confirmés par une simulation du lessivage sur des sols limoneux de la région où se trouve plusieurs fermes-pilotes d'ECOFARM. Cette simulation a permis d'estimer qu'en moyenne, sur les trente dernières années, la teneur en nitrate de l'eau percolée aurait été inférieure à 50 ppm si la teneur du profil en novembre avait été inférieure à 68 kg N-NO₃.ha⁻¹ (Piñeros Garcet *et al.*, 2000).

Dénitrification : environ 7 kg N.ha⁻¹.

Dans une simulation de systèmes de production améliorés en vue de réduire la nuisance des gaz à effet de serre, l'émission de gaz N₂O a pu être limitée à 1,9 kg N-N₂O.ha⁻¹.an⁻¹ (Kazenwadel *et al.*, 1997). L'émission de N₂O constitue de 5 à 50 % des émissions de N (Ryden & Rolston, 1983). Si l'on considère une émission moyenne de 27,5 % N-N₂O, la

dénitrification ne devrait pas dépasser 7 kg N.ha^{-1} .

Volatilisation : 10 kg N.ha^{-1} .

Dans la même simulation des systèmes de production améliorés en vue de réduire les émissions d'azote gazeux, Kazenwadel *et al.* (1997) ont calculé une perte d'azote par volatilisation de $9,3 \text{ kg N. UGB}^{-1}$. En se basant sur le cheptel moyen des fermes-pilotes ($51,8 \text{ UGB}$) et en se rapportant à la SAU moyenne ($49,6 \text{ ha}$), il faut compter environ 10 kg N.ha^{-1} .

Ruissellement : environ 5 kg N.ha^{-1} .

Dans des conditions de gestion durable de la fertilisation (couverture végétale du sol en hiver, travail du sol perpendiculaire à la pente, etc.), les pertes d'azote par ruissellement peuvent être extrêmement réduites.

Pertes sur le chemin de la traite : environ 9 kg N.ha^{-1} .

En se basant sur la l'étude de Faruggia *et al.* (1997), on peut estimer que les pertes sur le chemin de la traite sont proportionnelles au temps passé en dehors de la pâture. Cependant, il faut garder à l'esprit qu'il s'agit d'une simplification du phénomène. En fait, la teneur en azote des déjections et la quantité de celles-ci varient fortement au cours de la journée. Pour le groupe de fermes-pilotes, ces pertes sont estimées à 9 kg N.ha^{-1} .

Variation du stock de matière organique du sol : 37 kg N.ha^{-1} .

A priori, l'accumulation d'azote sous forme de matière organique dans le sol n'est pas dommageable pour l'environnement. Dans de nombreux cas, l'accumulation de matières organiques est même souhaitable pour redresser le taux d'humus du sol. En agriculture biologique, la fertilisation des cultures dépend étroitement du taux d'humus du sol. Si pour les terres arables l'objectif de durabilité peut se limiter à conserver le taux d'humus du sol, il n'est pas justifié de conserver cette limite pour les prairies car dans ce cas, le stockage d'azote est significativement supérieur à celui mesuré sur les terres arables. La mesure de la teneur en humus d'une terre arable consacrée pendant vingt ans à une culture prairiale de ray-grass et de trèfle blanc a montré un stockage d'azote de $61 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (Garwood *et al.*, 1977). Si nous considérons cet ordre de grandeur comme représentatif des surfaces prairiales et que nous le pondérons par la part des prairies dans l'assolement des fermes-pilotes (Tableau 14, p. 82), nous obtenons un stockage spécifique pour chaque ferme-pilote.

La somme des termes estimés ci-dessus s'élève en moyenne à $136 \text{ kg N. ha}^{-1}$ (Tableau 13). Cette norme est cependant spécifique à chaque ferme en fonction de la part des prairies dans la SAU. Elle constitue une norme spécifique à chaque ferme pour le solde du bilan (SBA). La validité de ce raisonnement est discutée ultérieurement au regard des résultats.

Tableau 13 - Norme spécifique du SBA

Ferme	a	b	c	d	e	f	g	h	Moyenne
Stockage dans M.O.	49	31	39	56	34	23	35	29	37
Norme SBA	148	130	138	155	133	122	134	128	136

C.2.2.2 Caractéristiques des fermes pilotes analysées

Les observations ont été réalisées dans huit fermes-pilotes mixtes à orientation laitière dont les caractéristiques sont présentées ci-après (Tableau 14).

Tableau 14 - Superficie, charge animale et main-d'œuvre des fermes-pilotes.

Ferme	a	b	c	d	e	f	g	h	Moyenne
Main-d'œuvre (UTH)	1,5	1,5	3	2	2,5	2,5	2,5	2	2,2
SAU (ha)	27,1	42,2	42,0	52,3	30,05	79,3	41,1	82,7	49,6
C.E.C. (méq.100g ⁻¹)*	11,2	10,6	12,5	15,3	13,6	13	11,9	12,7	12,8
Matière Organique du sol**		2,5	3,3		4,1	3,8	3,0	3,2	3,3
Prairies (%)	80,2	51,3	63,5	92,3	55,4	37,7	57,8	48,2	60,8
SFP (ha)	22,8	24,5	27,8	50,4	22,4	31,0	25,2	41,2	30,7
Cheptel (UGB)	42	55	58	83	49	55	48	24	51,8
Charge (UGB.ha SFP ⁻¹)	1,8	2,2	2,1	1,6	2,2	1,8	1,9	0,6	1,8
Charge (UGB.ha SAU ⁻¹)	1,5	1,3	1,4	1,6	1,6	0,7	1,2	0,3	1,2

Légende : SFP = Surface Fourragère Principale; * la C.E.C. a été déterminée par la méthode de METSON; ** le taux de matière organique du sol a été déterminé via le taux de carbone déterminé par combustion par voie humide (Walkley & Black, 1934).

Un tableau reporté en annexe permet d'avoir une idée de la variabilité de la teneur en M.O., P, K, Ca, Mg, de la C.E.C. et du pH des parcelles des fermes-pilotes.

Les fermes **a**, **e**, **f** et **g** sont sur des sols limoneux humides. Les fermes **b** et **c** sont sur des sols limoneux à drainage variable. La ferme **d** est située sur un sol limono-caillouteux à charge schisteuse et gréseuse. La ferme **h** est située sur un sol limono-caillouteux à charge psammitique. La pluviométrie annuelle est d'environ 800 mm d'eau et il gèle en moyenne 70 jours par an.

Les conditions de pluviométrie et de température durant les printemps et les étés de 1994, 1995 et 1996 ont été fortement différentes (Tableau 15). En 1994 et 1995, les étés ont été très chauds et secs. En 1996, les précipitations ont été exceptionnellement élevées en été.

Tableau 15 - Données météorologiques régionales de 1994 à 1996

Années	Saisons			
	Printemps (du 21/3 au 21/6)		Eté (du 21/6 au 21/9)	
	t° moy.	pluviométrie (mm)	t° moy.	pluviométrie (mm)
1994	12	175	18	201
1995	11	173	19	128
1996	11	120	15	272
Normale	12	196	16	210

Source : réseau d'observation agrométéorologique PAMESEB.

Les assolements des fermes-pilotes sont dominés par la prairie et par la céréale (Tableau 16). Viennent ensuite la pomme de terre, le maïs et les céréales de printemps, sauf pour la ferme **h** où la proportion de jachère est nettement plus importante.

Tableau 16 - Assolements des fermes-pilotes (% de la SAU)

Cultures	Ferme								Groupe*
	a	b	c	d	e	f	g	h	
Prairie pâturée	48,5	21,0	32,0	55,1	45,7	12,7	31,4	31,1	31,1
Céréales d'hiver	15,7	28,5	29,0	2,1	12,6	32,8	26,8	14,4	21,5
Prairie mixte		14,8	7,7	22,4	6,2	10,7	23,6	9,3	13,2
Prairie de fauche	31,7	15,5	23,9	14,7	3,5	14,3	2,8	7,9	12,8
Jachère						6,5		22,9	5,1
Pomme de terre		3,6	2,2		12,8	7,4	10,1		4,7
Maïs		6,7	0,3	4,2	19,2				3,1
Céréales de printemps		3,0	1,2	1,5		5,8	1,8	3,4	2,8
Féverole						5,2		8,5	2,5
Betterave fourragère	4,1		2,4			1,4	3,5	1,6	1,4
Chicon		4,7	1,1						0,7
Choux						2,3			0,5
Chicorée		2,2							0,3
Carotte			0,2			0,9			0,2
Lupin								0,9	0,1

* la valeur du groupe a été obtenue par le rapport de la somme des surfaces par culture et de la SAU totale du groupe de fermes-pilotes.

Les fermes-pilotes **a**, **d** et **h** sont principalement orientées vers l'élevage tandis que la ferme **f** est principalement orientée sur les productions végétales de rente. Les autres fermes basent leur revenu tant sur la production animale que sur la production de culture de rente.

C.2.2.3 Collecte des informations et échantillonnage

Le relevé de la fertilisation et des rendements a été réalisé dans le cadre d'un suivi phytotechnique des fermes pilotes par les agriculteurs. L'échantillonnage des engrais de ferme et des récoltes a été réalisé conjointement par les agriculteurs et l'équipe scientifique. Le pâturage a été noté par les agriculteurs sur un calendrier de pâturage.

C.2.2.4 Traitement des résultats

Les résultats ont été traités par une analyse multivariée en composante principale à l'aide du logiciel SystatNet 5.2.1. Une première analyse des composantes principales a été réalisée à partir de la matrice de corrélation des moyennes pluriannuelles des paramètres des bilans d'azote de huit fermes-pilotes.

- Variable à expliquer : solde du bilan d'azote.
- Variables explicatives : flux d'azote total ($kg\ N.ha^{-1}$);
fertilisation ($kg\ N.ha^{-1}$);
compléments alimentaires ($kg\ N.ha^{-1}$);
fixation symbiotique ($kg\ N.ha^{-1}$);
production animale ($kg\ N.ha^{-1}$);
production végétale ($kg\ N.ha^{-1}$).

Une seconde analyse des composantes principales a été réalisée à partir de la matrice de corrélation des caractéristiques structurelles et du solde moyen du bilan des huit fermes-pilotes ECOFARM.

- Variable à expliquer : solde du bilan d'azote ($kg\ N.ha^{-1}$).
- Variables explicatives : Surface Agricole Utile (SAU; ha);
part de prairies pâturées dans la SAU (Pâtures, %);
charge totale (Charge totale; $UGB.ha\ de\ SAU^{-1}$);
charge par rapport à la Surface Fourragère Principale (Charge SFP; $UGB.ha\ de\ SFP^{-1}$);
production laitière (Lait; $kg\ lait.j^{-1}.vache^{-1}$).

En outre, pour chaque analyse factorielle, le graphique de représentation des fermes est illustré par la variable "solde du bilan".

C.2.3 Résultats et discussion

C.2.3.1 Rendements, fertilisation azotée et teneur en azote des produits

Les rendements de chacune des cultures ont été enregistrés de 1994 à 1996 (Tableau 17).

Les rendements les plus stables sont observés pour la culture de froment d'hiver (de 13 à 21 %). La prairie de fauche présente les rendements les plus variables (de 38 à 43). Il est intéressant de remarquer que l'exploitation mixte de la prairie procure le plus de rendement. Du point de vue de la gestion de l'azote en prairie, l'exploitation mixte offre l'avantage de permettre, via le fourrage récolté et le fumier produit, une redistribution vers les terres arables de l'azote accumulé lors des cycles de pâturage.

Tableau 17 - Rendement moyen pondéré* des principales cultures des fermes-pilotes de 1994 à 1996

Années	Cultures principales (t MS. ha ⁻¹) sauf * : (t MF. ha ⁻¹)	Fermes								Moyennes	C.V./ferme %
		a	b	c	d	e	f	g	h		
1994	froment d'hiver - grain *	6,0	4,8		4,2	4,5	3,8			4,7	18
	pomme de terre *			25,0	18,0	25,0	22,5			22,6	15
	prairie de fauche	7,5	12,8	15,0	4,9		7,0	7,6		9,1	43
	prairie mixte	8,1	14,5	14,4	8,9	11,8	7,4	9,7		10,7	27
	prairie pâturée	8,3	10,7	9,1	5,3	9,9	7,7	6,6		8,2	23
1995	froment d'hiver - grain *	3,6	4,6		3,8	4,0	2,5			3,7	21
	pomme de terre *	27,6	15,0		25,0	23,4	11,9			20,6	33
	prairie de fauche	7,5	7,7	3,8		6,0		3,0		5,6	38
	prairie mixte	14,5	10,1	8,4	11,1	10,3	9,2	5,1		9,8	29
	prairie pâturée	10,2	10,3	9,4	8,8	9,8	6,4	4,0		8,4	28
1996	froment d'hiver - grain *	7,0	7,2				5,3	7,0		6,6	13
	pomme de terre *	39,2	58,0		33,5	30,0	26,8			37,5	33
	prairie de fauche	8,6	12,5			7,9		3,9		8,2	43
	prairie mixte	9,7	8,5		14,6	6,2	8,4	6,5		9,0	34
	prairie pâturée	11,3	9,2		11,0	6,9	8,2	4,6		8,5	30

* Remarque : les rendements ont été pondérés en fonction de la superficie cultivée dans la ferme. Les valeurs ont été mesurées pendant une année pour la ferme **a**; deux années pour les fermes **d** et **h**; trois années pour les autres fermes-pilotes.

En général, les rendements sont supérieurs en 1996 qu'en 1994 et 1995 (Tableau 17). Notons que le rendement de froment de 2,5 t.ha⁻¹ de la ferme **g** en 1995 est consécutif à un envahissement anormal de *Vicia hirsuta*. En ce qui concerne la pomme de terre, la grande variabilité des résultats est due au choix variétal, ainsi qu'à des erreurs phytotechniques comme en 1995 pour les fermes **c** et **g**.

Une analyse de la variance des résultats montre que les rendements ne sont pas significativement différents entre les fermes sauf pour les prairies pâturées et les prairies mixtes. Pour les prairies, les rendements des fermes **d** et **h** se distinguent de ceux des autres fermes-pilotes en raison d'un sol nettement moins fertile et d'un système de production plus extensif.

Les variations interannuelles des rendements ne sont pas significatives sauf pour le froment. Cette variation est normalement due au climat de l'année.

Le calcul des entrées et des sorties d'azote est basé sur l'analyse de la teneur en azote des productions et des engrais de ferme (Tableau 18).

Tableau 18 - Teneurs moyennes en azote (%) des productions et des engrais de ferme de 1994 à 1996

Produits	Fermes								n	Moyenne %	Ecart-type %	C.V. %
	a	b	c	d	e	f	g	h				
Avoine ^(MF)	1,62	1,61	1,58			1,35	1,41	1,46	8	1,48	0,11	7
Betterave fourragère ^(MF)		0,17				0,13	0,12	0,12	8	0,14	0,02	14
Carotte ^(MF)		0,16				0,15			3	0,15	0,01	7
Chicon ^(MF)	0,28	0,31							3	0,29	0,02	7
Chicorée ^(MF)	0,15								1	0,15		
Choux ^(MF)						0,27			2	0,27		
Epeautre ^(MF)	1,42							1,24	3	1,56	0,12	8
Féverole ^(MF)						3,67			2	3,67		
Foin ^(MS)	2,33	1,82	1,64	0,93	1,42	1,10	1,22	0,87	83	1,29	0,49	38
Froment ^(MF)	1,78	1,71		1,70	1,68	1,72			34	1,73	0,04	2
Céréales en mélange ^(MF)	1,67	1,68	2,07		1,55	1,61	2,63	2,67	24	1,97	0,48	24
Herbe ensilée ^(MS)	2,26	2,40	2,13	1,91	1,47	1,91	2,38	1,63	50	2,08	0,34	16
Herbe ^(MS)	2,62	3,67	3,08	2,67	2,97	2,69	2,97		96	2,98	0,36	12
Orge ^(MF)	1,76	1,83	1,16	1,42					10	1,54	0,22	14
Maïs ensilé ^(MS)			1,36					1,05	2	1,20	0,31	26
Paille ^(MF)	0,42	0,33	0,53	0,66	0,42	0,27	0,43		65	0,42	0,13	31
Pomme de terre ^(MF)	0,28	0,26		0,38	0,50	0,35			23	0,36	0,09	25
Seigle ^(MF)						1,36	1,69		4	1,44	0,24	17
Seigle ensilé ^(MS)				1,20					1	1,20		
Triticale ^(MF)	1,55		1,62						2	1,59	0,05	3
Engrais de ferme												
Compost ^(MF)	0,56	0,50	0,52	0,54	0,54	0,39	0,60		66	0,53	0,07	13
Fumier ^(MF)	0,55	0,68	0,55	0,53	0,48	0,48	0,38		19	0,54	0,09	17
Lisier ^(MF)						0,07			4	0,07		
Purin ^(MF)		0,39							2	0,39		

(MF) : matière fraîche ; (MS) : matière sèche.

Remarque : les valeurs ont été mesurées pendant une année pour la ferme **a**; deux années pour les fermes **d** et **h**; trois années pour les autres fermes-pilotes.

Le détail de la variabilité des teneurs. Les composts ont une teneur en azote de 0,53 % MF en moyenne avec une variabilité entre fermes de 13%. Il est étonnant de constater que les fumiers ont une teneur en azote légèrement supérieure. Cependant, la variabilité des fumiers est comme attendu plus élevée (C.V. entre ferme = 17 %). La teneur moyenne en azote du foin se situe à 1,29 % MS. Il faut cependant distinguer trois fermes des autres : la ferme **a** avec une teneur nettement supérieure à la moyenne et les fermes **d** et **h** avec des valeurs nettement inférieures à la moyenne. La valeur supérieure s'explique par un séchage du foin en grange qui permet de récolter une herbe plus jeune, alors que les valeurs inférieures proviennent de fenaisons réalisées avec des végétaux en fin de floraison. Les silos d'herbe contiennent en moyenne 2,08 % d'azote par rapport à la MS et les silos de maïs contiennent en moyenne 1,54 % d'azote par rapport à la MS.

L'écart-type permet d'évaluer l'ampleur des variations entre ferme de teneur en azote par rapport à la moyenne. Les produits dont l'écart-type de la teneur en azote sont, par ordre décroissant, les suivants : le foin, la paille, le maïs ensilé, la pomme de terre, les céréales en mélange, le seigle, le fumier, l'herbe ensilée, etc.

Lorsqu'on est confronté au relevé des teneurs en azote des produits et des engrais de ferme, il est important d'évaluer l'intérêt de procéder à leur échantillonnage et à leur analyse. L'alternative à l'échantillonnage et à l'analyse est de se baser sur les teneurs en azote standard des produits et engrais de ferme que l'on peut trouver, par exemple, dans la littérature. Le choix d'une méthode ou l'autre se basera sur le rapport entre la précision obtenue et le coût des opérations d'échantillonnage et d'analyse. La réponse dépend évidemment de l'objectif du calcul du bilan. Les produits dont l'écart-type de la teneur en azote est le plus grand sont ceux pour lesquels une analyse de la teneur en azote apportera le plus grand surcroît de précision au calcul du SBA.

Cependant, il est également important de tenir compte des quantités de produits ou d'engrais de ferme mis en œuvre. Par exemple, pour la pomme de terre, le coefficient de variation de la teneur en azote entre fermes est de 25 % (écart-type de 0,09 % MF) pour une récolte totale d'environ 1 200 t MF pour le groupe de fermes-pilotes, ce qui représente 1080 kg N au total. Alors que pour l'herbe pâturée, C.V. = 16 % (écart-type de 0,36 % MS) pour une récolte d'environ 2 700 t MS, ce qui représente 9 720 kg N pour le groupe de fermes-pilotes, soit neuf fois plus.

Notons que la teneur en azote du lisier de la ferme **g** est anormalement basse en raison d'une dilution excessive par l'eau de pluie. En outre, le coefficient de variation est basé sur quatre échantillonnages seulement.

L'analyse des niveaux de fertilisation organique montre une variabilité très importante tant entre les fermes, qu'au sein d'une même ferme entre les années (Tableau 19).

Tableau 19 - Fertilisation organique ($\text{kg } N_{\text{org}} \cdot \text{ha}^{-1}$): valeurs moyennes en 1994, 1995 et 1996

Ferme Année	<i>a</i>				<i>b</i>			<i>c</i>			<i>d</i>		<i>e</i>			<i>f</i>			<i>g</i>			<i>h</i>	
	'94	'94	'95	'96	'94	'95	'96	'94	'95	'94	'95	'96	'94	'95	'96	'94	'95	'96	'94	'95	'96	'95	'96
Culture																							
Betterave fourragère	0				294	167	127						165	124	116	263	94				0	116	
Carotte					114								0	0	0								
Céréale fourragère -(pois)	0	24	47	59	60	59	38	0	107	40	0	249	46	0	48	0	72	132	19	0			
Chicon			203	238			185																
Chicorée		0	115	238		121																	
Choux													165	54	190								
Endive		0																					
Féverole													0	0	0					0	0		
Froment d'hiver		121	47	59	53	166	116			0	0		47	31	0	131	39	44					
Froment de printemps													0	0	58								
Maïs		85	58	195		138		77		277	276	249											
Orge brassicole																						0	
Pomme de terre			193	156	114	166	185			257	276	235	165	112	145	240	133	132					
Prairie de fauche	0	0	76	28	24	56	67	153	40				55	0	0	105				0	0		
Prairie mixte	70	0	0	122	68	171	34	66	52	103	40	58	37	0	58	11	0	0		0	0		
Prairie pâturée	64	10	51	8	34	0	71	13	10	85	72	80	0	0	15	20	1	0		0	0		

REFLa différence entre les exploitations provient essentiellement de la disponibilité en engrais de ferme et de l'achat des fertilisants en dehors de la ferme. Les fermes **b**, **c**, **e** et **g** importent des fertilisants organiques (fientes de volaille, fumier de bovin, engrais organiques etc.) dans les limites permises par le cahier des charges de l'agriculture biologique, alors que les autres fermes épandent seulement ce dont elles disposent.

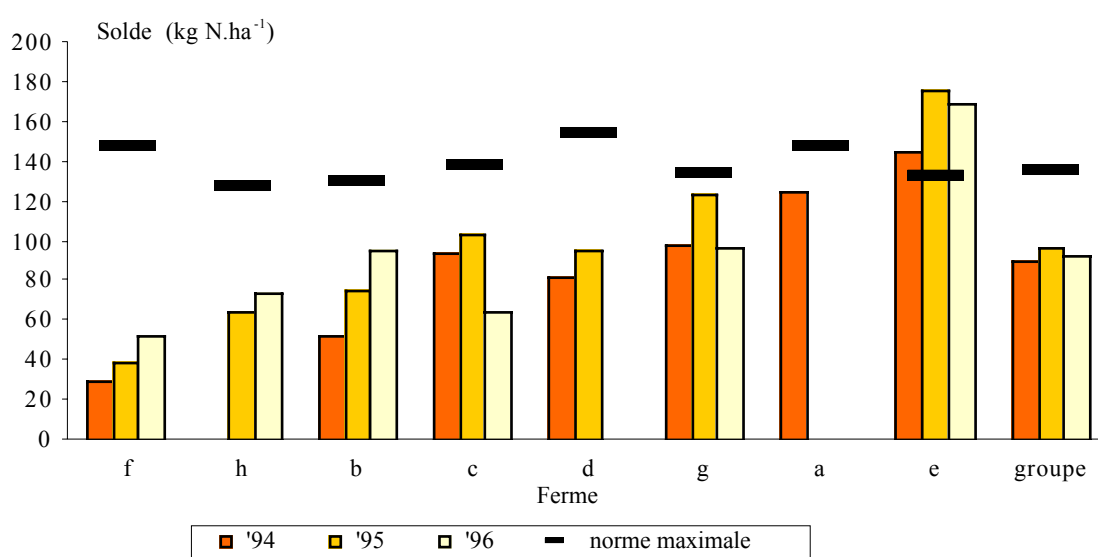
La différence entre les années au sein d'une même ferme provient des adaptations de la fertilisation à l'état de fertilité du sol, aux résidus culturaux, à l'état de la culture, à la place de la culture dans la rotation etc.

Pour les prairies et les mélanges céréales - pois, il convient de se souvenir qu'une partie importante de l'azote est apportée par la fixation symbiotique.

C.2.3.2 Bilans d'azote en 1994, 1995 et 1996

La comparaison des SBA des fermes-pilotes permet de constater des différences importantes et relativement stables au cours des années (Figure 14).

Figure 14 - Comparaison des soldes des bilans de l'assolement des fermes-pilotes par rapport à la norme expérimentale



Dans ce graphique, les fermes sont classées par ordre croissant du solde de bilan moyen. Le bilan de la ferme **a** n'a été mesuré qu'une fois en 1994 ; celui des fermes-pilotes **d** et **h** ont été mesurés deux fois ; celui des autres fermes-pilotes a été mesuré au cours des trois années de l'expérience. Entre 1994 et 1995, une hausse générale est observée. Alors qu'en 1996, sous l'effet des réflexions menées en groupe au sujet de la gestion de l'azote, les fermes dont le SBA était le plus élevé en 1995 ont montré une réduction plus ou moins importante. A l'opposé, là où en 1995 le SBA était plus bas que la moyenne, les fermes **f**, **h**, et **b** ont montré en 1996 un solde de bilan plus élevé.

A l'exception de la ferme **e**, les soldes des bilans des fermes-pilotes sont situés au-dessous de

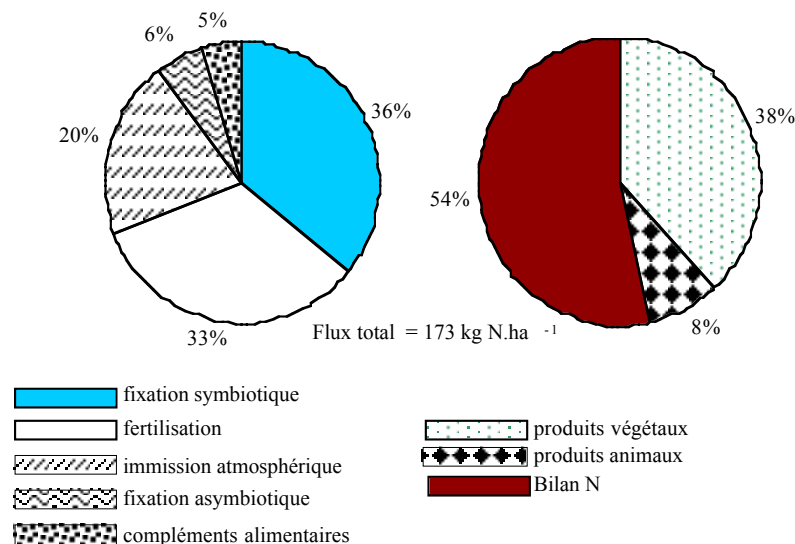
la norme maximale du SBA. Notons qu'en moyenne, le groupe de fermes-pilotes ne dépasse pas la norme maximale durant les trois années ce qui, sous réserve de la pertinence de la norme, signifie que ces systèmes de production peuvent être considérés comme "propres" du point de vue de l'émission globale d'azote dans l'environnement.

Cependant, il faut garder à l'esprit que la norme proposée est fort grossière et qu'elle présente un point faible du côté du bilan humique du sol. Elle est construite à partir de l'addition de limites acceptables pour chacune des émissions d'azote dans l'environnement. D'une part, les limites acceptables sont encore fort peu connues actuellement et d'autre part, il n'est pas sûr que ces valeurs puissent être simplement additionnées. Enfin, l'augmentation du stock de matière organique du sol peut influencer considérablement le SBA sans constituer pour autant une pollution. Inversement, une minéralisation importante de l'humus peut entraîner une forte libération d'azote et dans certains cas provoquer un excès de fertilisant sans que le SBA ne soit augmenté.

Idéalement, la limite du SBA devrait être fixée en fonction de l'environnement dans lequel l'exploitation agricole se trouve. Ainsi, la limite acceptable serait celle qui permettrait à l'environnement de conserver sa qualité au niveau de l'eau, de l'air, du sol et de la biodiversité. Des recherches seraient fort utiles dans ce domaine.

Une analyse détaillée des flux d'azote dans le groupe de fermes-pilotes permet de situer l'importance relative des paramètres du bilan d'azote par rapport au flux total (Figure 15).

Figure 15 - Importance relative des paramètres par rapport au flux total pour l'ensemble du groupe des fermes-pilotes



La fertilisation et la fixation symbiotique contribuent ensemble pour 69% des entrées d'azoteREF. Notons que dans le cas des fermes biologiques où le flux total d'azote est relativement faible (173 kg N.ha⁻¹), la contribution de l'immission atmosphérique s'élève à

20 % du total des entrées d'azote. Il apparaît que le flux d'azote associé aux productions animales est du même ordre de grandeur que celui qui est associé aux aliments complémentaires donnés en prairie. Cette observation confirme celle de Delaby *et al.* (1997). Les productions végétales génèrent environ cinq fois plus d'exportation que les productions animales. Notons que le solde du bilan constitue la majeure partie du flux sortant (54 %) ce qui donne, au niveau de l'assolement, un Coefficient d'Utilisation Apparent de l'azote (CUA) de 46 %. A titre de comparaison, Fraters *et al.* (1997) ont calculé sur des systèmes d'élevage laitiers conventionnels des CUA de l'azote compris entre 20 et 40 %, et seulement de 5 à 15 % dans des systèmes d'élevage de bovins allaitants. Pour rappel, le solde du bilan représente l'ensemble des pertes d'azote dans l'environnement et le stockage d'azote dans la matière organique du sol.

Le détail des bilans permet d'analyser les différences entre fermes-pilotes ainsi que la variation interannuelle des flux au sein d'une même ferme (Tableau 20).

Tableau 20 - Bilans annuels de l'azote : détail des flux de 1994 à 1996

a) 1994

Ferme	a	b	c	d	e	f	g	h	Moyenne 1994
Entrées	<i>(kg N ha⁻¹)</i>								<i>(kg N ha⁻¹)</i>
fertilisation	31	31	68	44	131	33	82		60
fixation asymbiotique	10	10	10	10	10	10	10		10
compléments alimentaires	42	20	11	0	19	3	9		15
immission atmosphérique	35	35	35	35	35	35	35		35
fixation symbiotique	101	103	86	41	47	31	48		65
Total des entrées	219	199	210	130	242	112	184		185
Sorties									
produits animaux	-18	-21	-17	-16	-27	-7	-17		-17
produits végétaux	-76	-127	-99	-32	-71	-76	-69		-79
Total des sorties	-94	-148	-116	-49	-97	-82	-86		-96
Solde N	125	52	94	81	145	30	98		89

b) 1995

Ferme	a	b	c	d	e	f	g	h	Moyenne 1995
Entrées	<i>(kg N ha⁻¹)</i>								<i>(kg N ha⁻¹)</i>
fertilisation		56	69	44	124	19	33	2	49
fixation asymbiotique		10	10	10	10	10	10	10	10
compléments alimentaires		11	12	0	14	4	3	0	6
immission atmosphérique		35	35	35	35	35	35	35	35
fixation symbiotique		70	68	55	64	39	103	32	62
Total des entrées		182	194	144	247	107	184	79	162
Sorties									
produits animaux		-17	-12	-21	-22	-4	-14	-4	-13
produits végétaux		-90	-79	-28	-49	-64	-46	-10	-52
Total des sorties		-107	-91	-49	-71	-68	-60	-15	-65
Solde N		75	103	95	176	39	124	65	97

c) 1996

Ferme	a	b	c	d	e	f	g	h	Moyenne 1996
Entrées	<i>(kg N ha⁻¹)</i>								<i>(kg N ha⁻¹)</i>
fertilisation		73	73		152	33	39	3	62
fixation asymbiotique		10	10		10	10	10	10	10
compléments alimentaires		4	4		11	0	3	3	4
immission atmosphérique		35	35		35	35	35	35	35
fixation symbiotique		83	42		66	44	80	42	59
Total des entrées		205	164		274	121	167	92	170
Sorties									
produits animaux		-11	-13		-20	-6	-14	-8	-12
produits végétaux		-98	-86		-84	-63	-56	-10	-66
Total des sorties		-109	-99		-104	-69	-70	-18	-78
Solde N		95	65		170	52	97	74	92

C.V. = coefficient de variation.

C.V.R. = coefficient de variation relatif, selon le cas, au total des entrées ou des sorties.

En moyenne, le SBA des fermes-pilotes a été de 89, 97 et 92 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ pour les années

1994, 1995 et 1996 respectivement.

L'analyse des résultats indique que le SBA ne varie pas significativement d'une année à l'autre.

REFLa forte variation de fertilisation de la ferme **g** correspond à des achats importants de fientes de volaille en 1994 alors qu'en 1995 et 1996, les terres n'ont été fertilisées qu'à partir de la production interne d'engrais de ferme.

La forte variation de l'utilisation des compléments alimentaires enregistrée entre 1994 et les deux autres années correspond à un apport abondant de fourrage grossier en prairie durant l'été fort sec et chaud de cette année.

Les variations de fixation symbiotique enregistrées sont directement proportionnelles aux variations de couverture des légumineuses (trèfle blanc principalement) consécutives aux modifications des pratiques de pâturage et de l'assolement des cultures ainsi qu'aux variations climatiques interannuelles.

La comparaison des fermes-pilotes entre elles est toujours une forte stimulation à la réflexion et au progrès pour les agriculteurs. Ainsi, les fermes **f** et **h**, dont le solde se situe toujours au-dessous de la norme, montrent des caractéristiques fortement différentes. Dans la ferme **f**, les apports d'azote par fertilisation et par fixation sont nettement plus importants que pour la ferme **h**. D'autre part, les exportations de produits végétaux sont bien supérieures dans la ferme **f** que dans la ferme **h**. Ce contraste illustre bien qu'un SBA réduit peut-être obtenu par une fertilisation réduite ou par une récolte abondante.

Il apparaît aussi que, chaque année, la fertilisation de la ferme **e** est supérieure aux autres fermes. Cependant, en termes de production animale et végétale, la ferme **e** est en général dépassée par les fermes **b** et **c** qui apportent, en moyenne, moins de la moitié de fertilisants pour une fixation symbiotique comparable.

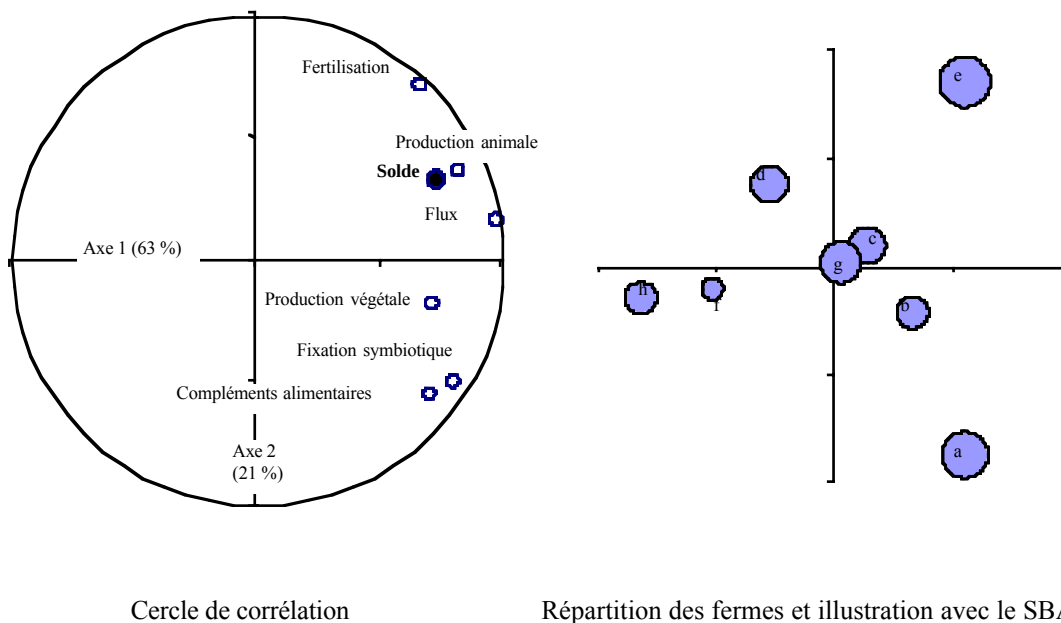
Le détail des bilans permet également d'appréhender la variabilité des facteurs et de mettre en évidence les facteurs les plus stables d'une ferme à l'autre. Il apparaît que ce sont les facteurs "fertilisation", "production végétale" et "fixation symbiotique" qui varient le plus. Dès lors, dans le cas d'une étude visant à établir le bilan de l'assolement, il est primordial d'obtenir des données précises pour ces facteurs. La production animale et les compléments alimentaires pourront dès lors faire l'objet de moins d'attention pour les fermes mixtes à orientation laitière.

Le solde du bilan permet d'obtenir une indication des pertes et des stockages d'azote d'une ferme au cours d'une année. Cependant, il faut garder à l'esprit que, d'une part, les bilans à l'échelle de l'assolement masquent les distorsions entre parcelles et que, d'autre part, un bilan parcellaire est calculé à partir de nombreux facteurs supplémentaires (la dénitrification, la volatilisation, la minéralisation, la réorganisation, le lessivage, l'effet des résidus de culture, l'arrière-effet des fumures organiques, la teneur en azote du profil au début et en fin de saison, la minéralisation supplémentaire due aux retournements de prairies, etc.). Il faut dès lors se garder de réduire l'indication sur l'assolement à une parcelle précise de la ferme.

C.2.3.3 Analyse des paramètres du bilan

Une première analyse des composantes principales des résultats nous permet d'analyser les corrélations qui existent entre les paramètres du bilan (Figure 16) et le SBA.

Figure 16 - Analyse des composantes principales des facteurs du bilan



Cercle de corrélation

Répartition des fermes et illustration avec le SBA

Remarque : les pourcentages qui accompagnent l'étiquette des axes représentent la part de la variance expliquée par ces axes. La variable à expliquer "**Solde**" ne participe pas à la construction des axes.

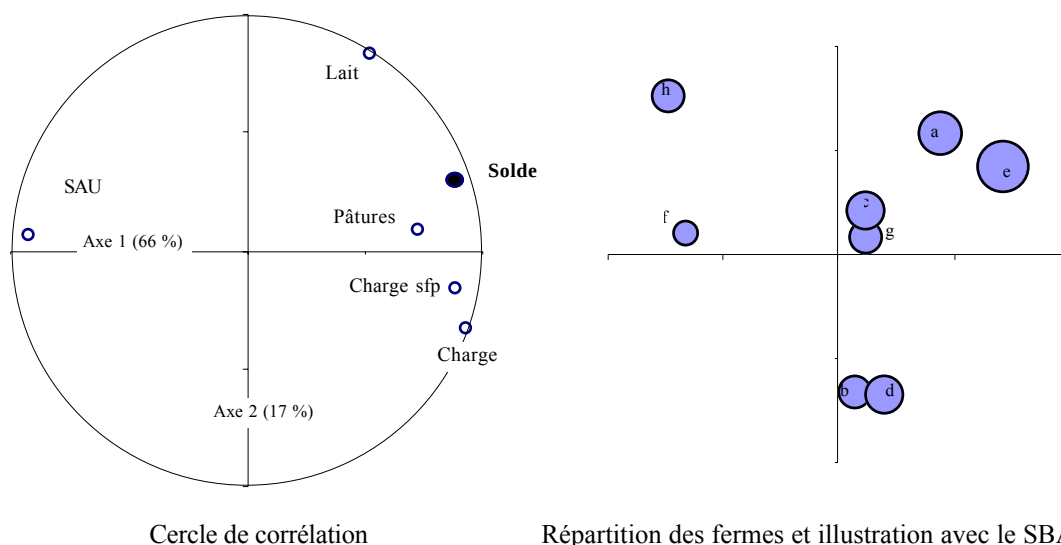
Il apparaît que suivant l'axe 1 que les fermes se distinguent surtout (63 % de la variance) par des flux totaux d'intensité différente. Il apparaît aussi que les paramètres du bilan (entrées ou sorties d'azote) augmente tous ensemble.

Suivant le second axe, il apparaît que la fertilisation, les compléments alimentaires au pâturage et de la fixation symbiotique permettent d'expliquer 21 % de la variance totale. L'augmentation du SBA est liée à l'augmentation de la fertilisation et du niveau de production animale.

La répartition des fermes suivant les composantes principales 1 et 2 montre que le SBA est plutôt élevé dans les fermes avec des flux d'azote élevés. Cependant cette tendance n'est pas nette.

Une seconde analyse des composantes principales permet d'analyser les corrélations entre le solde du bilan et les caractéristiques structurelles des fermes-pilotes (Figure 17).

Figure 17 - Analyse des composantes principales entre le solde du bilan et les caractéristiques structurelles des fermes-pilotes



Remarques : les pourcentages qui accompagnent l'étiquette des axes représentent la part de la variance expliquée par ces axes. Charge SFP : charge en bétail sur la Surface Fourragère Principale. La taille des cercles dans le graphique de droite varie suivant l'importance du SBA. La variable à expliquer "Solde" ne participe pas à la construction des axes.

Les axes 1 et 2 reprennent respectivement 66 et 17 % de la variance.

L'axe 1 est caractérisé par une opposition entre la SAU d'une part, et la charge de bétail de l'exploitation d'autre part. En d'autres termes, cet axe distingue les fermes dont la production animale est plus intensive (charge animale élevée et petite surface) de celles dont la production animale est plus extensive (grande surface est charge animale faible). L'axe est aussi celui qui explique le plus les différences de solde de bilan observées dans les fermes.

L'axe 2 oppose les fermes qui ont une productivité laitière élevée à celles qui ont une productivité laitière moins basse, ou en d'autres termes, les fermes plus laitières des fermes plus viandeuses.

Le SBA de chaque ferme est représenté par un cercle dont la taille est proportionnelle à son importance. Cette représentation montre que le SBA est plus grand pour les fermes **a** et **e** qui sont aussi celles où la SAU est petite et où la productivité laitière est élevée. La régression multiple entre le SBA, l'axe principal 1 et l'axe principal 2 est extrêmement significative avec un r^2 de 0,94.

En résumé, il se dégage de l'analyse des corrélations entre le solde du bilan et les caractéristiques structurelles des fermes-pilotes que le solde du bilan est d'autant plus élevé que la ferme est petite et intensive dans la production animale

C.2.4 Conclusions

Le calcul du bilan d'azote de l'assolement apporte de très nombreux renseignements sur le fonctionnement du système de production. Il nécessite d'effectuer un relevé des rendements ainsi que de mesurer précisément la fertilisation apportée. Dans le cadre de cette étude, la teneur en azote des engrais de ferme et des productions végétales a aussi été analysée ce qui permet d'apprécier la variabilité de ces données en situation de production.

- Le relevé des rendements a montré des disparités entre les fermes-pilotes principalement dues à la fertilité des sols et à des erreurs phytotechniques alors que celles entre les années sont probablement dues aux variations climatiques interannuelles. Le rendement du froment d'hiver se situe en moyenne à 5,0 t MF.ha⁻¹; celui de la pomme de terre est de 27,3 t MF.ha⁻¹ en moyenne; celui des prairies de fauche, des prairies mixtes et des prairies pâturées sont respectivement de 8,3; 9,3 et 8,0 t MS.ha⁻¹ en moyenne.
- L'analyse de la teneur en azote des fertilisants et des produits a permis de tenir compte des différences importantes existant entre les fermes tant pour les engrais de ferme que pour les productions végétales. Il est également apparu que la teneur en azote des composts ne se distingue pas de la teneur des fumiers dont ils sont issus ce qui démontre un problème de gestion du compostage dans certaines fermes-pilotes. La mesure de la variabilité des observations a permis de distinguer les produits comme l'herbe ensilée, le foin et le maïs ensilé pour lesquels il est préférable d'effectuer une analyse de la teneur en azote plutôt que de considérer une teneur moyenne issue, par exemple, de la littérature.
- La mesure du solde du bilan des fermes-pilotes au cours de trois années consécutives permet de constater des différences importantes entre les fermes. Ces différences sont relativement stables au cours des années. Globalement, les soldes mesurés dans les fermes-pilotes se situent au-dessous de la norme maximale du SBA. La norme n'a été dépassée que dans 15 % des observations. Une ferme-pilote sur huit est concernée par ce dépassement qui indique un excès de pertes d'azote dans l'environnement et/ou un stockage d'azote par humification. Sous réserve de la pertinence de la norme maximale, ces résultats indiquent que le système de production mixte laitier biologique peut être considéré comme durable du point de vue de l'émission d'azote dans l'environnement. La discussion de la norme de SBA a montré qu'elle pourrait être améliorée par des études qui prennent en compte la sensibilité de l'environnement aux émissions d'azote.
- L'analyse de la contribution des facteurs du bilan au flux total de l'azote des fermes-pilotes met en évidence la part prépondérante de la fixation symbiotique (36 %) dans les entrées d'azote ce qui indique l'importance de la prise en compte de ce facteur dans le cas des fermes mixtes biologique. Les sorties sont constituées pour 38 % des productions végétales contre 8 % seulement de production animale. Ce résultat met en évidence le rôle prédominant du végétal comme exportateur d'azote du système d'exploitation. Bien que les fermes-pilotes fonctionnent avec un flux total d'azote relativement faible de 173 kg N.ha⁻¹, il apparaît que le SBA représente plus de la moitié de l'azote mis en œuvre dans la ferme. Le SBA représente les pertes d'azote et le stockage d'azote dans l'humus et il n'est pas possible, à ce stade, de préciser la part des pertes et la part du stockage.

- Malgré des apports réduits de fertilisants, il apparaît que le solde du bilan d'azote des fermes pilotes biologiques suivies s'élève, en moyenne, à 93 kg N.ha⁻¹.an⁻¹. Le Coefficient Apparent d'Utilisation de l'azote au niveau de l'assolement est situé, en moyenne, à 46 %.
- Le détail annuel des bilans permet d'analyser les facteurs du bilan dans chaque ferme et de générer chez les agriculteurs une réflexion au sujet de la gestion de l'azote dans leur exploitation. Elle permet également d'évaluer les paramètres les plus variables d'une ferme à l'autre et d'une année à l'autre. En pondérant les coefficients de variation des facteurs par rapport à l'importance relative des flux mis en œuvre, il apparaît alors que la fertilisation varie le plus (24 %) suivie de la fixation symbiotique (18 %) et de la production végétale (15 %). Ces facteurs sont dès lors ceux qui doivent être mesurés avec le plus de soin.
- L'analyse des corrélations entre les facteurs du bilan montre qu'ils augmentent tous de concert avec le flux total et avec plus d'ampleur dans les fermes-pilotes où la fertilisation et la production animale sont élevées. Lorsque la production végétale, les compléments alimentaires et la fixation symbiotique sont élevés, cette augmentation est moindre. Ces relations illustrent l'étroite dépendance entre le solde du bilan et le niveau de production qui est lui-même conditionné par le niveau de fertilisation. D'autre part et dans une moindre mesure, il apparaît que le solde du bilan est plutôt réduit là où la fertilisation est réduite au profit de la fixation symbiotique.
- A l'exception de la SAU, toutes les caractéristiques structurelles des fermes-pilotes étudiées montrent une relation positive avec le SBA. Pour le système de production étudié, il est montré que les fermes dont la production animale est la plus intensive présentent les SBA les plus élevés.

C.3 Mesure de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)

Résumé

Ce chapitre est la deuxième partie d'une présentation d'une étude visant à établir le lien entre le bilan d'azote et le lessivage d'azote au niveau de exploitation agricole. La première partie (Chapitre C.2) a été consacrée à l'analyse des flux d'azote mis en évidence par le calcul du bilan de l'assolement. Dans ce chapitre, il est question de traiter les résultats relatifs au développement et à l'analyse d'un indicateur de risque de lessivage de l'azote APL (Azote Potentiellement Lessivable) basé sur la mesure de la teneur en nitrate du sol au mois de novembre. La troisième partie (Chapitre C.4) reprend les données des deux premières parties (Chapitres C.2 et C.3) et montre les différents liens existants entre les deux indicateurs.

Le programme ECOFARM s'est déroulé en Belgique de 1993 à 1997. Il a visé à développer un système de production agricole durable pour des fermes mixtes laitières à partir de fermes pratiquant l'agriculture biologique. Dans le contexte agricole en Moyenne Belgique, la protection des eaux souterraines est, entre autres objectifs, un aspect incontournable de la durabilité. La recherche a été construite autour d'une approche systémique de huit fermes-pilotes avec la participation active des agriculteurs.

Quatre résultats se dégagent de l'étude :

- Il est nécessaire d'effectuer, si possible, les prélèvements jusqu'à 1,5m de profondeur pour éviter de sous-estimer les reliquats et pour reprendre, le cas échéant, le nitrate ayant déjà été entraîné par un drainage automnal.
- Lorsque l'APL est calculé pour chaque ferme, il apparaît que les fermes biologiques ne sont pas à l'abri d'un risque de pollution des eaux souterraines, en particulier lorsque les conditions climatiques entraînent une augmentation générale des reliquats d'azote.
- La comparaison pluriannuelle de l'APL est difficile car il est fortement influencé par le climat de la saison. Cependant, la pondération de l'APL d'une ferme par l'APL moyen du groupe permet d'obtenir un APL relatif qui n'est plus influencé par les variations climatiques interannuelles. Il apparaît alors des fermes où l'APL relatif est stable d'une année à l'autre et d'autres fermes où l'APL relatif varie fortement d'une année à l'autre (du simple au quadruple).
- Lorsque l'APL est calculé séparément pour chaque culture, il devient possible de distinguer les cultures "à risque" (du point de vue du risque de lessivage) des autres cultures. Dans le cadre de cette étude, les cultures "à risque" ont été la pomme de terre, le maïs, le chicon et la féverole.

C.3.1 Introduction

C.3.1.1 But du chapitre

Les pertes d'azote d'origine agricole sont ponctuelles et diffuses. Elles sont ponctuelles lorsqu'elles surviennent à des endroits précis, par exemple dans le cas de fuites d'azote organique, nitrique et ammoniacal à partir des stocks d'effluents d'élevage (lisier, fumier, purin), dans le cas de l'écoulement des jus des silos de fourrage (herbe, maïs, pulpe de betterave), dans les cas d'émissions d'ammoniac consécutives à de fortes concentrations animales, etc. Les pertes sont diffuses lorsqu'elles sont réparties sur une grande surface comme dans le cas, par exemple, d'une sur-fertilisation des cultures ou d'une mauvaise valorisation des résidus azotés post-cultureux. Ces pertes diffuses s'effectuent par lessivage (NO_3^-), dénitrification (N_2 , N_2O) et volatilisation (NH_3). Les pertes ponctuelles d'azote ainsi que les pertes diffuses contribuent à la pollution des nappes aquifères.

➤ Dans ce chapitre, il est question de l'estimation des pertes diffuses d'azote par lessivage.

La fertilisation en agriculture biologique est basée sur la minéralisation de la matière organique du sol ainsi que sur la fixation de l'azote de l'air via les bactéries symbiotiques des légumineuses. Dans ce contexte, les effluents d'élevage viennent utilement compléter l'humus du sol en tant que source d'azote minéralisable, tout en régénérant l'humus minéralisé. L'apport des effluents d'élevage est déterminé en fonction de l'espèce cultivée et de la place de cette espèce dans la rotation. La quantité d'azote minéralisé ainsi que la cinétique de minéralisation sont fortement influencées par les conditions climatiques. Par conséquent, la quantité d'azote disponible ainsi que le moment où il est disponible ne sont pas connus avec autant de précision qu'avec un apport d'azote minéral. Lors de conditions climatiques défavorables, la plante ne dispose pas toujours en temps voulu de l'azote nécessaire à sa croissance et la minéralisation peut être retardée jusqu'à un moment où la plante ne peut plus valoriser suffisamment l'apport d'azote.

➤ La question qui se pose ici est de savoir si la fertilisation organique pratiquée en agriculture biologique n'entraîne pas, en définitive, un risque de pollution des eaux souterraines.

C.3.1.2 Situation actuelle

a) Qualité des eaux souterraines

La pollution nitrique des eaux souterraines provient en partie de l'agriculture via le lessivage de l'azote. Selon l'étude de l'ANSEAU, la teneur en nitrate de l'aquifère des Sables bruxelliens en Moyenne Belgique est passée de 1975 à 1990 de 13,7 à 37,6 $\text{mg NO}_3.\text{l}^{-1}$, soit une augmentation de 1,6 $\text{mg NO}_3.\text{l}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (Peeters & Desmedt, 1990). Selon le recensement de Guns (1998), la teneur moyenne en nitrate de l'aquifère des Sables bruxelliens mesurée sur une soixantaine de captage en moyenne, était d'environ 40 $\text{mg NO}_3.\text{l}^{-1}$ de 1994 à 1997. Cette augmentation est due conjointement aux implantations urbaines, aux activités industrielles et aux activités agricoles (Wattecamps, 1993; De Becker *et al.*, 1985).

b) Estimation du lessivage

L'estimation du lessivage se fait principalement par quatre méthodes (Adiscott, 1990) :

- le prélèvement des eaux de drainage au bas de lysimètres ;
- le prélèvement des eaux de drainage d'un réseau de drains ;
- le prélèvement de la solution du sol par des bougies poreuses disposées dans le sol à différentes profondeurs;
- le prélèvement de profil de sol et l'analyse de sa teneur en azote minéral.

Relativement aux autres méthodes, le prélèvement de profil de sol est plus souple d'utilisation et convient mieux au travail en ferme à l'échelle de l'exploitation agricole.

Lorsqu'il est réalisé en fin de saison culturale, le prélèvement de profil permet de connaître l'ampleur du reliquat d'azote dans le sol résultant des pratiques agricoles liées à la culture et à celles qui sont pratiquées pendant la période post-culturale. Il constitue alors un indicateur du lessivage de la parcelle dans le sens où il donne une indication du lessivage qui se réalisera si tout l'azote du profil est entraîné par les eaux de percolation. Il faut cependant bien garder à l'esprit qu'une partie de cet azote peut également être réorganisé par la biomasse microbienne du sol. En outre, l'estimation du lessivage potentiel par le prélèvement de profil de sol est hautement corrélée avec l'estimation du lessivage par les bougies poreuses (Lord *et al.*, 1995).

c) Risque de pollution des eaux souterraines en agriculture biologique et biodynamique

Gransted (1995) a calculé une perte par lessivage de $13 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ dans une ferme biodynamique dont la charge animale était de $0,6 \text{ UGB}.\text{ha}^{-1}$.

Aux Pays-Bas, Vereijken & Kloen (1998) ont mesuré pendant quatre années le lessivage d'azote nitrique à partir de systèmes de production biologiques avec douze fermes-pilotes orientées vers la culture maraîchère de plein champ. Les mesures montrent un lessivage moyen variant de 65 à $75 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$ et des écarts très importants entre les fermes (de 50 à $500 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$). Selon les caractéristiques climatiques et géologiques de cette expérimentation, les normes maximales ont été établies à $45 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$ pour les sols sableux et $70 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$ pour les sols argileux.

En 1995 et 1996 en Irlande, Mac Naeidhe & Murphey (1998) ont mesuré l'émission d'azote de onze fermes-pilotes biologiques orientées vers la production de bétail allaitant. Les émissions étaient en moyenne de $20 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$, avec des maxima aux environs de $30 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$.

Watson & Younie (1995) ont comparé le potentiel de lessivage en nitrate des cultures au sein de quatre rotations en agriculture biologique. Les mesures des profils (0-30 cm) en novembre ont montré des différences notoires entre les cultures avec, en moyenne, $13 \text{ kg N}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (C.V. = 28 %) pour les prairies temporaires mixtes (ray-grass + trèfle) et $23 \text{ kg N}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (C.V. = 14 %) pour les céréales de printemps.

A titre de comparaison avec l'agriculture conventionnelle, les mesures de profil effectuées en 1991 en novembre dans plus de 17 819 parcelles du Baden-Württemberg ont montré une teneur en azote de $75 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$ entre 0 et 90 cm de profondeur. Après six années de mise en place d'un programme de gestion des fertilisants, la teneur du profil (mesurée sur 1996

parcelles) a été ramenée à 29 kg N-NO₃.ha⁻¹ (Vereijken, 1998).

d) Pertes par lessivage et pratiques agricoles

Le travail du sol au début de l'automne entraîne une augmentation significative de la minéralisation et par conséquent, une augmentation de l'azote potentiellement lessivable dans le sol. Stenberg *et al.* (1999) ont mesuré, en novembre, 68 kg N-NO₃.ha⁻¹ (0-90 cm) dans un sol labouré au début de l'automne contre 39 kg N-NO₃.ha⁻¹ dans un sol non-labouré.

La comparaison de deux rotations en agriculture biologique a permis de mettre en évidence une nette réduction des pertes d'azote par lessivage lorsque les travaux culturaux ont principalement lieu au printemps (rotation P) plutôt qu'en automne (rotation A). En moyenne, sur trois années d'exploitation, le profil d'azote en novembre a été mesuré à 52 kg N-NO₃.ha⁻¹ pour la rotation A contre 27 kg N-NO₃.ha⁻¹ pour la rotation P. En outre, une mesure du lessivage au moyen de bougies poreuses a confirmé les indications des mesures de profils avec 20,3 kg N-NO₃.ha⁻¹.an⁻¹ pour la rotation A contre 12,3 kg N-NO₃.ha⁻¹.an⁻¹ pour la rotation P (calculé à partir des résultats de Philips *et al.*, 1995).

De manière générale, une fertilisation trop abondante provoque une accumulation de nitrate dans le profil car les plantes cultivées ne prélèvent pas tout l'azote excessif. Cette accumulation est alors répercutée dans la mesure des reliquats d'azote du profil à l'entrée de l'hiver (Machet & Mary, 1990). Les mêmes auteurs ont mis en évidence que les reliquats d'azote à l'entrée de l'hiver sont supérieurs à ceux qui sont observés à la récolte à l'exception des parcelles qui, entre-temps, ont été couvertes d'une culture piège-à-nitrate. De même, Kücke & Kleeberg (1997) ont montré qu'au niveau d'une parcelle, la réduction légère de fertilisant azoté entraîne une réduction des pertes de lessivage sans perte de rendement sur sol limoneux. Sur sol sableux, les rendements sont cependant fortement réduits.

La couverture du sol en période automnale a beaucoup d'impacts sur l'ampleur des résidus d'azote à l'entrée de l'hiver. D'après Beaudoin *et al.* (1995), un sol nu ou une culture piège-à-nitrate mal implantée peuvent entraîner une augmentation d'environ 80 % du résidu de nitrate dans le sol entre août et fin novembre. L'implantation réussie d'une culture piège-à-nitrate peut réduire la teneur du profil d'environ 30 % par rapport à un sol nu. Le semis d'une céréale d'hiver a un effet intermédiaire aux pratiques culturales précédentes.

Les prairies fauchées laissent en général de faibles résidus (Whitehead, 1995). En prairie pâturée, le lessivage dépend de la charge au pâturage, de la fertilisation et de l'abondance des légumineuses. Simon *et al.* (1997) relient le lessivage d'azote sous prairie pâturée à la charge en bétail par la fonction suivante :

$$\text{Lessivage (kg N.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}) = 7,02 (0,0029)^x$$

où x = nombre de jours de pâturage (UGB.j⁻¹).

Sous les aires de repos du bétail au pâturage, la teneur en nitrate du sol peut parfois atteindre 550 kg N.ha⁻¹ (Vertès & Decau, 1992). Lors de la comparaison d'une prairie de ray-grass et trèfle blanc sans fertilisant azoté avec une prairie de ray-grass pur fertilisée avec 200 kg N.ha⁻¹, Tyson *et al.* (1997) ont mesuré un lessivage de 50 kg N-NO₃.ha⁻¹ sous le mélange graminée-légumineuse contre 13 kg N-NO₃.ha⁻¹ sous la graminée pure. Ces résultats ont été partiellement confirmés par Simon *et al.* (1997) qui montrent des pertes d'azote nitrique par lessivage plus faibles sous ray-grass anglais associé à du trèfle blanc qu'avec du ray-grass

anglais pur. Cependant, dans ce domaine, des résultats contradictoires existent aussi : une simulation visant à comparer le lessivage d'une prairie de graminée fertilisée avec 100 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ et une prairie de graminée - trèfle non fertilisée a calculé un lessivage de 91 et 63 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement (Hutchings & Kristensen, 1995). Pour les prairies fauchées, une relation entre le lessivage et la fertilisation a été mise en évidence par Vertès *et al.* (1997).

C.3.2 Matériel et méthodes

Les caractéristiques des fermes-pilotes ont déjà été présentées au paragraphe C.2.2.2 "Caractéristiques des fermes pilotes analysées".

Le relevé de la fertilisation (Tableau 21) a été réalisé dans le cadre d'un suivi phytotechnique des fermes pilotes par les agriculteurs. L'échantillonnage des engrais de ferme a été réalisé par l'équipe scientifique.

Tableau 21 - Niveaux moyen de fertilisation organique (kg N_{org}.ha⁻¹)

Ferme Année	a		b			c			d		e			f		g			h	
			'95	'96		'94	'95	'96	'95		'95	'96		'95	'96	'94	'95	'96	'95	'96
Culture																				
Betterave fourragère	0					294	167	127						124	116	263	94		0	116
Carotte						114								0	0					
Céréale fourragère - (pois)	0	47	59			60	59	38	107	0	249	0	48	0	72	132			19	0
Chicon		203	238					185												
Chicorée		115	238					121												
Choux														54	190					
Endive																				
Féverole														0	0				0	0
Froment d'hiver		47	59			53	166	116		0				31	0	131	39	44		
Froment de printemps														0	58					
Maïs		58	195					138			276	249								
Orge brassicole																				0
Pomme de terre			193	156		114	166	185			276	235		112	145	240	133	132		
Prairie de fauche	0	76	28			24	56	67	40					0	0	105			0	0
Prairie mixte	70	0	122			68	171	34	52	40	58			0	58	11	0	0	0	0
Prairie pâturée	64	51	8			34	0	71	10	72	80			0	15	20	1	0	0	0

L'APL (Azote Potentiellement Lessivable) d'une ferme est obtenu en calculant la moyenne des reliquats des cultures de la ferme pondérés en fonction de l'importance de la culture dans la SAU.

Le relevé des profils pour l'indicateur APL est idéalement réalisé en novembre. Ce fut possible en 1994 et 1995, mais pas en 1996 où, pour des raisons climatiques, il a été retardé jusqu'en décembre.

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'une sonde hydraulique montée derrière un tracteur. En 1994 et 1995, la profondeur d'échantillonnage a été de 1,50 m. Cependant, sur de nombreuses parcelles, des obstacles (drains, pierres, etc.) ont empêché d'atteindre une telle profondeur et l'échantillonnage n'a été effectué que jusqu'à 1 m. En 1996, le prélèvement a d'emblée été

limité à 1 m de profondeur sur toutes les parcelles. Les échantillons ont été subdivisés en tranches de 30 cm en 1994 et en tranches de 50 cm en 1995 et 1996. Les bords des champs, sur environ 8 m, n'ont jamais été échantillonnés. Les échantillons ont été prélevés en 12 sondages tous les 2 ha sur les terres labourées et en 15 sondages tous les 2 ha sur les prairies permanentes. Les sachets ont été référencés, directement fermés et placés au frais pour éviter un réchauffement ou une ventilation de l'échantillon qui aurait entraîné une modification rapide de sa teneur en azote nitrique.

Afin d'obtenir une idée de l'azote potentiellement lessivable au niveau de la ferme, chaque culture (dont la surface ≥ 5 % SAU) a été échantillonnée. Lorsqu'une espèce était cultivée sur une grande superficie de l'exploitation, plusieurs parcelles (ou parties de parcelles) ont alors été prélevées. En fonction de l'assolement et de l'importance de la SAU, de six à dix parcelles ont été prélevées par ferme.

Au laboratoire, chaque échantillon a été tamisé (tamis de 1 cm de maille) afin d'en mesurer la charge en cailloux. Il a ensuite été homogénéisé afin d'en prendre un sous-échantillon de 30 grammes. Une partie du sol a été réservée pour la mesure de la teneur en eau. Le nitrate a alors été extrait par 150 ml d'une solution de KCl (0,5N) dans laquelle le sous-échantillon a été mélangé. Le tout a été agité pendant 30 minutes. Après filtration, la concentration en nitrate du filtrat a été analysée par colorimétrie suivant la méthode de Bremner & Yeomans (1987).

En Moyenne Belgique, sur sol limoneux, la percolation hivernale est estimée à environ 300 mm.an⁻¹. Dans le cas où tout l'azote nitrique du profil serait lessivé durant l'hiver, la concentration critique de 50 ppm de nitrate est atteinte lorsque le profil a une teneur > 34 kg N-NO₃.ha⁻¹. En prenant l'hypothèse que 50 % du reliquat azoté pré-hivernal soit lessivé, la concentration critique de 50 ppm de nitrate est atteinte lorsque la teneur du profil est > 68 kg N-NO₃.ha⁻¹. Cette hypothèse a été confirmée dans le cas des sols avec une teneur en argile supérieure à 15 % (Vereijken & Kloen, 1994). Les valeurs de 34 et 68 kg N-NO₃.ha⁻¹ sont utilisées comme normes de l'expérience. Elles définissent les trois zones suivantes :

- la zone de sécurité où $APL \leq 34$ kg N-NO₃.ha⁻¹;
- la zone d'alerte où 34 kg N-NO₃.ha⁻¹ $< APL \leq 68$ kg N-NO₃.ha⁻¹;
- la zone de combat où $APL > 68$ kg N-NO₃.ha⁻¹.

Bien que ces normes constituent une base valable pour les conditions pédo-climatiques de la Moyenne Belgique, il faut bien noter que, pour un profil donné, la concentration en nitrate du percolat sera fonction de l'ampleur et de la répartition des précipitations ainsi que des conditions de température durant l'hiver. Certaines années, l'eau percolée aura une teneur en nitrate supérieure à 25, voire 50 ppm mais en général, la teneur en nitrate sera inférieure. En moyenne, sur une trentaine d'années, la teneur en nitrate de l'eau percolée sera inférieure à 50 ppm (Piñeros Garcet *et al.*, 2000). En outre, il convient également de considérer aussi l'effet des variations climatiques sur les phénomènes de dénitrification et d'organisation de l'azote.

C.3.3 Résultats et discussion

C.3.3.1 Caractéristiques de l'indicateur de lessivage

C.3.3.1.1 Allure du profil

L'échantillonnage et l'analyse des profils de sol par tranches permettent d'obtenir des informations importantes sur la mesure du risque de lessivage. Les figures suivantes montrent la distribution de l'azote nitrique dans les profils en 1994, 1995 et 1996.

Figure 18 - Distribution de l'azote nitrique dans le profil en 1994

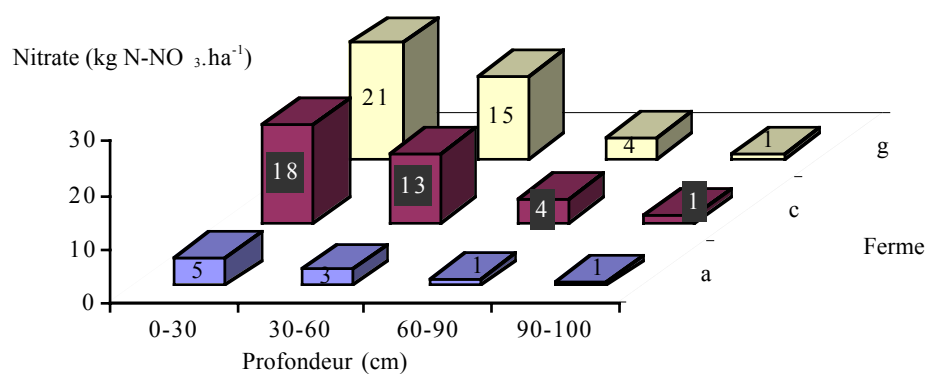


Figure 19 - Distribution de l'azote nitrique dans le profil en 1995

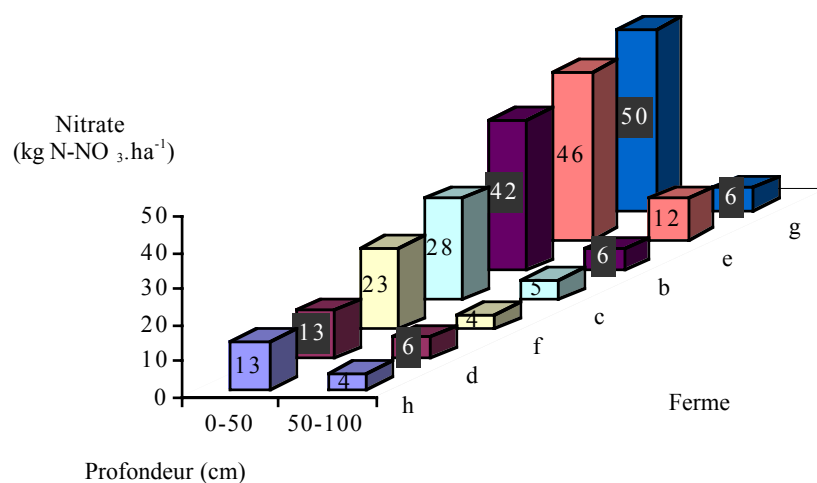
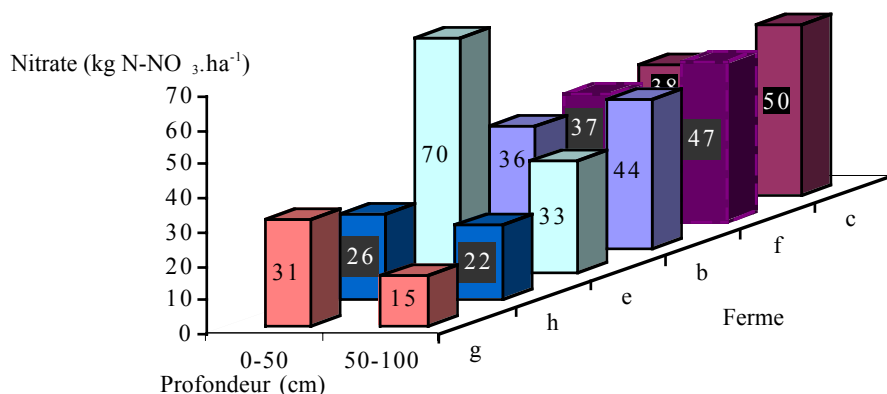


Figure 20 - Distribution de l'azote nitrique dans le profil en 1996



Tant en 1994 qu'en 1995, les profils sont plus riches dans le haut. Cette situation est identique pour toutes les fermes et aussi pour toutes les cultures (résultats non montrés).

En 1996 cependant, les profils sont plus riches dans le bas pour trois fermes-pilotes sur six. Ce résultat est probablement la manifestation d'un début de drainage qui a pour effet d'enrichir les horizons inférieurs aux dépens des horizons supérieurs. En 1996, les conditions climatiques extrêmement pluvieuses ont retardé les opérations d'échantillonnage de profils de sols jusqu'à la deuxième quinzaine de décembre. Dès lors, il y a lieu de considérer que les résultats enregistrés en 1996 sont plutôt sous-estimés. Notons qu'un prélèvement plus profond (1,5 m) permettrait de mesurer la plus grande partie du reliquat surtout lorsque le drainage hivernal a déjà commencé.

La raison pour laquelle toutes les fermes-pilotes ne réagissent pas de la même manière reste encore inexplicée. A priori, la teneur en argile et en matière organique du sol influence fortement la rétention d'eau et retarde d'autant le début du drainage en champ. Ces deux facteurs sont déterminants dans la C.E.C. des sols. Cependant, la comparaison des profils 1996 avec la C.E.C. des fermes-pilotes (Tableau 14, p. 82) n'indique pas de relation significative.

C.3.3.1.2 Profondeur de l'échantillonnage du profil

L'APL reprend les résultats des teneurs en nitrate du profil du sol entre 0 et 1 m de profondeur. Cependant, en 1995, 41 parcelles sur 65 ont pu être échantillonnées jusqu'à 1,5 m de profondeur. Ces résultats regroupés par culture sont présentés au tableau suivant (Tableau 22).

Tableau 22 - Teneur du profil entre 1 m et 1,5 m de profondeur pour différentes cultures en 1995 (kg N-NO₃.ha⁻¹)

Culture	Teneur moyenne du profil	Ecart-type
Choux	1	
Prairie mixte	1	
Chicorée	2	1
Maïs	3	1
Prairie de fauche	5	5
Prairie pâturée	4	2
Céréale	6	4
Betterave	6	8
Féverole	9	2
Pomme de terre	13	3
Chicons	13	7

Les valeurs sont, en moyenne, égales à 5,6 kg N-NO₃.ha⁻¹ (1-1,5 m), ce qui représente environ 14 % de l'APL moyen par culture en 1995. L'écart-type permet d'apprécier l'importante variabilité de la teneur du profil entre les cultures.

Dans trois fermes-pilotes, les échantillons ont tous pu être prélevés jusqu'à 1,5 m (Tableau 23).

Tableau 23 - Comparaison des teneurs du profil entre 0-1 m et 1-1,5 m.

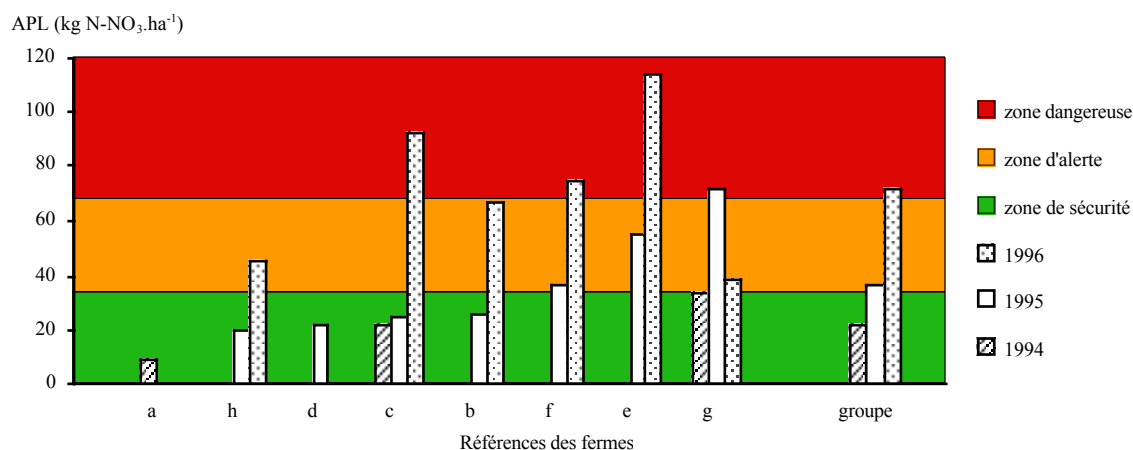
Ferme	Teneur (0-1 m) (kg N-NO ₃ .ha ⁻¹)	Teneur (1-1,5 m) (kg N-NO ₃ .ha ⁻¹)
b	26	7
c	24	5
g	72	5

La teneur du sol entre 1 et 1,5 m de profondeur est de 5 à 7 kg N-NO₃.ha⁻¹, ce qui représente entre 7 et 27 % de la teneur entre 0 et 1 m de profondeur. Ces teneurs entre 1 et 1,5 m de profondeur ne sont pas négligeables et il y a lieu d'en tenir compte dans l'interprétation des résultats de l'APL (0-1 m) en se souvenant que celui-ci a tendance à sous-estimer les reliquats d'azote.

C.3.3.2 Risque de lessivage de l'azote nitrique dans les fermes

Le risque de lessivage de l'azote nitrique dans les fermes-pilotes est repris dans un graphique (Figure 21) qui reprend les valeurs de l'APL par ferme en les triant par ordre croissant des valeurs mesurées en 1995. Sur la droite du graphique, la moyenne du groupe est indiquée, ainsi que les moyennes du groupe pour les années '94, '95 et '96. Ce graphique reprend également en vert, orange et rouge, respectivement les zones de sécurité, d'alerte et la zone dangereuse. Ces zones correspondent aux normes de l'expérience en matière de protection des eaux souterraines (cfr. C.3.2, p. 101). La zone rouge signifie qu'il y a pollution des eaux souterraines par le nitrate, la zone verte signifie que la ferme ne présente pas de danger, quant à la zone orange, elle constitue une zone intermédiaire où le risque de pollution existe.

Figure 21 - Azote Potentiellement Lessivable (APL) des fermes-pilotes (0-1 m)

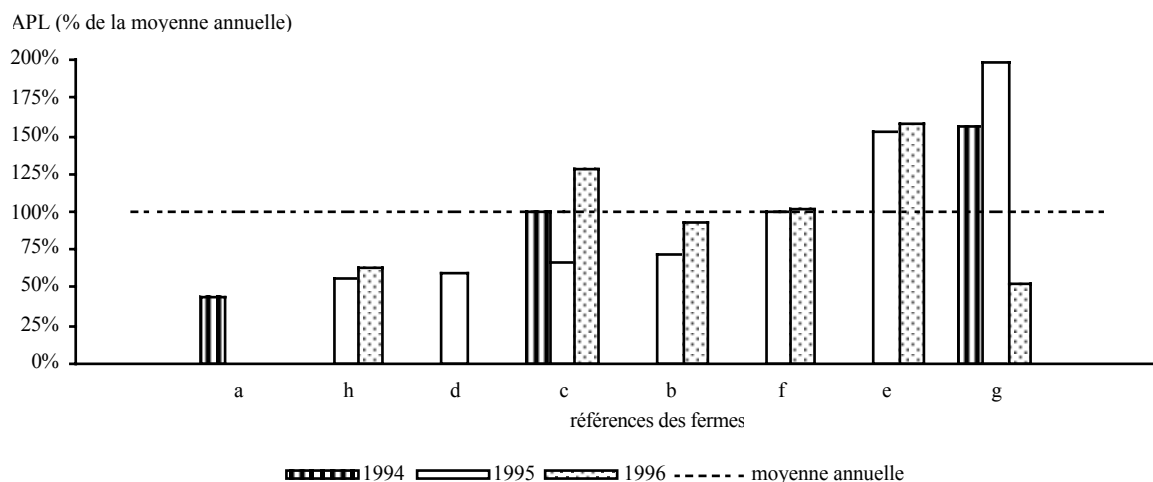


Il apparaît en premier lieu que l'APL de quatre fermes-pilotes atteint la zone dangereuse. Trois dépassements ont lieu en 1996 alors que l'APL du groupe atteint 72 kg N-NO₃.ha⁻¹ contre de 21 kg N-NO₃.ha⁻¹ en 1994 et 36 kg N-NO₃.ha⁻¹ en 1995. En comparaison avec les normes de l'expérience, l'APL du groupe se situe dans la zone de sécurité en 1994, dans la zone d'alerte en 1995 alors qu'il est en zone dangereuse en 1996. Cette variation est probablement due aux variations climatiques interannuelles qui conditionnent la minéralisation de l'humus. Pour le printemps et l'été des années 1994 à 1996, les données climatiques de la Moyenne Belgique sont présentées au REFTableau 15, page 82.

En 1994 et 1995, les étés ont été particulièrement chauds avec, en outre, une pluviométrie exceptionnellement basse en 1995. En 1996, la pluviométrie estivale a été, au contraire, extrêmement élevée. Il est probable que, dans ce cas, la succession d'une année sèche et d'une année humide ait entraîné une augmentation significative de la minéralisation de l'humus du sol. Cette séquence dangereuse d'une année sèche et d'une année humide a été mise en évidence dans un travail de simulation (modèle WAVE) des pertes d'azote par lessivage en sol limoneux (Piñeros Garcet *et al.*, 2000).

Pour comparer les APL des fermes-pilotes, il est utile de situer chacune d'elle par rapport à la moyenne annuelle des APL du groupe (Figure 22). L'intérêt de l'APL relatif est de masquer les fortes variations interannuelles de l'indice et de dégager ainsi les fermes qui présentent un APL relatif stable de celles dont l'APL relatif varie beaucoup d'une année à l'autre.

Figure 22 - APL relatifs des fermes-pilotes

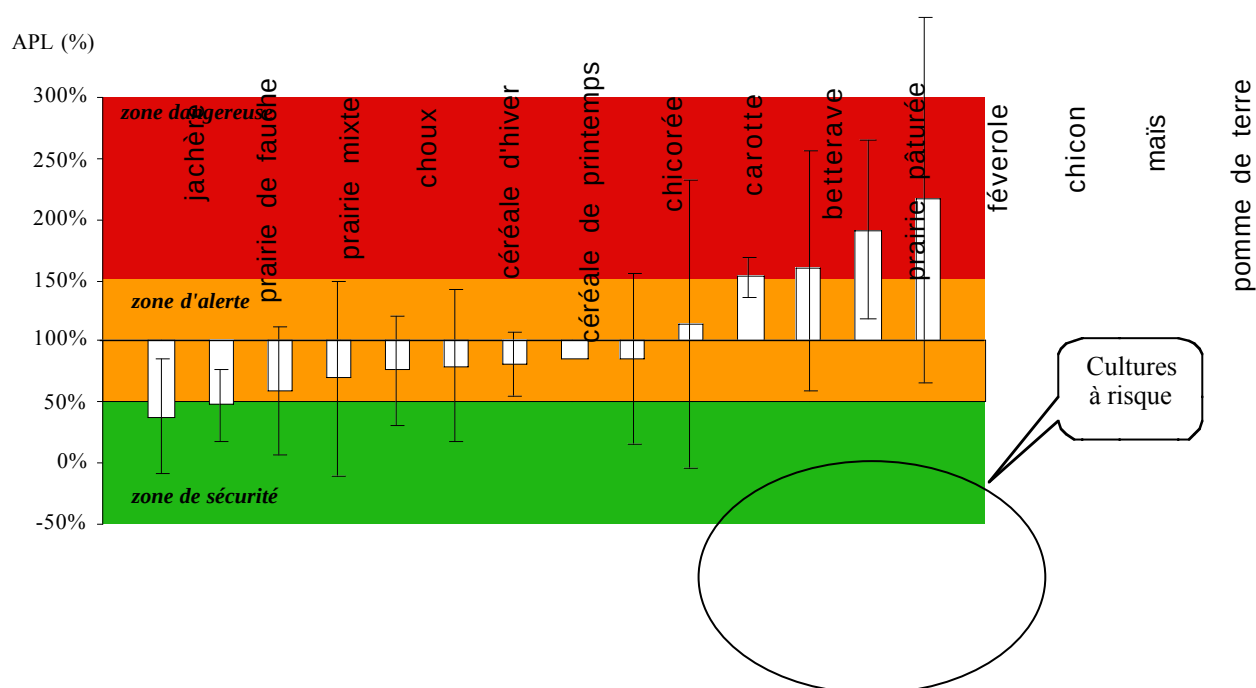


Il apparaît que les fermes-pilotes **c** et **g** montrent un APL relatif fort variable d'une année à l'autre alors que celui des fermes **h**, **b**, **f** et **e** est plutôt stable. L'APL de la ferme **e** est, tant en 1995 qu'en 1996, situé au-dessus de la moyenne du groupe alors que l'APL des fermes **h** et **b** est situé chaque fois au-dessous de la moyenne. L'APL relatif de la ferme **f** est équivalent à la moyenne du groupe pour les deux années d'observation. Il est difficile, sur un si petit nombre de fermes-pilotes, d'analyser les causes de ce résultat. Cependant, il est probable que, avec un plus grand nombre de fermes-pilotes, l'APL relatif permette de dégager les facteurs du système de production qui influencent le plus les variations interannuelles du lessivage.

C.3.3.3 Risque de lessivage d'azote nitrique en fonction des cultures

Les mesures de profils d'azote ont été regroupées par culture (Figure 23). Afin de soustraire dans ces résultats l'effet dû aux conditions climatiques, les valeurs sont exprimées en pourcent par rapport à la moyenne des cultures pour l'année considérée. La variabilité des résultats est mesurée par l'écart-type.

Figure 23 - Azote Potentiellement Lessivable (APL) par culture.



C'est sans surprise que nous notons que les cultures de pomme de terres, de maïs et de féverole occasionnent un APL élevé. A l'opposé, la jachère, la betterave fourragère et la prairie de fauche présentent un APL bas.

Cette répartition n'est pas étonnante, lorsque l'on songe aux caractéristiques agronomiques des cultures. Par exemple, la pomme de terre reçoit une fumure organique importante destinée à fertiliser le sol pour deux ou trois ans. La culture supporte bien cet apport d'engrais de ferme, mais n'exporte qu'une partie de l'azote sous forme de tubercule et un important reliquat d'azote reste dans le sol sous forme organique et minérale. Ce fait provient de plusieurs raisons. En premier lieu, la pomme de terre dispose d'un système racinaire relativement superficiel qui ne lui permet pas de prélever l'azote du sol au-delà de 90 cm de profondeur environ. Ensuite, en raison de son cycle végétatif relativement court, la plante ne prélève plus l'azote libéré par la minéralisation des matières organiques dès le début du mois d'août. Enfin, en raison du temps nécessaire au fanage et à la maturation des tubercules, la parcelle cultivée n'est souvent libérée qu'après la mi-septembre. A cette époque, il est trop tard pour implanter avec succès une culture piège-à-nitrate.

A l'opposé, la jachère (au sens des terres non-cultivées conformément au Règlement Européen n° 1765/92) ne reçoit aucun fertilisant. En outre, dans les fermes-pilotes, la jachère est exploitée en fin de saison à des fins fourragères, ce qui occasionne une exportation d'azote par la récolte. Enfin, dans les rotations pratiquées par les fermes-pilotes, la jachère est laissée en place jusqu'à l'implantation d'une culture de printemps. Elle joue donc également le rôle de piège-à-nitrate.

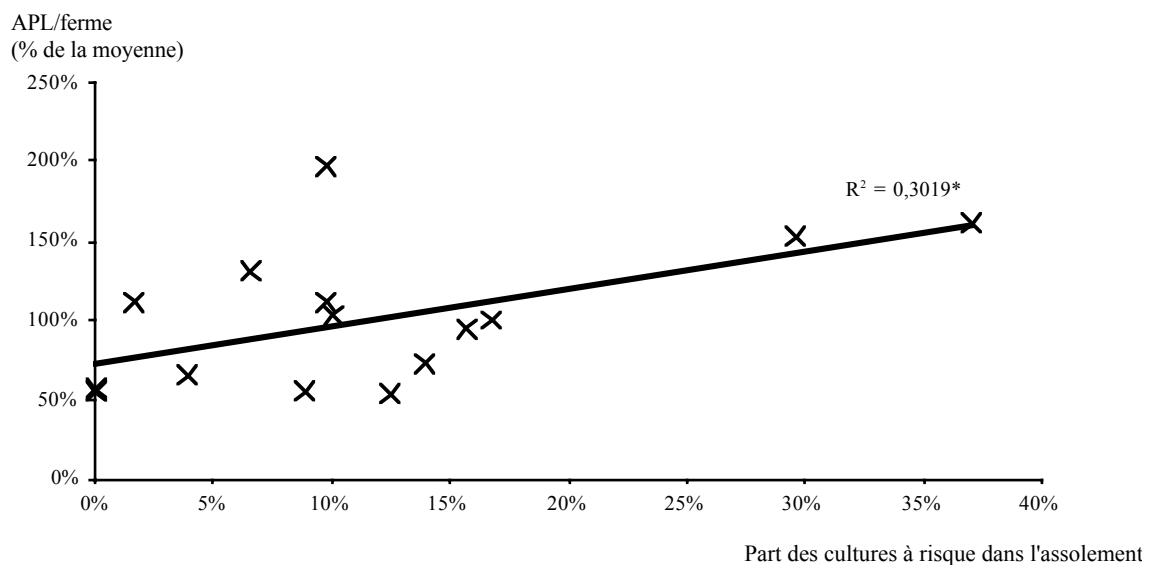
L'APL élevé du chicon est plus étonnant car il devrait se situer à un niveau proche de la chicorée et de la betterave. Ce résultat s'explique par la fertilisation excessive dont il a fait

l'objet (Tableau 19); par ailleurs, il illustre bien l'accroissement du risque de lessivage en cas de surfertilisation.

Il est également intéressant de remarquer la répartition des trois types de prairies. La prairie de fauche présente un APL bas car la fauche des végétaux dont elle fait l'objet exporte une grande quantité d'azote. A l'opposé, l'exportation d'azote de la prairie pâturée est nettement plus réduite car elle est limitée à l'assimilation du bétail pâturant et que l'azote ingéré avec l'herbe est en grande partie restitué à la prairie via les déjections animales. La prairie mixte occupe une situation intermédiaire entre la prairie fauchée et la prairie pâturée.

La moyenne des APL par culture pour 1995 et 1996 est de $45 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$ (0-1 m). Si nous nous référons à la norme de $68 \text{ kg N-NO}_3.\text{ha}^{-1}$ (0-1 m) qui définit la zone dangereuse, les cultures dont l'APL est supérieur à 151 % de la moyenne sont dès lors considérées comme des "cultures à risque". Dans cette catégorie, nous trouvons : la pomme de terre, le maïs, la féverole et le chicon. Les autres cultures sont considérées comme des "cultures sûres". Lorsque nous calculons pour chaque ferme la contribution à l'APL des "cultures à risques", nous obtenons le résultat suivant (Figure 24).

Figure 24 - Influence de la part des cultures à risque dans l'assolement sur l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)



Il apparaît que le choix des cultures pratiquées dans les fermes-pilotes influence partiellement l'APL.

Le manque de relation forte entre l'APL par ferme et la proportion de cultures à risque provient de la variabilité des APL par culture (Figure 23, p. 108). Il se peut qu'une ferme montrant un APL élevé n'ait que peu de cultures à risque mais présente pour la plupart de ses cultures un APL supérieur à la moyenne. Dès lors, il apparaît qu'un APL par ferme élevé soit dû en partie seulement à l'assolement, le reste étant conditionné par d'autres facteurs comme les pratiques culturales et le type de sol.

C.3.4 Conclusions

- La profondeur de prélèvement de sol en vue d'établir l'APL doit idéalement être de 1,5 m car cela correspond à la zone d'exploration racinaire de la plupart des plantes et que la croissance végétale exerce une influence sur partie du sol. Cependant, pour des raisons d'ordre technique liés aux conditions pédo-climatiques, les prélèvements ne sont souvent possibles que jusqu'à 1 m de profondeur. Il s'ensuit alors une sous-estimation du reliquat dont il faut tenir compte dans l'interprétation des résultats. En 1995, la teneur du profil mesuré entre 1 m et 1,5 m dans trois fermes-pilotes s'élevait à 14 % de la valeur de l'APL par culture (0-1 m).
- Idéalement, le prélèvement de sol doit être effectué en fin de saison culturale juste au début du repos de la végétation et avant le début du drainage hivernal. Dans le cas de conditions climatiques automnales très pluvieuses, le prélèvement est fort difficile voire impossible. Or, c'est justement lors des conditions climatiques très pluvieuses que le drainage hivernal commence plus tôt et qu'une partie du reliquat d'azote est entraîné en profondeur. En 1996, le prélèvement n'a pu être réalisé avant la deuxième quinzaine de décembre et les mesures montrent clairement qu'une partie de l'azote était déjà descendue dans le profil. Dans ce cas, la possibilité de prélever jusqu'à 1,5 m de profondeur permettrait de réduire cet inconvénient.
- Sous l'hypothèse que l'APL indique suffisamment bien le lessivage de l'azote nitrique, nous avons observé que les fermes-pilotes ne présentaient pas de risque de lessivage en 1994 et 1995 mais bien en 1996. Cette année-là, trois fermes-pilotes dépassent la limite supérieure de la zone d'alerte. Outre le fait, déjà connu, que le climat influence fortement le risque de lessivage, ce résultat indique clairement que les agriculteurs biologiques ne sont pas à l'abri d'un risque de pollution des eaux souterraines.
- La comparaison des fermes entre elles au cours des années est plus aisée lorsque les indices APL sont exprimés relativement à l'APL moyen du groupe. Les variations interannuelles sont alors gommées et deux groupes de fermes se dégagent. D'une part les fermes dont l'APL relatif varie peu d'une année à l'autre et dont l'étude apporte de l'information sur les facteurs structurels du système d'exploitation qui déterminent le niveau de l'indice. D'autre part les fermes dont l'APL relatif varie beaucoup d'une année à l'autre et dont l'étude apporte de l'information sur le lien entre les modes de gestion agricole et le niveau de l'indice.
- L'APL par culture révèle les caractéristiques spécifiques des cultures par rapport au risque de lessivage. En référence à la norme de 68 kg N-NO₃.ha⁻¹ qui définit la zone dangereuse, la pomme de terre, le maïs, le chicon et la féverole sont considérés comme "cultures à risque". La part des "cultures à risque" dans l'assolement détermine partiellement l'APL des fermes. D'autre part, les pratiques culturales jouent également un rôle important comme le montre la variabilité des résultats.

C.4 Comparaison du Solde du Bilan Annuel d'Azote (SBA) et de l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)

Résumé

Ce chapitre est la troisième et dernière partie de la présentation d'une étude systémique de la gestion de l'azote dans des fermes-pilotes avec les indicateurs SBA (Solde du Bilan d'Azote) et APL (Azote Potentiellement Lessivable). La première partie (Chapitre C.2) est focalisée sur le SBA et la deuxième (Chapitre C.3) sur l'APL. Celle-ci est consacrée à l'étude des relations entre SBA et APL ainsi que des relations entre ces indicateurs et les caractéristiques structurelles et fonctionnelles des fermes-pilotes.

La recherche a été effectuée entre 1994 et 1997 avec un groupe de fermes-pilotes mixtes laitières biologiques en Moyenne Belgique.

L'APL est un indicateur du lessivage d'une ferme obtenu en mesurant la teneur en N-NO₃ entre 0 et 100 cm de profondeur dans le sol au mois de novembre. Le SBA correspond à la différence entre les entrées et les sorties d'azote de l'assolement. Il correspond aux pertes d'azote dans l'environnement ainsi qu'à la variation du stock d'azote de l'humus. Les pertes d'azote au niveau de l'assolement se réalisent par les processus de volatilisation, de dénitrification et de lessivage auxquels il faut ajouter les déjections émises par le bétail laitier sur le chemin de la traite et durant la traite. A l'exception du lessivage, dont la valeur est estimée par l'APL, les pertes d'azote et l'humification ont été simulées par des modélisations simples.

L'analyse des relations entre le SBA, l'APL et les caractéristiques structurelles et fonctionnelles des fermes-pilotes a permis de dégager plusieurs observations intéressantes.

En raison de l'importante variabilité interannuelle, les relations significatives ne sont apparues que lorsque les valeurs moyennes pluri-annuelles de SBA et APL étaient utilisées. Ainsi, des relations ont été trouvées entre l'APL moyen, la fertilisation, la charge animale, la volatilisation à l'épandage et le taux de matière organique du sol. Certaines relations permettent d'envisager de calculer de manière indirecte l'APL moyen d'une ferme. Des équations significatives relient aussi le SBA aux pertes sur le chemin de la traite et à la volatilisation à l'épandage. Une relation où $SBA = 1,46 APL + 2,32$ (prairies pâturées et mixtes; % de la SAU) - 77 a été mise en évidence pour une surface de prairies pâturées et mixtes comprise entre 23,4 et 55% de la SAU. Il est possible que cette relation s'explique par un certain pouvoir tampon des prairies pâturées et mixtes vis-à-vis de l'azote excédentaire. Ce pouvoir tampon des prairies pâturées et mixtes doit probablement être causé par une redistribution de l'azote excédentaire vers l'atmosphère par dénitrification et par volatilisation au pâturage et vers l'humus (où l'azote est stocké sous forme organique). Cette hypothèse semble confirmée par une estimation du bilan humique qui se base sur la part des prairies pâturées et mixtes dans la SAU. Cette estimation permet de dégager la relation très significative : $SBA = 1,22 APL + 4,26 \text{ Bilan humique} - 60$. Partant d'une limite de 68 kg N-NO₃.ha⁻¹ pour l'APL moyen, il est, dès lors, possible de calculer pour chaque ferme une limite du SBA moyen en fonction de la estimation du bilan humique. Pour les fermes pilotes où le

taux moyen de prairies pâturées et mixtes est de 41% de la SAU, la limite du SBA est de 114 kg N ha⁻¹ an⁻¹ avec un intervalle de confiance allant de 80 à 150 kg N ha⁻¹ an⁻¹.

C.4.1 Introduction

C.4.1.1 Etat de l'art.

a) Relation entre les indicateurs de lessivage et les bilans de l'azote

La relation entre le bilan de fertilisation et le lessivage de l'azote est difficile à mettre en évidence au niveau d'un système d'exploitation.

D'après Brouwer (1998), cette relation ne devrait pas être directe, mais devrait probablement dépendre des conditions pédo-climatiques. Selon l'auteur, la quantité d'engrais de ferme utilisé ne peut pas servir d'indicateur de lessivage puisqu'il ne représente qu'une partie des flux d'azote peu sensible aux conditions climatiques. Les bilans d'azote seraient au contraire, selon l'auteur, beaucoup plus appropriés pour cet usage car ils comptabilisent des flux sensibles (production végétale) aux conditions climatiques.

Cet effet des conditions climatiques sur la relation entre le bilan d'azote et le lessivage du nitrate a été mis en évidence par Webster *et al.* (1999) qui ont mesuré une organisation apparente de l'azote nettement plus importante les années sèches que les années humides. Pour ces auteurs, l'organisation de l'azote est probablement la principale cause de la différence entre l'estimation du lessivage et le solde du bilan d'azote.

Dans le cadre d'une politique de protection des eaux aux Pays-Bas, les agriculteurs sont obligés depuis 1998 de calculer un bilan d'azote de l'exploitation appelé MINAS (MINeral Accounting System). L'obligation concerne dans un premier temps les fermes dont la charge dépasse 2,5 UGB.ha⁻¹, elle sera ensuite étendue à toutes les fermes pour 2002. Les normes du solde du bilan sont progressivement ramenées à 100 kg N.ha⁻¹ pour les terres arables et 180 kg N.ha⁻¹ pour les prairies. Une simulation des paramètres du bilan permet d'estimer les pertes par lessivage et la teneur en nitrate des eaux souterraines (Oenema *et al.*, 1998). Selon cette simulation, la concentration en nitrate des eaux souterraines devrait passer de 53 ppm en 2000 à 25 ppm en 2015.

Van Erp *et al.* (1990) ont comparé les bilans parcellaires dans quatre exploitations de grandes cultures avec la teneur en nitrate de l'eau des drains au mois de janvier. Les bilans utilisés prenaient en compte les retombées atmosphériques, la fixation symbiotique, la fertilisation et les récoltes. L'apport par les engrais de ferme a été corrigé d'un facteur de 0,8 pour tenir compte de la volatilisation. Une régression linéaire reprenant 45 % de la variance observée (n = 32) a pu être établie entre les surplus d'azote calculés par le bilan et la teneur en nitrate des eaux de drainage. Il fut cependant nécessaire de réaliser une transformation logarithmique de la concentration en nitrate des eaux drainées afin de normaliser sa distribution de fréquence. En outre, la régression est corrigée par une constante qui tient compte des types de sols (argile, tourbe et sable) et du niveau maximum de la nappe (25 à 200 cm au-dessous de la surface du sol).

Fraters *et al.* (1997) ont montré que, dans un milieu donné, le lessivage de l'azote est assez bien corrélé au solde du bilan. Ainsi, sur un sol filtrant, l'azote lessivé correspond à 30-40 % du solde du bilan si la lame drainante est élevée. Sur sol limoneux avec un drainage faible, les auteurs ont mesuré un lessivage valant entre 10 et 20 % du solde du bilan.

D'autre part, Simon *et al.* (1997) ont montré qu'au niveau parcellaire, il existe une relation entre le bilan d'azote et le lessivage, du moins, si la durée des observations est suffisante pour intégrer une variabilité climatique interannuelle.

b) Intérêt de rechercher le lien entre les bilans de l'azote et les indicateurs de lessivage

Dans le cadre du développement d'une méthode de gestion de l'azote en ferme-pilote, il est indispensable de disposer d'indicateurs pertinents, relativement aisés à comprendre et peu coûteux. La pertinence de l'indicateur s'évalue par rapport à l'objectif visé dans le système d'exploitation. La compréhension de l'indicateur s'évalue par rapport à la facilité de communiquer le résultat aux agriculteurs. Le coût de l'indicateur s'évalue par rapport à son besoin en main-d'œuvre ou, de manière plus générale, aux frais qu'il engendre.

➤ Pertinence

Dans le contexte de la Moyenne Belgique, l'attention est prioritairement portée sur la question de l'enrichissement en nitrate des eaux souterraines. Le calcul du bilan annuel de l'azote au niveau de l'assolement fournit une indication globale des pertes d'azote dans l'environnement et du stockage d'azote dans le sol sous forme d'humus. L'indicateur est appelé SBA (Solde du Bilan d'Azote). La mesure des reliquats d'azote dans le sol en novembre dans les différentes cultures de l'exploitation agricole permet d'obtenir un indicateur du lessivage de l'azote. Cet indicateur est appelé APL (Azote Potentiellement Lessivable). Grâce à l'analyse du bilan de l'azote, un cortège d'information sur les flux d'azote vient utilement compléter l'APL afin d'analyser l'état et le fonctionnement du système d'exploitation.

➤ Compréhension

Les expériences menées nous ont montré que les indicateurs APL et SBA ne sont pas compris d'emblée par les agriculteurs. Une demi-douzaine de réunions de formation a cependant suffi à familiariser les agriculteurs avec ces indicateurs (Van Bol & Peeters, 1997²).

➤ Coût

L'établissement de l'APL est coûteux en matériel et en main-d'œuvre : il faut compter environ 8 personnes par jour par ferme pour l'échantillonnage; il faut disposer d'un matériel de prélèvement hydraulique et d'un tracteur; il faut en outre disposer d'un appareil automatique du type "auto-analyseur" pour la mesure de la teneur en nitrate de centaines d'échantillons. Cet indicateur ne pourrait donc être à la portée des agriculteurs sans un système de financement. L'établissement du SBA est nettement moins coûteux car il consiste essentiellement en un travail de collecte d'information auprès de l'agriculteur. Ensuite le calcul du bilan est facilité par le traitement informatique des données. En Suisse, l'établissement du bilan au niveau de la ferme est partiellement réalisé par l'agriculteur (OFAG, 1996). La comparaison des coûts d'établissement des deux indicateurs est nettement en faveur du SBA. Cependant tel quel, il n'apporte à lui seul pas

assez d'information sur le risque de lessivage.

L'objet de ce chapitre est de rechercher la relation entre SBA et APL en vue de définir les facteurs qui influencent en commun ces deux indicateurs au niveau de la ferme.

C.4.2 Matériel et méthodes

C.4.2.1 Caractéristiques des fermes-pilotes

Les observations ont été réalisées dans huit fermes-pilotes mixtes à orientation laitière pratiquant l'agriculture biologique. Pour cette étude, seules les six fermes dont les indices APL et SBA ont pu être mesurés pendant au moins deux années ont été retenues. Il s'agit des fermes **b**, **c**, **e**, **f**, **g** et **h**. Les caractéristiques de ces fermes sont présentées au paragraphe C.2.2.2.

C.4.2.2 Le Solde du Bilan d'Azote (SBA)

La méthode de calcul du bilan d'azote de l'assolement a déjà été décrite au chapitre C.2REF. En bref, le SBA est calculé par la différence des entrées et des sorties d'azote au niveau de l'ensemble des parcelles de l'exploitation. Les entrées sont constituées de la fertilisation, de la fixation symbiotique de l'azote avec les légumineuses, de la part des déjections animales au pâturage en provenance des aliments concentrés donnés en salle de traite, de l'immission atmosphérique et de la fixation d'azote asymbiotique. Les sorties sont constituées des produits végétaux (produits de vente et produits fourragers) et des produits animaux constitués de la part de l'herbe ingérée au pâturage qui est métabolisée en lait et viande par les bovins. La différence des entrées et des sorties d'azote constitue le SBA qui représente donc l'ensemble des pertes d'azote par dénitrification, volatilisation, ruissellement et lessivage ainsi que le solde du bilan humification-minéralisation.

Les indices moyens du SBA sont calculés à partir des indices annuels du SBA de chaque ferme-pilote (Tableau 24). Le SBA moyen est noté **SBA** (en gras dans ce texte).

Tableau 24 - Solde du Bilan d'Azote des fermes-pilotes de 1994 à 1996 (kg N.ha⁻¹)

Année	Ferme					
	b	c	e	f	g	h
1994		94			98	
1995	75	103	176	39	124	65
1996	95	65	170	52	97	74
Moyenne = SBA	85	87	173	46	106	70

C.4.2.3 L'Azote Potentiellement Lessivable (APL)

La mesure de l'APL a été décrite au chapitre C.3. En bref, l'APL est calculé à partir des mesures du profil d'azote (0-1 m) des principales cultures d'une ferme. Le profil d'azote est mesuré dans le courant du mois de novembre afin d'évaluer l'ampleur des reliquats d'azote au

terme de l'année culturale. On obtient ainsi une teneur en azote résultant de la fertilisation de la culture et de la gestion de l'arrière culture (Tableau 25). L'APL moyen est calculé à partir des APL annuels des fermes-pilotes, il est noté **APL** (en gras dans ce texte).

Tableau 25 - Azote Potentiellement Lessivable des fermes-pilotes de 1994 à 1996 (kg N-NO₃⁻.ha⁻¹)

Année	Ferme					
	b	c	e	f	g	h
1994		21			33	
1995	26	24	55	36	72	20
1996	67	93	114	74	38	45
Moyenne = APL	47	46	85	55	48	33

C.4.2.4 Estimation de la volatilisation

Le SBA comprend l'ensemble des pertes par lessivage (NO₃⁻), par ruissellement (N_{organique}, NO₃⁻), par dénitrification (N₂, NO₂), par volatilisation (NH₃), les pertes d'azote à l'occasion du déplacement du troupeau vers la traite (N_{organique}), et la variation du stock d'azote dans la matière organique du sol. Or, à part le lessivage pour lequel nous disposons d'un indicateur, toutes les autres composantes du SBA ne sont pas mesurées. En principe, l'estimation de ces autres composantes devrait permettre de calculer l'APL en établissant ainsi une relation déterministe entre SBA et APL.

Les pertes d'azote par ruissellement sont négligées dans cette étude en raison de la topographie des fermes-pilotes et du niveau élevé de couverture des sols en hiver. A titre de comparaison, Korsath & Eltun (2000) ont mesuré des pertes d'azote par ruissellement de 1,9 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ pour des systèmes fourragers de production biologique où les apports d'azote sont égaux à 110 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (apports organiques + fixation symbiotique)

C.4.2.4.1 Volatilisation à l'épandage

Dans le cas des fermes-pilotes, la fertilisation est essentiellement réalisée avec du fumier bovin, composté ou non, du purin et des engrais organiques du commerce. L'estimation des pertes d'azote par volatilisation est basée sur la quantité d'engrais de ferme épandus dans chaque ferme (Tableau 26). En général, les engrais de ferme ont été enfouis dans le sol endéans les 24 heures qui suivent l'épandage. Les pertes par volatilisation peuvent dès lors être estimées à 9 % de la quantité d'azote épandu (Bulley & Bertrand, 1980). Cela donne la relation suivante :

$$Vé = 0,09 P_{Edf} \cdot F$$

où *Vé* est la volatilisation à l'épandage (kg N.ha⁻¹) ; *P_{Edf}* (%) est la part d'azote apporté sous forme d'engrais de ferme ; *F* (kg N.ha⁻¹) est la fertilisation.

La part des engrais de ferme dans la fertilisation azotée varie de 29 à 100 % (Tableau 26), l'autre part étant assurée par des engrais organiques (poudre de sang, poudre d'os, tourteau de lin, etc.).

Tableau 26 - P_{edf} : Part des engrais de ferme dans la fertilisation azotée (% de l'azote épandu)

Années	Ferme					
	b	c	e	f	g	h
1994		29			100	
1995	29	58	87	93	100	100
1996	45	50	89	96	100	100

La fertilisation des fermes-pilotes (Tableau 27) est assurée par des engrais de ferme et des engrais organiques agréés par le cahier des charges de l'Agriculture Biologique. Les apports d'azote renseignés sont issus du suivi de fermes-pilotes et de l'analyse des engrais de ferme épandus.

Tableau 27 - F : Fertilisation enregistrée dans les fermes-pilotes de 1994 à 1996 (kg N.ha^{-1})

Années	Ferme					
	b	c	e	f	g	h
1994		68			82	
1995	56	69	124	19	33	2
1996	73	73	152	33	39	3

C.4.2.4.2 Volatilisation au pâturage

L'estimation des pertes par volatilisation au pâturage (V_p) en kg N.ha^{-1} est réalisée à partir du nombre de jours de pâturage enregistrés dans les fermes (N_p) en $UGB.j$, de l'ingestion journalière d'herbe (I_j) en $\text{kg MS.UGB}^{-1}.j^{-1}$, de la richesse en azote de l'herbe pâturée (R_h) en $\% \text{ N.kg MS}^{-1}$, de la part d'azote rejeté sous forme d'urine et de bouses (N_r) en $\% \text{ de l'azote ingéré}$, de la répartition (%) de l'azote rejeté sous forme d'urine (P_u) et de bouse (P_b), de la volatilisation au pâturage de l'azote de cette urine (V_u), et de la volatilisation de l'azote de la bouse (V_b). Le tout est ramené à l'hectare en divisant le résultat par la SAU (ha).

$$V_p = (N_p * I_j * R_h * N_r) * (V_u * P_u + V_b * P_b) / \text{SAU}$$

où V_p ($\text{kg N volatilisé.ha SAU}^{-1}$) est l'azote volatilisé au pâturage. L'herbe ingérée chaque jour au pâturage (I_j) est estimée par la formule du MAFF (1975).

(1) $\text{MSI} = 0,022 P + 0,2 L$, pour les vaches fortes productrices;

(2) $\text{MSI} = 0,025P + 0,1L$, pour les autres vaches laitières;

où MSI : Matière Sèche Ingérée ($\text{kg MS.}j^{-1}.\text{animal}^{-1}$); P : poids corporel (kg); L : production laitière ($\text{kg lait à 4 \% de matière grasse.}j^{-1}$).

Caird & Holmes (1986) ont vérifié que cette relation initialement destinée à calculer l'ingestion de fourrage grossier distribué à l'étable était aussi valable pour l'ingestion d'herbe en pâture. En moyenne, l'erreur mesurée est de $0,7 \text{ kg MS.}j^{-1}.\text{animal}^{-1}$.

La richesse de l'herbe au pâturage (R_h) a été déterminée par analyse d'échantillons prélevés 12 fois environ sur les prairies pâturées depuis avril jusqu'en octobre de 1994 (Tableau 28).

L'azote rejeté sous forme d'urine et de bouses (N_r) est fonction de la teneur en azote de l'herbe. Il est calculé par la relation suivante (ARC, 1980) :

$$Nr = 1 - (6,36 + 51,27 * 0,4714^{Rh})$$

Tableau 28 - Azote rejeté et richesse de l'herbe au pâturage

Paramètres	Ferme					
	b	c	e	f	g	h
Nr : Azote rejeté par animal (%)	90,4	88,0	88,1	86,8	86,7	88,2
Rh : Richesse de l'herbe au pâturage (%)	3,7	2,9	3,0	2,7	2,7	3,0

La part de l'urine dans les déjections (Pu) est aussi déterminée par la richesse en azote de l'herbe (Rh) par la relation suivante (Scholefield *et al.*, 1991):

$$Pu (\%) = 14 Rh + 24$$

et

$$Pb (\%) = 1 - Pu$$

La volatilisation de l'azote à partir de l'urine (Vu) et des bouses (Vb) est estimée à 15 et 3 % respectivement (Whitehead, 1995).

C.4.2.5 Estimation de la dénitrification

Genon & Dupain (1989), ont mesuré de 0,8 à 15,9 kg N.ha⁻¹ de dénitrification (N₂, N₂O) en culture de froment et de 15,7 à 19,1 kg N.ha⁻¹ en prairie. Rück *et al.* (1997) ont également mesuré une dénitrification sur prairie située entre 12 et 29 kg N.ha⁻¹ lorsqu'elle est fertilisée, mais seulement de 2,2 à 11 kg N.ha⁻¹ si la prairie n'est pas fertilisée, soit environ 10 fois plus que pour les terres arables selon les auteurs. Dans une simulation visant à connaître l'ordre de grandeur des pertes d'azote d'exploitations agricoles du Finistère (France), Simon & Le Corre (1992) ont posé comme hypothèse une dénitrification de 20 kg N.ha⁻¹.an⁻¹. Pour les 200 premiers centimètres, Goossensen & Meeuwissen (1990) estiment que 5 kg N.ha⁻¹ sont dénitrifiés annuellement.

Dans les fermes-pilotes, la fertilisation des prairies est faible (de 0 à 100 kg N.ha⁻¹; Tableau 19, p. 87) et nous pouvons considérer que cette situation correspond aux valeurs basses des expériences citées ci-dessus, soit environ 7 kg N.ha⁻¹ (valeur moyenne entre 2,2 et 11 kg N.ha⁻¹). Pour les cultures, une valeur dix fois moindre est prise en compte : 0,7 kg N.ha⁻¹. L'estimation est réalisée en tenant compte de ces coefficients pour la part des prairies et des cultures dans la SAU de chaque ferme. L'équation est la suivante :

$$D = (7 \text{ prairies}) + (0,7 \text{ cultures})$$

$$\text{soit, } D = 6,3 \text{ prairies} + 0,7$$

où D est la dénitrification (kg N.ha⁻¹) ; prairies (%) est la part de prairies dans la SAU ; cultures (%) est la part de cultures dans la SAU.

C.4.2.6 Estimation des pertes d'azote pendant le parcours de la traite et la traite

La restitution d'azote par les déjections animales à l'occasion de la traite (Pt) est estimée au prorata du temps passé quotidiennement par les animaux en dehors des prairies (Faruggia *et*

al., 1997). La quantité globale d'azote rejeté par les vaches laitières pendant la période de pâturage est calculée à partir du nombre de jours de pâturage des vaches laitières Np_{VL} , de l'ingestion journalière de l'herbe Ij , de la richesse en azote de l'herbe Rh et de la part de l'azote rejeté par l'animal sous forme d'urine et de bouses « Nr » (Tableau 28). L'équation est la suivante :

$$Pt = Np_{VL} \cdot Ij \cdot Rh \cdot Nr \cdot t / SAU$$

où t est la part de la journée (%) consacrée au déplacement des animaux en dehors de la parcelle ; Pt ($kg\ N.ha^{-1}$) est la perte d'azote à l'occasion de la traite ; Nr (%) est la part d'azote retenue par les animaux.

C.4.2.7 Estimation de la balance humique

A priori, dans un système d'exploitation mixte laitier biologique, l'humification en prairie pâturée est supérieure à la minéralisation et la balance humique est, dès lors, positive. Cette accumulation d'azote organique se situe plutôt dans les sols de prairie que dans les sols de culture. Plusieurs résultats viennent étayer ces hypothèses.

La mesure de la teneur en humus d'une terre arable consacrée pendant vingt ans à une prairie pâturée de ray-grass et de trèfle blanc a montré un stockage annuel d'azote de $61\ kg\ N.ha^{-1}$ (Garwood *et al.*, 1977). Dans une étude sur le rôle agronomique de la prairie dans la gestion du lessivage de nitrate, un stockage d'azote de $110\ kg\ N.ha^{-1}.an^{-1}$ a été calculé dans l'humus d'une prairie pâturée composée de ray-grass anglais et de trèfle blanc et dont les apports d'azote étaient de $175\ kg\ N.ha^{-1}.an^{-1}$ (Ryden *et al.*, 1984; Garwood *et al.*, 1986). D'autre part, l'utilisation du modèle de Scholefield *et al.* (1991) indique que pour les prairies pâturées dans les conditions d'exploitation d'ECOFARM, il faut compter sur une balance humique de $38\ kg\ N.ha^{-1}.an^{-1}$. Notons que ce modèle est prévu pour un bétail allaitant et non pour un bétail laitier.

Nous partons du résultat de Garwood *et al.* pour simuler l'augmentation d'humus dans les sols des prairies pâturées. Pour les terres arables, il est supposé que la balance humique moyenne de l'assolement est égale à zéro. Dès lors, la balance humique des fermes-pilotes est simplement simulée par la relation suivante :

$$Bh = 61 \cdot \text{prairies pâturées}$$

où Bh ($kg\ N.ha^{-1}$) est le bilan humique ; $\text{prairies pâturées} = \text{part (\%)} \text{ des prairies pâturées dans le SAU}$.

C.4.2.8 Régression linéaire multiple et comparaison des régressions

La relation entre les indices APL, SBA et les paramètres structuraux des fermes-pilotes, les pertes d'azote simulées ainsi qu'avec les paramètres du bilan a été étudiée

Toutes les régressions linéaires simples ont été calculées. Toutes les régressions multiples dont le degré de liberté résiduel est ≥ 3 ont également été calculées. Seules les relations significatives dont les paramètres ne présentent aucune colinéarité ont été retenues. En outre, il a été vérifié que chaque paramètre de la relation participe de manière significative ($\alpha = 0,05$) à la régression.

Lorsque les régressions ont le même nombre de degré de liberté résiduel, leur classement s'effectue sur la base de coefficient de régression auquel est associé un niveau de signification p . Ce niveau de signification est avec un test F du rapport de la variance des résidus à celle de la régression (Tranchefort, 1974).

La comparaison des équations de degré de liberté résiduel décroissant entre elles s'est fait suivant le principe des modèles emboîtés.

Ensuite, les régressions sont comparées sur la base des trois critères suivants : le modèle le plus simple, le modèle le plus utilisable, le modèle le plus performant (Tranchefort, 1974).

C.4.3 Résultats et discussion

C.4.3.1 Estimation des pertes d'azote

Les estimations sont réalisées en utilisant les équations décrites dans la partie « matériel et méthodes ».

Tableau 29 - Pertes d'azote et la balance humique simulées ($\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$)

Estimation	Ferme					
	b	c	e	f	g	h
Vé : Volatilisation à l'épandage	2	3	11	2	5	0
Vp : Volatilisation au pâturage	11	9	11	2	8	3
D : Dénitrification	4	5	4	3	4	4
Pt : Pertes liées à la traite	5	6	12	3	9	1
Bh : Balance humique	30	39	35	24	35	29

Légende : Vé est la volatilisation d'azote à l'épandage des engrais de ferme, Vp correspond à l'azote volatilisé durant le pâturage, D est l'azote dénitrifié, Pt est la perte d'azote par les déjections animales sur le chemin de la traite et durant la traite, Bh est le bilan humique.

Les pertes simulées d'azote par volatilisation et dénitrification (Tableau 29) sont de faible ampleur. Ceci s'explique d'une part, par le niveau de fertilisation relativement bas dans les fermes biologiques par rapport aux fermes conventionnelles, et d'autre part, par un enfouissement rapide (endéans les 24 heures) des engrais de ferme épandus. Les valeurs simulées de la dénitrification sont du même ordre de grandeur que les observations de Ryden (1983) et Barraclough & Jarvis (1989) qui estiment, en prairie, une dénitrification de 4 % de l'apport d'azote par fertilisation et fixation symbiotique. Selon cette relation, pour les fermes-pilotes, où ces apports valent, en moyenne, $119 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$, la dénitrification serait de $5 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. L'estimation des pertes liées à la traite donne des valeurs qui sont du même ordre de grandeur que celles par volatilisation et dénitrification.

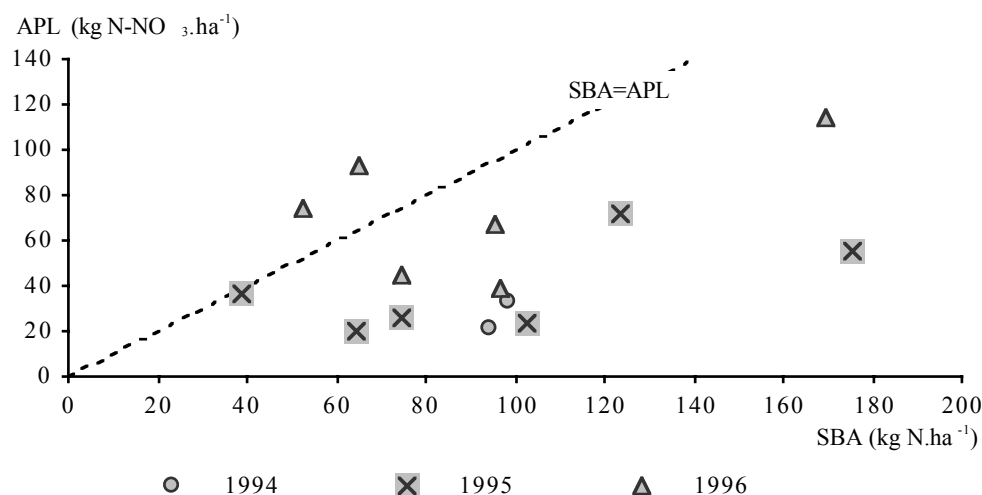
L'estimation de la balance humique génère des valeurs nettement plus importantes que les autres estimations. Elle permet de mieux différencier les fermes-pilotes avec notamment, un moindre stockage pour la ferme f.

C.4.3.2 Analyse de la relation entre APL et SBA annuel

La relation entre l'APL et le SBA n'est pas significative (Figure 25). Il apparaît que l'APL est

en général inférieur au SBA.

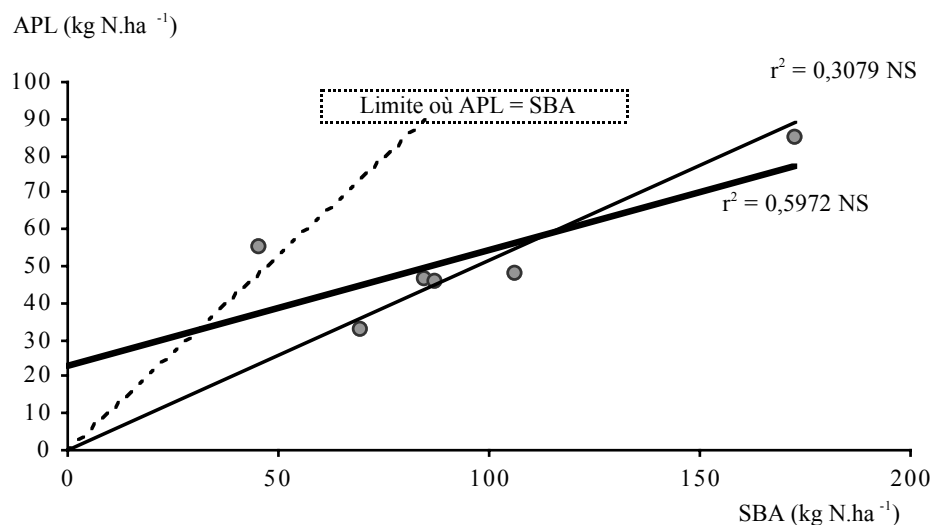
Figure 25 - Relation entre le Solde du Bilan d'Azote (SBA) des fermes pilotes et l'Azote Potentiellement Lessivable (APL)



L'inégalité entre les deux indicateurs s'explique par le fait que, même si le SBA indique que les pertes d'azote dans l'environnement sont importantes, cela n'implique pas nécessairement qu'elles se fassent préférentiellement vers le sous-sol par lessivage. Dans la majorité des cas, le SBA est supérieur à l'APL, ce qui signifie que, en plus du lessivage, les pertes d'azote s'effectuent aussi par volatilisation, par dénitrification, par ruissellement ou par réorganisation dans l'humus du sol.

Dans trois cas seulement, dont deux correspondent à la ferme **f**, le SBA est inférieur ou proche de l'APL. Cela peut provenir soit d'une sous-estimation du SBA (par exemple en sous-estimant l'apport d'azote par fixation symbiotique), soit d'un apport d'azote supplémentaire non comptabilisé dans le calcul du SBA, c'est-à-dire, de l'azote apporté par minéralisation de l'humus. Cependant, étant donné que l'azote apporté par l'humus n'est comptabilisé dans aucune des fermes-pilotes, il faudrait que la ferme **f** se distingue des autres par une caractéristique liée à la balance minéralisation-humification. Or, il apparaît que la ferme **f** est celle qui dispose de la plus petite surface de prairies. Il apparaît aussi clairement dans ce graphique (Figure 25) que la relation entre SBA et APL varie d'une année à l'autre. Cela est probablement dû aux variations climatiques interannuelles qui influencent fortement tous les processus liés à la dynamique de l'azote. Les données climatiques (Tableau 15) confirment que les années 1995 et 1996, ont été nettement contrastées. L'année 1995 a été sèche (surtout en été) et elle a été suivie par une année pluvieuse. Cette succession climatique est probablement favorable à une augmentation globale de la minéralisation de l'azote du sol et des pertes d'azote par lessivage (Piñeros Garcet *et al.*, 2000). Afin de réduire l'effet des variations interannuelles, les relations entre l'APL et le SBA sont étudiées à partir des valeurs moyennes de chaque ferme (Figure 26) notées en gras dans la suite de ce texte, soit : **SBA** et **APL**. La relation est dès lors nettement améliorée.

Figure 26 - Relation entre les valeurs moyennes de **SBA** et **APL**



Légende : NS = relation non-significative

Dans une recherche norvégienne visant à relier le bilan d'azote et le lessivage de nitrate de quatre zones de captage d'eau, Bechmann *et al.* (1998) ont également considérablement amélioré la corrélation en prenant en compte les moyennes sur cinq années plutôt que les données annuelles. Ces observations ont également été réalisées par Farrugia *et al.* (1997) qui ont montré que pour un même excédent de balance azotée, le lessivage variait beaucoup d'une année à l'autre en fonction du climat. Suivant les années, l'excédent de balance se répartit entre les pertes gazeuses, les pertes par lessivage et le stockage dans le sol. Mais, sur un plus grand nombre d'années et pour des sites dont la reprise de drainage hivernal est comparable, les auteurs ont montré que la balance azotée devient un bon outil prédictif du lessivage. Laurent *et al.* (1999) ont également montré que la moyenne pluriannuelle du bilan d'azote prédit mieux le lessivage que l'indice annuel. Pour 12 sites observés, les auteurs ont montré que le lessivage valait 34 % du solde du bilan de l'exploitation ($r^2 = 0,8$).

En forçant la droite de régression à passer par zéro, nous obtenons un remarquable alignement de cinq des six fermes-pilotes sur la droite. Cependant, cette régression ne reprend qu'environ 30 % de la variance en raison du point (**SBA** = 46 ; **APL** = 55) correspondant à la ferme **f**. Cette singularité provient probablement des raisons liées à la part des prairies dans la SAU déjà évoquées ci-dessus. Cependant, il est également possible que la ferme **f** se distingue aussi des autres fermes-pilotes par des caractéristiques structurelles autres que l'importance des prairies relativement à la SAU. D'autre part, la différence observée peut également être liée à une gestion différente de l'azote par l'agriculteur.

Lorsque la régression est effectuée sans contrainte, elle reprend environ 60% de la variance commune, sans pour autant être significative.

C.4.3.3 Relations entre l'APL et différents facteurs caractérisant les fermes-pilotes

L'analyse des relations entre l'APL et les facteurs du bilan d'azote de l'assolement, les caractéristiques structurelles des fermes-pilotes et les paramètres estimés permettent de dégager les équations suivantes (Tableau 30).

Tableau 30 - Relations entre les valeurs moyennes des facteurs du bilan d'azote de l'assolement et l'Azote Potentiellement Lessivable moyen (kg N.ha⁻¹)

N° d'éq.	r ²	p (Test F)	Signification	Equations
1	0,70	0,0373	*	APL = 13,59 charge SFP + 26
2	0,90	0,0298	*	APL = 0,18 flux total + 17,63 M.O. - 38
3	0,75	0,0265	*	APL = 0,33 fertilisation + 33
4	0,88	0,0055	**	APL = 4,42 Vé + 35

Légende : charge SFP = charge animale (UGB) relative à la Surface Fourragère Principale (ha); M.O. = Matière Organique du sol; flux total = somme des entrées d'azote sur l'assolement (kg N.ha⁻¹.an⁻¹); Vé = Volatilisation à l'épandage.

Les équations n°1, 3 et 4 indiquent le lien entre le risque de lessivage et la charge de bétail des surfaces fourragères principales, la fertilisation et la volatilisation à l'épandage. Pour rappel, la volatilisation à l'épandage est calculée à partir de la quantité d'engrais de ferme épandus et d'un coefficient de volatilisation (qui est dans ce cas identique pour chaque fermes-pilotes). Ceci signifie que, dans les fermes-pilotes, l'APL est, directement ou indirectement, lié à l'intensité de l'apport d'effluent d'élevage sur l'exploitation.

Dans l'équation 2, l'APL augmente en fonction du flux total et en fonction du taux de M.O. du sol. En ce qui concerne le flux, la relation est logique car il est attendu que le risque de lessivage s'accroisse lorsque la quantité d'azote qui transite sur les terres est importante. Cette régression est significative lorsque le taux de M.O. est pris simultanément en compte. La relation indique que l'APL s'accroît lorsque le taux de M.O. augmente, ce qui s'explique par des pertes d'azote provenant de la minéralisation de l'humus. Dans cette hypothèse, il faut supposer que l'azote minéralisé n'est pas utilisé par les plantes et que, par conséquent, il s'agit principalement de l'azote minéralisé en arrière-saison. A ce moment, les cultures sont déjà récoltées, ou dans une phase de maturation peu exigeante en azote.

Les équations les plus utilisables sont celles dont les paramètres sont facilement mesurables au niveau de l'exploitation. A ce niveau, la charge SFP est certainement le paramètre le plus facile à calculer. Viennent ensuite, par ordre croissant de difficulté, la M.O., la volatilisation à l'épandage, la fertilisation et le flux total.

D'autre part, les caractéristiques systémiques les plus pertinentes sont certainement le flux total, la charge SFP, la M.O., et la fertilisation, soit celles qui sont reprises dans les équations 1, 2 et 3.

C.4.3.4 Relations entre le SBA et différents facteurs caractérisant les fermes-pilotes

Onze équations significatives permettent de relier le SBA aux pertes d'azote simulées ainsi qu'aux caractéristiques structurelles et fonctionnelles des fermes-pilotes (Tableau 31).

Tableau 31 - Relations entre les valeurs moyennes des facteurs du bilan d'azote, les caractéristiques structurelles des exploitations et le **SBA**

N° d'éq.	r ²	p (Test F)	Signification	Equations
5	0,74	0,0271	*	SBA = 0,60 flux total - 8
6	0,77	0,0210	*	SBA = 3,40 prairies pâturées - 4
7	0,80	0,0165	*	SBA = 35,38 charge SFP + 26
8	0,80	0,0163	*	SBA = 0,84 fertilisation + 45
9	0,83	0,0121	*	SBA = 10,36 Pt + 32
10	0,83	0,0113	*	SBA = 6,41 production animale + 14
11	0,96	0,0073	**	SBA = 22,26 charge SFP + 2,0 prairies pâturées - 7
12	0,87	0,0072	**	SBA = 10,77 Vê + 53
13	0,99	0,0016	**	SBA = 47,48 charge SFP - 0,78 production végétale + 52

Légende : **SBA** = Solde du Bilan d'Azote; charge SFP = charge animale (UGB) relative à la Surface Fourragère Principale (ha); flux total = somme des entrées d'azote sur l'assolement (kg N.ha⁻¹.an⁻¹); Pt = Pertes d'azote par les déjections émises sur le chemin de la traite et pendant la traite; Vê = Volatilisation à l'épandage

Les équations 5, 8 et 10 sont des simplifications, parfois extrêmes, du calcul du bilan d'azote de l'assolement. Ainsi, dans l'équation 5, moyennant une constante de 8 kg N.ha⁻¹.an⁻¹, le **SBA** est proportionnel à 60 % du flux total. Le même résultat peut être obtenu avec 84 % de la fertilisation (moyennant l'addition d'une constante de 45 kg N.ha⁻¹.an⁻¹). La relation entre le **SBA** et la production animale est du même type que les précédentes avec, cependant, une particularité venant du fait que la production animale ne constitue que 8% en moyenne du flux total d'azote dans les fermes-pilotes. Malgré cette modeste contribution aux exportations d'azote, la production animale conditionne la production d'effluent d'élevage, les besoins en production fourragère ainsi que la surface prairiale nécessaire. Dès lors il n'est pas étonnant que ce paramètre permette d'estimer correctement le **SBA** au niveau d'une ferme. Ces équations montrent que dans certains systèmes de production, le calcul du **SBA** peut être fortement simplifié. Il ne faut cependant pas extrapoler ces équations pour d'autres systèmes de production dans lesquels les relations structurelles ne sont pas, *a priori*, les mêmes que pour le système mixte laitier biologique.

Les équations 6, 7 et 11 utilisent des caractéristiques structurelles des fermes-pilotes, soit la part de prairies pâturées dans la SAU (eq. 6), soit la charge animale SFP (eq. 7). L'équation 11 prend en compte les deux paramètres des équations 6 et 7. Ces relations sont intéressantes à utiliser car les paramètres requis sont très facilement accessibles par une simple enquête auprès de l'agriculteur. Cependant, ces équations doivent encore être validées sur un plus grand nombre d'exploitations avant de les utiliser avec confiance.

L'équation 9 indique que le solde du bilan d'azote est corrélé avec les pertes liées à la traite (Pt). Ce paramètre est d'autant plus important que le troupeau de vache laitière est grand, que les vaches sont productives et que le trajet entre les prairies et la salle de traite est long. Dans l'expérience, les pertes d'azote (rapportées à la SAU) sur le chemin de la traite se situent entre 13 et 19 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ pour les fermes **b**, **c**, **e** et **g**, alors qu'elles valent 5 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ pour les fermes **f** et **g** (Tableau 29). Or, ces deux dernières fermes sont caractérisées par une charge de bétail plus petite que les autres fermes. Dès lors, la relation entre **SBA** et Pt semble encore être une expression de la liaison entre **SBA** et la charge de bétail comme cela a déjà été montré dans la première partie de ce travail (Chapitre C.2REF).

L'équation 12 montre une relation très significative entre Vé et **SBA**. Ici aussi, comme pour l'équation 4 où le paramètre Vé est utilisé, cette relation doit être attribuée à l'effet de l'intensité de la fertilisation en provenance des effluents d'élevage.

L'équation 13 utilise un paramètre structurel (charge SFP) et un paramètre fonctionnel (production végétale) en retranchant l'effet du second sur l'effet du premier. Cette équation résume, en quelque sorte, une certaine vision des fermes mixtes biologiques où l'apport d'azote est essentiellement assuré par les effluents d'élevage (représenté par la charge SFP) et les sorties d'azote sont essentiellement le fait des productions végétales (83 % des sorties d'azote mesurées).

Sur la base du test F, pour les équations du même degré de liberté résiduel, l'équation 12 est plus performante que les équations 5 à 10. En outre, la comparaison des équations 11 et 13 aux autres équations par la méthode des modèles emboîtés montre qu'elles sont significativement supérieures aux équations 5 à 10. Dès lors, les équations 11, 12 et 13 peuvent être considérées comme les plus performantes.

Les paramètres les plus utilisables sont, dans l'ordre décroissant : prairies pâturées > charge SFP > production animale > fertilisation > production végétale > Pt > flux total. En fonction de ces considérations, les équations les plus faciles à utiliser sont par ordre décroissant de préférence : 6, 7, 11, 10, 12, 8, 13, 9, 5.

C.4.3.5 Relation entre SBA et l'APL

La seule équation reliant le **SBA** et l'**APL** qui s'est avérée significative (Tableau 32) est celle qui prend en compte la part des prairies pâturées et mixtes dans la SAU.

Tableau 32 - Relation entre **APL** et **SBA** et la part des prairies pâturées et mixtes dans la SAU

N° d'éq.	p (Test F)	Signification	Equation
15	0,0142	*	SBA = 1,46 APL + 2,32 (prairies pâturées et mixtes) - 77

Cette relation signifie que la différence entre **SBA** et **APL** est d'autant plus grande que la part de prairies pâturées et mixtes est élevée dans l'assolement. Il est possible que cette relation s'explique par un certain pouvoir tampon des prairies pâturées et mixtes vis-à-vis de l'azote excédentaire. Ce pouvoir tampon des prairies pâturées et mixtes doit probablement être causé par une redistribution de l'azote excédentaire vers l'atmosphère par dénitrification et par volatilisation au pâturage, et vers l'humus où l'azote est stocké sous forme organique. Le pouvoir tampon des prairies pâturées et mixtes peut se définir comme une caractéristique de ces prairies vis-à-vis du système de production. Ainsi, la présence de prairies pâturées et mixtes dans un système de production entraîne une épuration partielle de l'azote excédentaire en favorisant sa transformation en gaz N₂ ou en le stockant sous forme d'humus. Il ne faut cependant pas négliger les problèmes causés par l'émission de NH₃ par volatilisation au pâturage et l'émission de N₂O liée au processus de dénitrification. Le stockage de l'azote dans l'humus est une mise en indisponibilité provisoire d'un excédent d'azote qui peut se concevoir à long terme à condition que, lorsque cette réserve sera à nouveau mobilisée (exemple : labour de la prairie) elle soit prise en compte dans les apports de fertilisants azotés.

A Rothamsted, dans un sol de prairie non-fertilisé depuis 200 ans, la teneur en azote des 22 premiers cm est passée de 0,11 % à des valeurs comprises entre 0,25 % et 0,35 % après 150 ans. Au-delà, la teneur est restée stationnaire et il est supposé que les pertes gazeuses d'azote ont, dès cet instant, égalé l'enrichissement en azote de l'humus estimé à 50 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Hénin, 1992).

Les estimations de ces pertes au niveau du système de production ne permettent cependant pas d'expliquer les différences observées dans chaque ferme entre **APL** et **SBA**. Pour rappel, le bilan humique du système de production est calculé à partir d'une équation qui multiplie la part des prairies de l'exploitation par un coefficient de 61 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ qui représente le niveau moyen d'humification. Or, l'équation 15 nous renseigne que seule la part des prairies pâturées et mixtes dans la SAU influence l'écart entre **APL** et **SBA**. Dans le même ordre d'idée, il est probable que les prairies pâturées participent différemment à cet écart que les prairies mixtes. Dès lors, une nouvelle estimation du bilan humique (Bh') de l'exploitation a été tentée sur la base de l'équation suivante :

$$Bh' = ax_1 + bx_2$$

où x_1 est la part des prairies pâturées dans la rotation et x_2 est la part des prairies mixtes dans la rotation.

Une nouvelle analyse de la régression a montré que l'équation 16 expliquait de manière très significative l'écart entre **SAB** et **APL** (Tableau 33) lorsque les coefficients a et b sont fixés à 62,7 et 26,5 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement. Remarquons, au passage, que le coefficient a qui, en principe, représente le taux d'humification moyen des prairies pâturées du groupe de fermes-pilotes ECOFARM est très proche de la valeur mesurée par Garwood *et al.* (1977).

Tableau 33 - Relation en **APL** et **SBA** et le stockage d'azote dans l'humus

N° d'éq.	p (Test F)	Signification	Equation
16	0,0061	**	SBA = 1,22 APL + 4,26 Bh' - 60

L'hypothèse de la relation entre le pouvoir tampon des prairies et le stockage d'azote sous forme d'humus du sol rejoint les observations de Webster *et al.* (1999). De même, aux Pays-Bas, Fraters *et al.* (1997) ont montré un lessivage identique pour un système de grandes cultures dont le solde du bilan valait la moitié d'un système laitier intensif basé sur la prairie. Cette observation a aussi été faite par Oenema *et al.* (1997) qui ont trouvé, pour un même niveau de solde de bilan que les pertes d'azote par lessivage sont supérieures dans un système combinant maïs et prairies que dans un système herbager.

Ces résultats rejoignent aussi ceux de Loiseau *et al.* (1992) qui situent les pertes gazeuses d'azote entre 19 et 28 % des apports pour les systèmes de cultures annuelles et entre 20 et 30 % pour les systèmes où la prairie est alternée avec les céréales. De même, Bordenave *et al.* (1999) ont montré que sur deux bassins versants combinant dans des proportions différentes le maïs et l'herbe, la teneur en nitrate à l'exutoire est inférieure pour le bassin le plus herbager alors que le solde du bilan est similaire.

La valeur prédictive de la relation est bonne (Figure 27) et elle permet d'envisager de calculer le risque de lessivage au niveau d'une ferme à partir du calcul du bilan de l'assolement. APL est

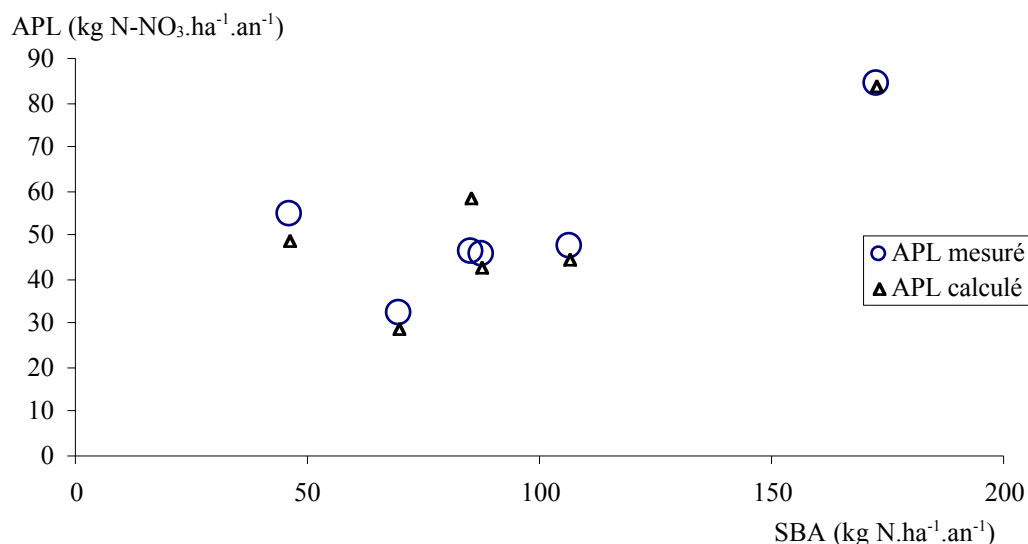
calculé par la relation

$$APL_{calculé} = \frac{SBA - 4,3Bh' + 60}{1,22}$$

où $Bh' = 62,7 x_1 + 26,5 x_2$, avec x_1 valant la part des prairies pâturées dans la rotation et x_2 la part des prairies mixtes dans la rotation..

Dans tous les cas, l'établissement du **SBA** est plus aisé que celui de l'**APL**.

Figure 27 - Valeur prédictive de la relation entre APL, SBA et Bh'

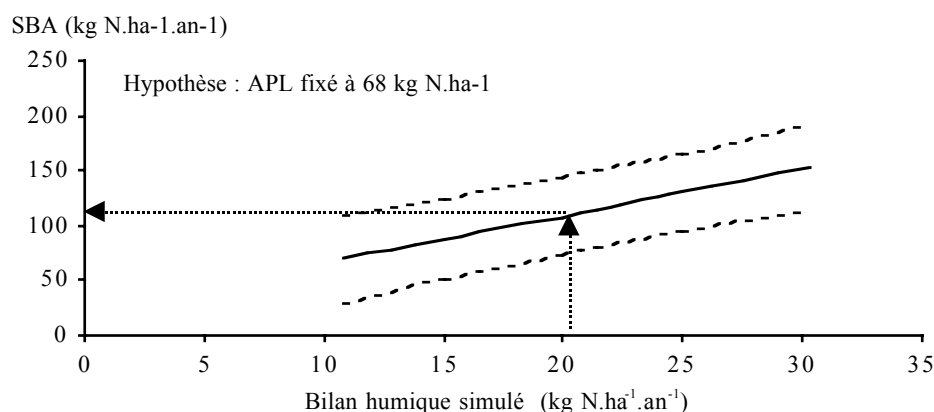


Il faut cependant supposer que cette relation entre SBA et APL est différente dans des systèmes de production agricole où le niveau de fertilisation et de rendement des cultures est fort différent et où la fertilisation est basée sur les engrais minéraux.

Lors de l'analyse des **SBA** des fermes-pilotes (Chapitre C.2), une limite moyenne de 136 kg N.ha⁻¹ avait été déterminée par la prise en compte de plusieurs termes auxquels ont été associées des limites acceptables ou, à défaut de norme de pollution, des valeurs généralement rencontrées dans des systèmes de production améliorés du point de vue de la gestion de l'azote. Les termes choisis étaient : lessivage : max. 68 kg N.ha⁻¹; dénitrification : 7 kg N.ha⁻¹; volatilisation : 10 kg N.ha⁻¹; ruissellement : 5 kg N.ha⁻¹; pertes sur le chemin de la traite : 9 kg N.ha⁻¹; variation du stock de matière organique du sol en fonction de la part de prairie dans la SAU : 37 kg N.ha⁻¹ en moyenne .

Outre l'utilisation du **SBA** pour calculer l'**APL**, l'intérêt de l'équation 16 est aussi de pouvoir déterminer une limite au **SBA** en se basant sur la limite acceptable de l'**APL**. Pour l'**APL** de 68 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ qui correspond au risque maximal admissible (chapitre C.3), la relation (eq.16) devient : **SBA** = 4,26 Bh' + 23 pour laquelle il est possible de définir un intervalle de confiance.

Figure 28 - Relation entre le bilan humique et le **SBA** maximum



Légende : les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance pour $\alpha = 0,05$.

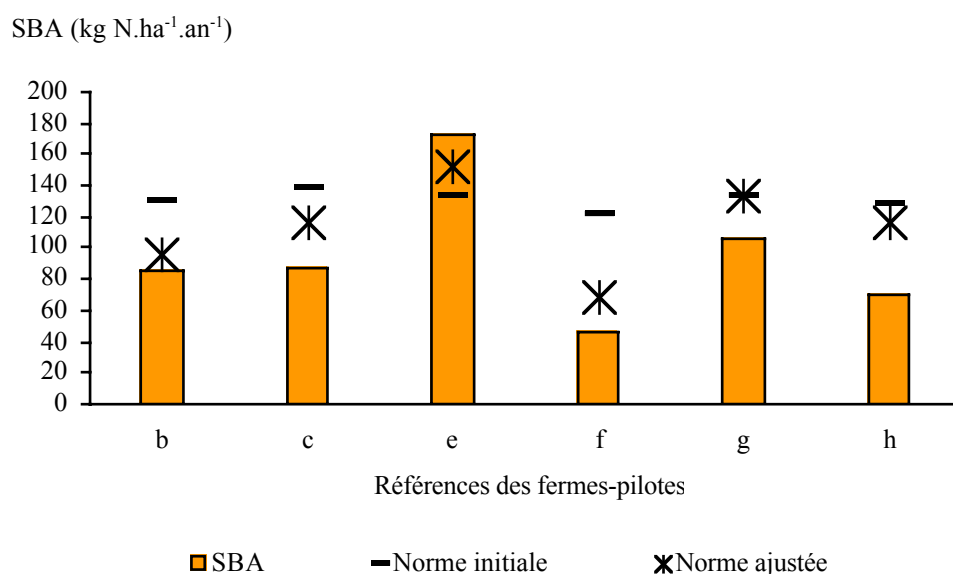
Dans le groupe de fermes-pilotes, la valeur moyenne du Bh' est de 21,4 kg N.ha⁻¹.an⁻¹. A cette valeur correspond une nouvelle norme du **SBA** de 114 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ avec un intervalle de confiance (Figure 28) de 80 et 150 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ pour $\alpha = 0,05$.

En utilisant l'équation 16, dans laquelle l'**APL** fixés à 68 kg N.ha⁻¹, la limite du **SBA** peut être adaptée à chaque ferme-pilote (Tableau 34) en fonction du Bh'.

Tableau 34 - Limites personnalisées du Solde du Bilan d'Azote (**SBA**)

	Ferme						Moyenne
	b	c	e	f	g	h	
Limite personnalisées de SBA	96	117	152	69	134	116	114

Les résultats montrent que les limites personnalisées de **SBA** varient entre 69 et 152 kg N.ha⁻¹.an⁻¹. Ce calcul met en évidence l'intérêt de discerner les fermes dont les caractéristiques structurelles permettent un **SBA** plus élevé sans pour autant mettre en danger la qualité des eaux souterraines.

Figure 29 - Exemple de limites personnalisées du **SBA** pour les fermes-pilotes ECOFARM

Dans le cas des fermes-pilotes ECOFARM, il apparaît bien (Figure 29) que lorsque les **SBA** sont comparés à la norme initiale, seule la ferme **e** dépasse la limite et que les fermes **b**, **c**, **h** et surtout **f** sont au-dessous de la limite. Lorsque la limite du **SBA** est ajustée, il apparaît que les fermes **b** et **f** se rapprochent nettement de la limite et que les fermes **c**, **g** et **h** ont encore de la marge. Pour la ferme **e** la limite est dépassée dans les deux cas, mais le dépassement est nettement moins important lorsque l'on se réfère à la limite ajustée.

A l'avenir, il serait intéressant de vérifier la relation pour des fermes dont la part de prairie dans la SAU est nettement différente de celle du groupe. D'autre part, la relation entre **SBA** et **APL** est probablement influencée davantage par les pertes par dénitrification et volatilisation à l'épandage dans des systèmes de production qui utilisent plus abondamment les engrais de ferme, et principalement, les lisiers.

C.4.4 Conclusions

L'étude de la relation des indicateurs **SBA** et **APL** entre eux et avec les caractéristiques des systèmes de production des fermes-pilotes a permis de dégager les conclusions suivantes.

- Les variations interannuelles des indices sont très importantes. Les relations entre les indicateurs systémiques étudiés et les caractéristiques structurelles et fonctionnelles des fermes n'apparaissent que lorsque l'analyse est effectuée à partir de moyennes pluri-annuelles des indices.
- L'**APL** est directement influencé par l'intensité de la fertilisation. Dans le contexte des fermes mixtes laitières biologiques, cette influence est indirectement mesurable par la charge SFP et la volatilisation à l'épandage.
- L'**APL** est aussi influencé par le taux de M.O. moyen des sols. L'influence est supposée s'exercer via un processus de minéralisation de l'humus en arrière-saison, au moment où l'azote libéré n'est pas complètement utilisé.

- Plusieurs équations montrent le lien entre le **SBA** et les pertes d'azote simulées : pertes liées à la traite et volatilisation à l'épandage. L'analyse des résultats montre que le **SBA** est, tout comme l'**APL**, essentiellement influencé par la charge de bétail et la fertilisation. Ces résultats viennent d'ailleurs confirmer ceux de la première partie de cette étude (chapitre REF C.2) traitant des relations entre le **SBA** et les facteurs structurels et fonctionnels des fermes-pilotes.
- Les pertes d'azote par dénitrification et volatilisation, les pertes liées à la traite et la variation du stock d'humus (balance humification-minéralisation) sont probablement à l'origine de la différence observée entre le **SBA** et l'**APL**. Une première estimation de ces pertes n'a pas permis d'expliquer cette différence. Une amélioration des estimations des pertes au niveau du système d'exploitation est susceptible de résoudre le problème.
- Une relation significative entre **SBA**, **APL** et la part de prairies pâturées et mixtes dans la SAU a été mise en évidence. L'explication de cette relation se base sur l'hypothèse d'un pouvoir tampon de la pâture qui redistribue l'azote excédentaire vers l'humus par humification et vers l'atmosphère par dénitrification et volatilisation. Partant de cette relation, une nouvelle estimation du stockage d'azote dans l'humus a permis de dégager une relation très significative entre **APL**, **SBA** et le bilan de l'humus calculé avec la relation $Bh' = 62,7 \text{ (prairies pâturées; \% de la SAU)} + 26,53 \text{ (prairies mixtes; \% de la SAU)}$. Les coefficients de cette relation correspondent, en principe, au taux moyen d'humification des prairies en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$.
- Cette relation entre **SBA** et **APL** permet d'estimer le risque de lessivage d'une ferme à partir du calcul du bilan annuel d'azote de l'assolement. Cette relation doit cependant être vérifiée pour des systèmes de production différents de celui d'ECOFARM.
- Cette relation entre **SBA** et **APL** permet aussi d'estimer une valeur limite du **SBA** pour chaque ferme en fonction de sa part de prairies pâturées et mixtes dans la SAU. Pour les fermes-pilotes ECOFARM, et avec un **APL** fixé à $68 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (chapitre C.3), la limite moyenne du **SBA** serait de $114 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ avec un intervalle de confiance allant de 80 à $150 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$.
- Une limite du **SBA** ajustée pour chaque ferme en fonction de la relation avec **APL** permet de mieux gérer les risques de pollution des eaux souterraines que l'utilisation d'une limite initialement calculée sur la seule base de la part des prairies dans la SAU.

Partie D

Conclusions générales et perspectives

D.1 Conclusions générales

Il se dégage de l'étude méthodologique du développement de systèmes de production en ferme-pilote que ce type d'approche demande de respecter quelques étapes préparatoires.

Le préalable de toute modification de système de production en ferme-pilote doit, au minimum, être de définir les indicateurs et les normes. L'expérience ECOFARM a bien montré qu'il était difficile de développer simultanément des indicateurs et des méthodes systémiques de gestion. L'avancement des recherches en cours sur les indicateurs agri-environnementaux devrait permettre de disposer à l'avenir d'un large choix d'outils d'évaluation. Par contre, les méthodes systémiques de gestion peuvent être, au début, à l'état embryonnaire car c'est justement l'objet du travail en ferme-pilote que de les développer. Ensuite, il est impératif de réserver un temps d'observation pour relever les indices de la ferme avant toute modification. Ce relevé constitue l'état initial et sert de témoin pour l'évaluation des relevés ultérieurs. Tant pour ECOFARM que pour PROP'EAU-SABLE, ces étapes préparatoires ont duré deux années. Cependant, cette préparation pourrait durer moins longtemps dans le cas où les indicateurs sont en majorité déjà disponibles.

La sélection du groupe d'agriculteurs-pilotes doit être basée sur les caractéristiques techniques du système de production ainsi que sur le savoir-faire de l'agriculteur et sa capacité de travail en équipe.

Les progrès des fermes-pilotes peuvent être évalués par rapport aux indices des autres fermes du groupe (sous condition du respect de l'anonymat), par rapport aux normes et par rapport à l'état de leur ferme au cours des années antérieures. Les méthodes systémiques de gestion doivent, quant à elles, être sur la base de la proportion de fermes du groupe qui respectent les normes des indicateurs qu'elles influencent. L'accomplissement des objectifs est facilement évalué sur la même base que pour les méthodes systémiques de gestion, mais cette fois en regroupant les indicateurs liés à l'objectif évalué.

Il est important de tenir compte du temps de réponse du système de production vis-à-vis des modifications réalisées. Dans certains cas, plusieurs années sont nécessaires pour obtenir une modification significative des indicateurs.

Il est apparu que le développement de systèmes de production en ferme-pilote suscite un gros intérêt de la part des agriculteurs en raison, probablement, du rôle central que ce type d'approche lui attribue dans l'utilisation d'indicateurs et le développement de méthodes systémiques de gestion. L'agriculteur est d'autant plus intéressé par la recherche et actif dans celle-ci que l'information relative aux indicateurs, aux méthodes systémiques de gestion, aux modes d'évaluation et aux objectifs de la recherche est compréhensible suite à une intense vulgarisation.

Dans le contexte de la recherche ECOFARM, une étude approfondie de deux indicateurs de la gestion de l'azote a été réalisée. La mesure du bilan d'azote de l'assolement a permis de constater des différences importantes entre les fermes et que ces différences se maintiennent d'une année à l'autre.

En moyenne, les fermes montrent un SBA de 93 kg N ha^{-1} ce qui est situé au-dessous de la norme. Une ferme sur huit excède cette norme. L'analyse des flux d'azote montre que la fixation symbiotique et la fertilisation correspondent environ chacun à un tiers des entrées et que les productions végétales correspondent environ à un tiers des sorties. Le solde, soit les pertes d'azote dans l'environnement et le stockage d'azote dans l'humus correspondent à environ la moitié des sorties. L'analyse de la variabilité des flux d'azote montre que, entre les fermes, les paramètres qui varient le plus sont, par ordre décroissant, la fertilisation, la fixation symbiotique et la production végétale. L'analyse des relations entre le solde du bilan et les caractéristiques structurelles des exploitations montre une relation positive avec la fertilisation et avec la production animale et une relation négative avec la surface de l'exploitation.

En outre la mesure des bilans d'azote a permis de relever les rendements végétaux, la fertilisation azotée et la teneur en azote des produits végétaux et des engrais de ferme dans huit fermes biologiques. La variabilité des résultats d'analyse a été étudiée. Ces informations constituent désormais une base de donnée rare et intéressante.

L'étude de l'indicateur de lessivage : Azote Potentiellement Lessivable (APL) a montré la nécessité d'effectuer, si possible, les prélèvements jusqu'à 1,5 m de profondeur. L'APL par ferme montre que les fermes biologiques causent parfois un risque de pollution des eaux souterraines lorsque les conditions climatiques entraînent une augmentation généralisée des reliquats d'azote post-cultureux.

Une pondération de l'APL de chaque ferme par rapport à l'APL moyen du groupe permet de définir un APL relatif. Cette expression du résultat permet de comparer une ferme d'une année à l'autre en prenant comme référence la valeur moyenne du groupe chaque année.

L'APL permet également de distinguer les cultures risquées du point de vue du lessivage lorsque les mesures de reliquats sont regroupées par culture. Pour ECOFARM, les cultures à risque sont la pomme de terre, le maïs, le chicon et la féverole.

La grande variabilité interannuelle des indices ne permet pas d'obtenir des relations entre SBA, APL et les caractéristiques des exploitations. Cependant lorsque les relations sont étudiées à partir des valeurs moyennes pluri-annuelles, plusieurs relations significatives apparaissent. Les relations de l'APL moyen avec la fertilisation, charge animale, la volatilisation à l'épandage et le taux de matière organique du sol permettent d'envisager de calculer de manière indirecte l'APL moyen d'une ferme.

Des relations significatives ont été mises en évidence entre le SBA moyen et les pertes d'azote liées à la traite et la volatilisation d'azote à l'épandage.

La relation la plus intéressante est celle qui relie le SBA moyen à l'APL moyen en fonction de l'importance des prairies pâturées et mixtes. D'une part, cette relation met en évidence un certain pouvoir tampon des prairies pâturées et mixtes vis-à-vis de l'azote excédentaire du bilan.

D'autre part la relation permet d'améliorer l'estimation de la limite du SBA en utilisant la limite de l'APL.

Cette observation a permis d'envisager une nouvelle estimation simple du bilan humique au niveau de l'exploitation en se basant sur l'importance des prairies pâturées et mixtes dans la

SAU et en distinguant l'effet des prairies pâturées de celui des prairies mixtes. Cette nouvelle estimation du bilan humique (Bh') explique très bien la différence entre le SBA et l'APL moyens. La relation entre SBA, APL et Bh' permet de calculer l'APL à partir du SBA et du Bh' ce qui présente potentiellement un grand intérêt pour le suivi en ferme du risque de pollution des eaux souterraines.

D.2 Perspectives

La méthode de développement de systèmes de production en ferme-pilote a été ébauchée dans la recherche ECOFARM et ensuite améliorée avec la recherche PROP'EAU-SABLE. Elle est maintenant suffisamment au point pour être utilisée pour différents systèmes agricoles dans différentes régions. Elle nécessite de disposer d'objectifs précis et des indicateurs adaptés aux objectifs et aux systèmes d'exploitation visés. Ces recherches doivent déboucher sur la définition de méthodes systémiques de gestion qui seront ensuite disséminées dans la population agricole concernée.

Cependant, des améliorations devraient être apportées au niveau de la présentation générale des indices et des méthodes systémiques de gestion. Or, cette présentation est cruciale pour intéresser les agriculteurs-pilotes. Il faudrait probablement développer la présentation en se basant davantage sur des icônes ou des images et en faisant appel à des codes de couleur. L'utilisation de graphiques en étoile et de cartes du parcellaire va dans ce sens et il faudrait certainement renforcer cette tendance. Outre ces améliorations de présentation, le développement de systèmes de production en ferme-pilote sera probablement, à l'avenir, fortement influencé par l'amélioration des indicateurs.

L'indication d'une relation entre le solde du bilan, le risque de lessivage et la part de prairies pâturées et mixtes offre des perspectives intéressantes dont la dernière estimation du bilan humique au niveau de la ferme en est une bonne illustration.

Cette relation élargit la voie de la recherche de propriétés systémiques des composantes d'un système de production. Il faut, tout d'abord, confirmer la relation avec un plus grand nombre d'observation. Il faut ensuite analyser le rôle de la prairie pâturée et mixte dans d'autres systèmes de production, non-biologiques par exemple. A l'avenir, il serait intéressant d'étudier les propriétés systémiques d'autres composantes (cheptel, grandes cultures, main-d'œuvre, etc.) par rapport à d'autres aspects comme le contrôle de la santé des cultures, des animaux, la consommation d'énergie fossile, l'érosion des terres, l'émission de pesticides dans l'environnement, etc.

Au niveau de la gestion des flux d'azote, le travail confirme un certain nombre d'hypothèses qui mettent en évidence un moindre risque de lessivage dans les systèmes de production plus herbagers pour un solde de bilan équivalent. Les hypothèses d'une réduction du risque par une augmentation du stockage de l'azote dans le sol et par une augmentation de la dénitrification restent cependant à démontrer. Il faut aussi étudier cette dénitrification en prairie afin de mesurer l'émission de N_2O , laquelle est évidemment contraire aux objectifs du développement durable.

Les relations entre SBA et l'APL, si elles sont confirmées par d'autres expériences, offrent deux intérêts pratiques :

- d'une part, le risque de lessivage pourrait se calculer indirectement par le calcul du solde du bilan, ce qui entraîne une réduction importante du coût de l'indicateur et augmente fortement l'attrait du calcul du bilan d'azote dans une exploitation;
- d'autre part, la définition d'une norme pour l'APL pourrait, via la relation avec le SBA,

servir de guide pour la définition d'une norme pour le SBA.

Au niveau de l'agriculture biologique, la thèse montre que, sous réserve de la pertinence des normes, les fermes testées ne causent pas, en général, de risque de pollution en azote. Cependant, l'étude montre aussi que, avec le Cahier des Charges actuel, des pollutions en azote sont possibles. Dès lors, il pourrait être envisagé d'adopter en agriculture biologique le contrôle et la limitation des flux d'azote par un bilan annuel d'azote sur l'assolement.

A un niveau plus technique, l'étude de la variabilité des teneurs en azote des produits agricoles et des engrais de ferme donne un moyen de cibler, lors d'un suivi des flux d'azote d'une ferme, les produits ou engrais de ferme qui doivent être analysés en priorité.

La mesure de l'APL au niveau d'une ferme doit encore être améliorée par la mise au point d'un appareil de sondage du sol rapide et moins coûteux. En outre, des études de la variabilité spatiale de la teneur en azote nitrique des sols devraient permettre de préciser le protocole de prélèvement et d'améliorer la fiabilité de la mesure.

Il serait intéressant de réaliser un système expert d'aide à la décision pour chaque méthode systémique de gestion. Cette tentative aurait le mérite de clarifier et d'hierarchiser les facteurs décisionnels qui précèdent une modification du système de production ou une partie de celui-ci. Le préalable à cette modification serait une description détaillée des composantes fonctionnelles du système (cfr. page 13) et des liens qui existent entre les éléments du système et leur(s) fonction(s) agricole(s). Ce préalable peut probablement être facilement réalisé pour une méthode systémique de gestion "simple" comme la GIN mais serait nettement plus difficilement réalisé pour des méthodes systémiques de gestion telles que la GMF, GMR ou GMP.

Partie E

Références bibliographiques

- Addiscot, T.M. (1990). Measurement of nitrate leaching : a review of methods. In *Nitrates, agriculture, eau*, pp 157-168. INRA; Paris.
- Anonyme (1994). *Le diagnostic agri-environnemental d'exploitation (DAE), quelques éléments de méthode*. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche; Paris.
- ARC (Agriculture Research Council) (1980). *The Nutrient Requirements of Ruminant Livestock*, Commonwealth Agricultural Bureaux; Farnham Royal, United Kingdom.
- Asman, W.A.H. & Van Jaarsveld, H.A. (1992). A variable-resolution transport model applied for NH_x in Europe. *Atmospheric Environment*, **26**, 445-464.
- Barracough, D. & Jarvis, S.C. (1989). The responsible management of nitrogen in grassland. In *Environmentally responsible grassland management*. BGS Winter Meeting. BGS; London.
- Beaudoin, N., Mary, B. & Vigour, N. (1995). Groundwater quality and crop management in small catchment area. In *Soil Management in Sustainable Agriculture* (F. Hadrian & C.L. Howard, eds.), pp. 520-525. Wye College, University of London; Wye, United Kingdom.
- Bechman, M., Eggestad, H.O. & Vagstad, N. (1998). Nitrogen balances and leaching in four agricultural catchments in Southeastern Norway. *Environmental Pollution*, **102**, 493-499.
- Boller, B. (1988). Biologische Stickstoff-Fixierung von Weiß- und Rotklee unter Feldbedingungen. *landwirtschaft Schweiz*, **1(4)**, 251-253.
- Bonny, S. (1994). Les possibilités d'un modèle de développement durable en agriculture. Les cas de la France. *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, **23**, 5-15.
- Bordenave, P., Bouraoui, F. Gascuel-Odoux, C., Molenat, J. & Merot, P. (1999). Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Actes du colloque 24, pp 311-333.
- Braun-Blanquet, J. (1932). *Plant sociology. The study of plant communities*. McGraw Hill, New-York-London.
- Bremner, J.M. & Yeomans, J.C. (1987). Laboratory techniques for determination of different forms of nitrogen. In *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems* (J.R. Wilson, ed.), pp. 399-414. Brisbane, Australia.
- Brouwer, F. (1998). Nitrogen balances at farm level as a tool to monitor effects of agri-environmental policy. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **52**, 303-308.
- Bujsman, E. & Erisman, J. W. (1986). *Ammonium wet deposition flux in Europe*. IMOUE Report R-85-5; Utrecht, Netherlands.
- Bulley, N.R. & Bertrand, R.A. (1980). *Manure management guidelines for dairy manure applied to corn and grassland*, British Columbia Min. Agr. and Food; London.

- Caird, L. & Holmes, W. (1986). The production of voluntary intake of grazing dairy cows. *Journal of Agricultural Research*, **35**, 565-578.
- Calvet, G. (1986). La fertilisation autre qu'azotée des prairies pâturées. *Dossiers techniques du SCPA prairie*, **39**. 6 pp.
- Castle, M.E. (1976). A simple disc instrument for estimating herbage yield. *Journal of Brit. Grassl. Soc.*, **31**, 37-40.
- CEA (Centre d'Economie Agricole) (1999). *La rentabilité de l'exploitation agricole en 1997*. Ministère des Classes Moyennes et de l'Agriculture, Administration Recherche et Développement - DG 6, CEA; Bruxelles.
- CEMAGREF de Rennes & Chambre d'Agriculture des Côtes-du-Nord (1988). *Bilan de l'azote à l'exploitation*. Ed. Mission Eau-Nitrates; Paris.
- CCE (Conseil des Communautés Européennes) (1992). Règlement 2078/92 concernant des méthodes de production agricole compatibles avec les exigences de la protection de l'environnement ainsi que l'entretien de l'espace naturel. *Journal officiel des Communautés européennes*, **L 215**.
- Chambers, B.J., Smith, K.A. & Van der Weerden, T.J. (1997). Ammonia emissions following the land spreading of solid manures. In *Gaseous Nitrogen emissions from Grasslands* (S.C. Jarvis & B.F. Pain, eds.), pp. 275-280. CAB International; Oxon, United Kingdom.
- COMIFER - Comité Français d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée (1996). *Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles*. COMIFER; Paris, France.
- CSW - Commission des Sols de Wallonie (1988). Rapport d'activités de la période 1987-1988. Centre de recherche de l'Etat, Service des Sciences du Sol; Gembloux, Belgique.
- CSW - Commission des Sols de Wallonie (1991). Rapport d'activités de la période 1990-1991. Centre de recherche de l'Etat, Service des Sciences du Sol; Gembloux, Belgique.
- De Becker, E., Billen, G., Rousseau, V. & Stainier, E. (1985). *Etude de la contamination azotée des eaux souterraines et de surface dans le bassin de la Dyle à Wavre - Rapport final*, Ministère de la Région Wallonne pour l'eau, l'environnement et la vie rurale. Université Libre de Bruxelles; Brussels.
- de Bonneval, L. (1993). *Systèmes agraires, systèmes de production*. INRA; Paris.
- De Rosnay, J. (1975). *Le macroscopie*, Seuil; Paris.
- Decau, M.L., Delaby, L. & Rabe, B. (1997). AzoPât : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II- Les flux du système sol-plante. *Fourrages*, **151** : 313-330.
- Delaby, L., Decau, M.L., Peyraud, J.L. & Accarie, P. (1997). AzoPât : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. I - Les flux associés à l'animal. *Fourrages*, **151**, 297-311.

- Dovers, S. (1989). Sustainability : definition, clarifications and contexts. *Journal of SID Development*, **2/3** : 33-36.
- El Titi, A. 1990. Farming system research at Lautenbach, Germany. *La recherche agronomique en Suisse*, **29**, 237-247.
- Frangmeier, A., Hadwinger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L. & Jäger, H.J. (1994). Effect of atmospheric ammonia on vegetation - a review. *Environmental Pollution*, **86**, 43-82.
- Faruggia, A., Decau, M. L., Vertès, F. & Delaby, L. (1997). En prairie, la balance azotée à l'échelle de la parcelle. *Fourrages*, **151**, 281-290.
- Fraters, B., Vissenberg, H.A., Boumans, L.M.J., De Haan, T. & De Hoop, D.W. (1997). Meetprogramma : kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven in het zandgebied. RIVM /LEI-DLO; Wageningen, Netherlands.
- Garwood, E.A., Ryden, J.C. & Tyson, K.C. (1986). Nitrogen losses from drained grassland. In *Grassland manuring*, BGS Occasional symposium 20, pp70-74. BGS; London.
- Garwood, E.A., Tyson, K.C. & Clement, C.R. (1977). A comparison of yield and soil conditions during 20 years of grazed grass and arable cropping. In *Technical report 21*, Grassland Research Institute, Hurley, United Kingdom.
- Genon, J.C. & Dupain, S. (1989). *Management systems to reduce impact of nitrates*. Elsevier Science Publishers Ltd, United Kingdom.
- Girardin, P., Bockstaller, C. & van-der-Werf, H. M. G. (1999). Indicators: Tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, **13** (4), 5-21.
- Girardin, P., Bockstaller, C. & van der Werf, H. M. G. (2000). Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review*, **20**: 227-239.
- Goossensen, F.R. & Meeuwissen, P.C. (1990). *Advies van de Commissie Stikstof - Onderzoek inzake de mest - en ammoniakproblematiek in de veehouderij 9; bijlage V- Relatie N-mineraal in het najaar met nitraatuitspoeling*, tweede druk. Commissie van deskundigen in opdracht van de ministers van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Verkeer en Waterstaat. DLO; Wageningen, Netherlands
- Gransted, A. (1995). Studies of the flow, supply and Losses of nitrogen and other plant nutrients in conventional and ecological agricultural systems in Sweden. . *Biological Agriculture and Horticulture*, **11**, 51-67.
- Guns, A. (1998). *Mise en œuvre de la Directive CEE 91/676 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir des sources agricoles - Rapport final*, Ministère de la Région Wallonne, Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Service des Eaux Souterraines; Jambes, Belgium.
- Hardwood, R.R. (1990). An history of sustainable agriculture. In *Sustainable agricultural systems* (C.A. Edward *et al.*, eds.). Pp 3-19. Soil and Water Conservation Society; USA.

- Hargrove, W.L. (1988). Evaluation of ammonia volatilization in the field. *J. Prod. agri.*, **1**, 104-111.
- Hénin, S. (1992). Azote et prairies : questions et perspectives. *Fourrages*, **132**, 339-346.
- Høgh-Jensen, H. & Kristensen, E.S. (1995). Estimation of biological N₂ fixation in a clover-grass system by the ¹⁵N dilution method and the total N difference method. *Biological Agriculture and Horticulture*, **11**, 203-221.
- Hutchings, N.J. & Kristensen, I.S. (1995). Modelling mineral nitrogen accumulation in grazed pasture : will more nitrogen leach from fertilized grass than unfertilized grass/clover ? *Grass and forage science*, **50**, 300-313.
- IRC-ISO (1985). *Effect of ammonia on the acidification of the environnement*. ECC contract, 85, B6600-11-036-11N. IRC-ISO; Tervuren, Belgium.
- Jarvis, S.C. & Pain, B.F. (1990). *Ammonia volatilisation from agricultural land*. Proceedings n°28. The fertiliser Society; Peterborough, United Kingdom.
- Jordan, V W L & Hutcheon, J A. (1994). Economic viability of less-intensive farming systems designed to meet current and future policy requirements : 5-year summary of the LIFE project. *Aspects of Applied Biology*, **40**, 61-68.
- Kazenwadel, G., Zeddies, J. & Løthe, K. (1997). Balancing greenhouse gases and reduction of emission in grassland farming systems. In *Gaseous nitrogen emissions from grasslands* (S. C. Jarvis & B.F. Pain, eds.), pp. 373-381. CAB International; Oxon, United Kingdom.
- Klarenbeek, J.V. & Bruins, M.A. (1988). Ammonia volatilisation from livestock buildings and slurry spreading in the Netherlands. In *Volatile emissions from livestock farming and sewage operations* (V.C., Nielsen, J.H. Vooburg & P., L'hermite, eds.), pp. 73-84. Elsevier Applied Science; London.
- Köpke, U. (1995). Nutrient management in organic farming systems : the case of nitrogen. *Biological Agriculture and Horticulture*, **11**, 15-29.
- Korsaeth, A. & Eltun, R. (2000). Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **79**, 199-214.
- Kristensen, E. S., Høgh –Jensen, H. & Kristensen, I.S. (1995). A simple model for estimation of atmospheric-derived nitrogen in grass-clover systems. *Biological Agriculture and Horticulture*, **12**, 263-276.
- Kücke, M.K. & Kleeberg, P. (1997). Nitrogen balance and soil nitrogen dynamics in two areas with different soil, climatic and cropping conditions. *European Journal of Agronomy*, **6**, 89-100.
- Lakanen, E. & Erviö, R. (1971). A comparison of 8 extractants for the determination of plant available micronutrient in soils. *Acta Agralia Fennica Helsinki*, **123**, 199-215.

- Lantinga, E. A., Kenning, J.A., Groenvold, J. & Deenen, P.J. (1987). Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effects on sward quality, herbage production and utilisation. In *Animal manure on grassland and fodder crops : fertilizer or waste ?* (H. G. van der Meer, R. J. Unwin, T.A. van Dijk & G.L. Ennick, eds.), pp. 103-117. Martinus Nijhoff Publishers; Dordrecht, the Netherlands.
- Lauer, D.A., Bouldin, D. & Klausner, S.D. (1976). Ammonia volatilization from dairy manure spread on the soil surface. *Journal of Environment Quality*, **5**, 134-141.
- Laurent, F., Farrugia, A. Vertes F. & Kerveillant, P. (1999). Effet des modes de conduite de la prairie sur les pertes d'azote par lessivage. Propositions pour une maîtrise du risque à la parcelle. In *Fertilisation azotée des prairies dans l'Ouest - Recueil des communications*. INRA; Paris.
- Loiseau, P. El Habchi, E. de Montard, F.X. & Triboli, E. (1992). Indicateurs pour la gestion de l'azote dans les systèmes de culture incluant la prairie temporaire de fauche. *Fourrages*, **129**, 29-43.
- Lord, E.I., Russel, K. & Shepherd, M.A. (1995). Measuring effect of the husbandry on nitrate leaching using porous ceramic cups and soil sampling. *Biological Agriculture and Horticulture*, **11**, 257-264.
- Mac Naeidhe, F. & Murphey, W. (1998). *Advanced Ecological Farming Systems based on best practices with organic farmers pilot-groups - Individual progress report 4*, Teagasc; Wexford, Ireland.
- Machet, J.M. & Mary, B. (1990). Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture. In *Nitrates-Agriculture-Eau* (R. Calvet, eds), pp. 395-403. INRA; Paris.
- MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food) (1975). Energy allowances and feeding systems for ruminants. In *MAFF Technical Bulletin 33*. London HSMO; London.
- Menzi, H., Katz, P., Firck, R., Fahrni, M. & Keller, M. (1997). Ammonia emissions following the application of solid manure to grassland. In *Gaseous nitrogen emissions from grasslands* (S. C. Jarvis & B.F. Pain, eds.), pp. 265-274. CAB International; Oxon, United Kingdom.
- Ministère de l'Agriculture, 1993. *L'alimentation de la vache laitière*, 4^{ème} édition revue. Ministère de l'Agriculture, Service Information; Bruxelles.
- Moal, S.F., Martinez, J., Guiziou, F. & Coste, C.M. (1995). Ammonia volatilization following surface applied pig and cattle slurry in France. *Journal of Agricultural Sciences*, **125**, 245-272.
- OCDE - Organisation de Coopération et de Développement Economique (1997). *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture*. Editions de l'OCDE; Paris.
- Oenema, O., Boers, P.C.M., van Eerd, M.M., Fraters, B., van der Meer, H.G., Roest, C.W.J., Schröder, J.J. & Willems, W.J. (1998). Leaching of nitrate from agriculture to groundwater : the effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental Pollution*, **102**, 471-478.

- Oenema, O., Boers, P.C.M., Van Eerd, M.M., Fraters, B., Van Der Meer, A.G., Roest, C.W.J. & Willems, W.J. (1997). *The nitrate problem and nitrate policy in the Netherlands*. Nota 88. AB-DLO; Wageningen, Netherlands.
- OFAG (Office Fédéral de l'Agriculture) (1996). Exigences minimales pour la production intégrée. In *Le point sur la production intégrée*, Chap. 9. SRVA; Lausanne, Switzerland.
- Parris, K. (1998). Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. *Environmental Pollution*, **102**, 219-225.
- Peeters, P. & Desmedt, P. (1990). Protection des eaux brutes. L'eau souterraine. *Bulletin d'information de l'ANSEAU*, Vol. 3, pp. 1-10. ANSEAU; Brussels.
- Peyraud, J.L (2000). Fertilisation azotée des prairies et nutrition des vaches laitières. Conséquences sur les rejets d'azote. *Productions animales*, **13**, 61-72.
- Philips, L., Stopes, C.E. & Woodward, L. (1995). The impact of cultivation practices on nitrate leaching from organic farming systems. In *Soil Management in Sustainable Agriculture* (F. Hadrian & C.L. Howard, eds.), pp. 488-496. Wye College, University of London; Wye, United Kingdom.
- Piñeros Garcet, J.D., Tilmant, A., Javaux, M., Degand, E., Vanclooster, M., Persoons, E. & Rentmeesters, G. (2000). *Mobilité des Nitrates au-dessous des Cultures Agricoles. Etude expérimentale et numérique en vue de la mise en œuvre du programme d'action de la directive européenne CEE/91/676*. Département des Sciences du Milieu et de l'Aménagement du Territoire, Université catholique de Louvain; Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Pointereau, P. & Bochu, J.L. (1997). Création d'un outil de diagnostic agri-environnemental pour étudier, évaluer et développer l'agriculture durable en Midi-Pyrénées. In *Interactions entre agriculture et environnement. Quels outils de diagnostic ?* Actes du colloque du 2 avril 1997, pp. 22-28. Ministère de l'Agriculture de la Pêche et de l'Alimentation; Paris.
- Prasad, R. & Power J. F. (1997). *Soil fertility management for sustainable agriculture*. CRC Press; Boca Raton, Florida. 356 pp.
- Rück, F., Homevo-Agassa, C. & Stahr, K. (1997). Significance of gaseous losses on the nitrogen balance in Subalpine grasslands. In *Gaseous nitrogen emissions from grasslands* (Jarvis, S. C. & Pain, B. F., eds.). pp.73-75. CAB International, Oxon, United Kingdom.
- Ryden, J.C & Rolston, D.E. (1983). The measurement of denitrification. In *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-soil Systems, Developments in Plant and Soil Sciences 9* (J.R. Freney & J.R. Simpson, eds.), pp. 91-132. Martinus Nijhoff; The Hague, Netherlands.
- Ryden, J.C. (1983). Denitrification loss from grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J. Soil Science*, **34**, 355-365.
- Ryden, J.C., Ball, P.R. & Garwood, E.A. (1984). Nitrate leaching from grassland. *Nature*, **311** (n°5981), 50-53.

- Sands, G.R. & Podmore, T.H. (2000). A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **79**, 29-41.
- Sapek, A. (1997). Nitrogen balances in permanent grassland. In *Gaseous nitrogen emissions from grasslands* (S. C. Jarvis & B.F. Pain, eds.), pp. 391-395. CAB International; Oxon, United Kingdom.
- Scholefield, D., Lockyer, D.R., Whitehead D.C. & Tyson, K.C. (1991). A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant and Soil*, **132**, 165-177.
- Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communications. *Bell System technical Journal*, **27**, 379-423, 623-656.
- Simon, J.C. & Le Corre, L. (1992). Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole : méthodologie, exemples de résultats. *Fourrages*, **129**, 79-94.
- Simon, J.C., Peyraud, J.L., Decau, M.L., Delaby. L., Vertès, F. & Delagarde, R. (1996). Gestion de l'azote dans les systèmes prairiaux pâtures permanents ou de longue durée. In *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes* (G. Lemaire & B. Nicolardot, eds.), pp. 201-216. INRA; Paris.
- Simon, J.C., Vertès, F., Decau, M.L. & Le Corre, L. (1997). Les flux d'azote au pâturage. I - Bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. *Fourrages*, **151**, 249-262.
- Sommer, S.G., Olesen, J.E. & Christensen, B.T. (1991). Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Sciences*, **117**, 91-100.
- Stenberg, M., Aronsson, H., Linden, H., Rydberg, T. & Gustafson, A. (1999). Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research*, **50**, 115-125.
- Stevens, R.J. & Laughlin, R.J. (1997). The impact of cattle slurries and their management on ammonia and nitrous oxide emissions from grassland. In *Gaseous nitrogen emissions from grasslands* (S. C. Jarvis & B.F. Pain, eds.), pp. 233-256. CAB International; Oxon, United Kingdom.
- Thomas, C., Reeve, A. & Fisher, G.E.J. (1991). *Milk from grass*, (2nd edition). Publishers : ICI, SAC, IGER. Distributor : BGS; Reading, UK.
- Tranchefort, J. (1974). *La régression*. ITCF; Paris.
- Tyson, K.C., Scholefield, D., Jarvis, S.C. & Stones, AC. (1997). A comparison of animal output and nitrogen leaching losses recorded from drained fertilized grass and grass/clover pasture. *Journal of Agricultural Science*, **129**, 315 -323.
- Van Bol, V. & Peeters, A. (1997)¹. Comparison of three nutrient balance methods for nitrogen, phosphorus and potassium on an annual basis with a group of mixed-dairy organic farms. *NENOF - Newsletter of the European Network for Scientific Research Coordination in Organic Farming*, **5**, 6-13.

- Van Bol, V. & Peeters, A. (1997)². *Advanced Ecological Farming Systems (EFS) based on best practices with Organic farmers pilot-groups*, draft final report, Laboratoire d'Ecologie des Prairies, Université catholique de Louvain; Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Van Bol, V., Carlier, L., Graindorge, C., Henry de Frahan, B., Installé, M., Machiels, M., Meiers, P., Mormont, M., Peeters, A., Sneessens, J-F. & Stassart P. (1998). *Indicateurs et normes économiques, sociologiques et agronomiques des systèmes de production agricole durable - SAFE "Sustainability Aspects of Farming and Environment "*. Laboratoire d'Ecologie des Prairies, Université catholique de Louvain; Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Van Bol, V., Vereijken, P., Mac Naeidhe, F. & Peeters A. (1997). *Guide for EFS conversion - Annex 2 of the Draft Final Report*. Laboratoire d'Ecologie des Prairies, Université catholique de Louvain; Louvain-la-Neuve, Belgium.
- van Breemen, N. & van Dijk, H.F.G. (1988). Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in The Netherlands. *Environment Pollution*, **54**, 249-274.
- Van der Eerden, L., De Vries, W. & Van Dobben, H. (1998). Effect of ammonia deposition on forest in The Netherlands : facts and fiction. *Atmospheric Environment*, **32**, 525-532.
- Van der Werff, P.A., Baars, A. & Oomen, G.J.M. (1995). Nutrient balances and measurement of nitrogen losses on mixed ecological farms on sandy soils in The Netherlands. *Biological Agriculture and Horticulture*, **11**, 41-50.
- Van der zee, S. E. A. T. M., Van Riemsdijk, W. H., & de Haan, F. A. M. (1990). *Het protocol fosfaatverzadigde gronden*. Deel I en II. Vakgroep bodemkunde en plantenvoeding. Landbouwniversiteit; Wageningen, Netherlands.
- Van Erp, P.J., Boumans, L.M.J., Kloet, C.J., Oenema, O. & Van Dijvenbooden, W. (1990). Relation between N input and nitrate concentration of grainwater on arable farms. In *Nitrates, agriculture, eau* (Calvet R., eds.), pp. 361-373. INRA; Paris.
- Van Vuuren, A.M. & Meijs, J.A.C. (1987). Effect of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. In *Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste ?* (H.G. van der Meer *et al.*, eds.), pp. 17-26. Martinus Nijhoff; Dordrecht, Netherlands.
- Vereijken, P. & Kloen, H. (1994). *Advanced Ecological Farming Systems based on best practices with organic farmers pilot-groups*, Individual progress report 1, AB-DLO; Wageningen, Netherlands.
- Vereijken, P. & Kloen, H. (1998). *Advanced Ecological Farming Systems based on best practices with organic farmers pilot-groups*, Individual progress report 4, AB-DLO; Wageningen, Netherlands.
- Vereijken, P. (1994). *Designing prototypes*, Progress report 1 « Research network for EU and associated countries on Integrated and Ecological Arable Farming Systems. AB-DLO; Wageningen, Netherlands.
- Vereijken, P. (1995). *Designing and testing prototypes*, Progress report 2 « Research network for EU and associated countries on Integrated and Ecological Arable Farming Systems. AB-DLO; Wageningen, Netherlands.

- Vereijken, P. (1996). *Testing and improving prototypes*, Progress report 3 « Research network for EU and associated countries on Integrated and Ecological Arable Farming Systems. AB-DLO; Wageningen, Netherlands.
- Vereijken, P. (1998). *Improving and disseminating prototypes*, Progress report 4 « Research network for EU and associated countries on Integrated and Ecological Arable Farming Systems. AB-DLO; Wageningen, Netherlands.
- Verhaegen, E., Mathieu, P. & Degand, J. (1995). *Prise en compte du développement durable dans les politiques et les actions de développement agricole au Burkina Faso*. Université catholique de Louvain, Institut d'Etudes du Développement et Unité d'Economie Rurale de l'Université Catholique de Louvain; Louvain-La-Neuve, Belgium.
- Vertès, F. & Decau, M. L. (1992). Suivis d'azote minéral dans les sols : risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal. *Fourrages*, **129**, 11-28.
- Vertès, F., Simon, J. C., Le Corre, L. & Decau, M. L. (1997). Les flux d'azote au pâturage : II. Etude des flux et de leur effets sur le lessivage. *Fourrages*, **151**, 263-280.
- Vertès, F., Soussana, J.F. & Touault, F. (1995). Utilisation des marquages 15-N pour la quantification de flux d'azote en prairie pâturées. In *Les Isotopes stables pour l'étude du fonctionnement des plantes*, INRA ; Paris.
- Walkley, A. & Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, **34**, 29-38.
- Watson, C.A. & Younie, D., 1995. Nutrient cycling in rotational cropping systems. In *Soil Management in Sustainable Agriculture* (F. Hadrian & C.L. Howard, eds.), pp. 346-353. Wye College, University of London; Wye, United Kingdom.
- Wattecamps, J.-M. (1993). Evolution de la teneur en nitrate. In *Les eaux de l'aquifère des Sables bruxelliens (Brabant-Hainaut Namur - Belgique)*. Rapport de stage présenté en vue de l'obtention de la Maîtrise en Sciences de l'Environnement. Fédération Universitaire Luxembourgeoise; Arlon, Belgium.
- WCED - World Commission on environment and Development (1987). *Our common future*. Oxford University Press; Oxford, United Kingdom. (traduit en français : CMED - Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (1998). Notre avenir à tous. Les Editions du fleuve; Montréal, Canada).
- Webster, C.P., Poulter P.R. & Goulding, K.W.T. (1999). Nitrogen leaching from winter cereals grown as part of a 5-year ley-arable rotation. *European Journal of Agronomy*, **10**, 99-109.
- Whitehead, D.C. (1995). *Grassland Nitrogen*, CAB international; Oxon, United Kingdom.
- Wijnands, F.G. (1998). A methodical way of prototyping more sustainable farming systems in interaction with pilot farms. In *Conference on Sustainability*; Stuttgart, Germany.

F- Annexes

Tableau 35 - Teneurs en Matière Organique, C.E.C., pH, K, P, Ca et Mg des parcelles ECOFARM

Ferme	Parcelle	Sole L / P	M.O. %	CEC meq.100g ⁻¹	pH eau	K	P	Ca mg.100g ⁻¹	Mg
1	A	P	4,0	10,7	6,2 •	17 •	3 -	154 •	12 •
1	B	P	3,8	10,5	6,1 •	12 -	2 -	143 •	8 -
1	C	P	3,8	11,3	6,1 •	16 •	2 -	144 •	15 +
1	D	P	3,7	10,4	6,8 •	15 -	5 •	230 +	17 +
1	E	P	3,9	11,5	5,9 -	17 •	2 -	141 •	9 -
1	F	P	4,0	13,7	6,0 •	15 -	3 -	174 •	12 •
1	G	P	3,6	14,3	6,3 •	19 •	5 •	191 •	12 •
1	H	L	2,0	11,2	6,9 •	19 •	5 •	184 •	10 •
1	I	L	1,8	11,8	7,0 •	20 •	8 +	216 +	8 -
1	J	L	2,2	11,6	7,1 •	23 •	10 +	213 +	12 •
1	K	L	2,2	10,2	7,2 •	22 •	11 +	253 +	12 •
1	L	L	2,0	8,8	6,5 •	13 •	4 +	133 •	10 +
1	M	L	1,7	9,1	7,1 •	18 +	8 +	165 +	9 •
2	A	P	5,4	15,1	6,9 •	24 •	12 +	305 +	22 +
2	B	P	4,6	14,4	6,8 •	21 •	9 +	243 +	22 +
2	C	P	5,7	16,6	7,0 •	27 •	11 +	301 +	27 +
2	D	L	3,2	10,2	7,0 •	16 •	4 •	203 •	15 +
2	E	L	1,8	9,7	7,2 •	26 +	6 +	180 +	12 +
2	F	L	1,6	8,5	6,7 •	18 +	10 +	160 +	10 •
2	G	L	2,1	10,4	7,1 •	30 +	14 +	171 •	13 •
2	H	L	1,8	9,7	7,4 •	21 +	10 +	220 +	11 +
2	I	L	2,1	10,5	7,5 •	23 •	12 +	240 +	13 •
2	J	L	2,5	16,0	7,6 +	27 •	9 +	333 +	21 +
2	K	L	1,7	8,8	7,2 •	21 +	9 +	162 +	10 +
2	L	L	2,0	8,0	7,0 •	26 +	11 +	144 +	11 +
2	M	P	4,6	13,1	7,1 +	23 •	11 +	290 +	20 +
2	N	P	4,6	13,9	6,9 •	31 +	15 +	239 +	23 +
2	O	P	6,0	14,0	6,1 •	19 •	3 -	191 •	16 +
3	A	L	1,9	11,6	7,2 •	21 •	7 •	209 +	19 +
3	B	L	1,9	10,7	7,1 •	16 •	7 •	184 •	16 +
3	C	L	1,9	11,7	7,5 •	26 +	11 +	214 +	20 +
3	D	L	1,7	10,9	7,5 •	25 +	12 +	206 +	19 +
3	E	L	1,8	7,1	6,9 •	21 +	7 +	143 +	11 +
3	F	L	1,9	8,9	7,0 •	20 +	11 +	151 +	14 +
3	G	L	2,0	8,8	7,0 •	16 +	6 +	152 +	15 +
3	H	L	2,1	11,1	7,4 •	28 +	10 +	210 +	20 +
3	I	L	1,9	10,2	7,4 •	23 +	11 +	171 •	17 +
3	J	L	3,1	10,9	7,0 •	35 +	7 •	187 •	16 +
3	K	L	2,5	11,5	7,0 •	11 -	3 -	187 •	18 +
3	L	L	2,7	12,2	7,2 •	20 •	7 •	241 +	13 •
3	M	L	1,9	12,8	7,2 •	16 •	6 •	214 +	14 •
3	N	L	2,2	11,1	7,8 +	22 •	11 +	255 +	19 +
3	O	P	6,0	15,6	6,6 •	29 •	8 +	255 •	19 •
3	P	P	6,5	17,4	6,8 •	27 •	7 •	316 +	22 +
3	Q	P	5,7	13,3	6,8 •	60 +	13 +	245 +	25 +
3	R	P	4,7	14,5	6,8 •	32 +	9 +	257 +	24 +
3	S	P	5,2	14,5	6,8 •	27 +	7 +	270 +	18 +

Ferme	Parcelle	Sole L / P	M.O. %	CEC meq.100g ⁻¹	pH eau	K	P	Ca mg.100g ⁻¹	Mg
3	T	P	5,6	15,1	7,3 +	21 •	12 +	346 +	36 +
3	U	P	5,1	15,3	7,4 +	23 •	7 •	715 +	25 +
3	V	P	9,2	27,8	6,9 •	12 -	6 -	459 +	25 +
3	W	L	1,7	12,0	7,6 +	19 •	8 +	201 •	16 +
3	X	L	5,3	14,6	6,4 -	10 -	6 •	258 +	15 +
4	A	L	3,1	13,1	6,6 •	11 -	2 -	155 •	13 •
4	B	P	4,8	14,9	6,7 •	19 •	3 -	247 +	20 +
4	C	L	3,3	13,0	6,5 •	17 •	2 -	150 •	12 •
4	D	L	5,3	12,5	6,6 •	28 +	5 •	203 •	18 +
4	E	L	5,6	13,2	6,0 -	15 -	4 -	169 •	14 •
4	F	L	5,5	14,3	6,2 -	29 +	6 •	180 •	16 +
4	G	L	5,2	14,4	6,6 •	33 +	8 +	237 +	17 +
4	H	L	4,5	15,8	6,5 •	26 •	5 •	181 -	15 •
4	I	L	4,5	13,4	6,6 •	13 -	3 -	215 +	17 +
4	J	P	4,7	14,7	6,1 •	14 -	3 -	163 •	15 +
4	K	L	3,8	13,2	6,5 •	16 •	2 -	158 •	15 +
4	L	L	2,7	10,4	6,8 •	14 -	2 -	160 •	10 •
4	M	L	2,5	12,8	6,9 •	13 -	2 -	184 •	13 •
4	N	L	2,5	10,1	7,0 •	14 -	1 -	164 •	11 •
4	O	L	3,1	12,1	7,2 •	17 •	2 -	208 +	17 +
4	P	L	3,1	12,0	7,0 •	17 •	2 -	192 •	15 +
4	Q	P	6,6	15,3	6,4 •	22 •	3 -	243 •	14 •
4	R	L	3,8	11,5	6,2 -	23 +	4 •	135 -	8 -
4	S	L	3,4	13,4	7,5 •	23 +	5 •	261 +	8 -
4	T	P	5,4	13,5	6,4 •	18 •	4 •	153 •	17 +
4	U	P	5,2	12,5	6,1 •	16 •	2 -	117 -	14 •
4	V	P	6,1	19,1	6,4 •	21 •	5 -	231 •	15 •
4	W	P	6,7	15,8	6,6 •	17 -	5 •	255 •	12 -
4	X	P	4,0	11,4	6,5 •	11 -	3 -	175 •	17 +
5	A	P	6,6	13,9	5,9 -	12 -	3 -	136 -	10 •
5	B	P	6,8	14,7	5,9 -	25 +	2 -	136 -	11 •
5	C	P	6,4	17,5	6,0 •	13 -	1 -	176 -	15 •
5	D	P	6,4	13,8	6,0 •	36 +	2 -	110 -	12 •
5	E	P	8,2	14,5	6,0 •	15 -	4 -	134 -	11 •
5	F	P	7,0	13,5	5,9 -	17 •	2 -	134 -	13 •
5	G	P	8,0	15,0	5,9 -	23 •	5 -	154 -	14 •
5	H	P	7,1	7,3	5,8 -	13 •	5 +	137 +	11 +
5	I	P	7,7	14,3	5,9 -	18 •	3 -	129 -	10 •
5	J	P	6,5	13,2	5,8 -	15 -	2 -	122 -	10 •
5	K	P	6,5	15,4	5,8 -	12 -	3 -	162 -	10 -
5	L	P	6,3	14,6	5,8 -	14 -	2 -	121 -	10 •
5	M	P	6,8	14,8	5,9 -	19 •	3 -	133 -	12 •
5	N	P	6,5	15,5	6,0 •	17 -	2 -	138 -	12 -
5	O	P	8,4	16,4	5,9 -	19 -	4 -	156 -	12 -
5	P	P	5,9	15,1	5,9 -	14 -	4 -	135 -	12 -
5	Q	L	6,5	14,7	5,9 -	19 •	2 -	116 -	12 •
5	R	L	5,1	14,0	5,8 -	21 •	5 •	89 -	5 -
5	S	P	7,6	16,3	5,8 -	14 -	1 -	144 -	12 -
5	T	P	6,2	14,6	5,9 -	12 -	1 -	133 -	10 •
5	U	P	7,0	16,1	5,9 -	18 -	4 -	140 -	12 -

Ferme	Parcelle	Sole L / P	M.O. %	CEC meq.100g ⁻¹	pH eau	K	P	Ca mg.100g ⁻¹	Mg
5	V	P	7,8	15,9	5,9 -	16 -	3 -	136 -	11 -
5	W	P	7,4	16,1	6,1 •	26 •	4 -	183 •	14 •
5	X	P	7,1	18,2	6,1 •	17 -	4 -	166 -	12 -
5	Y	P	4,8	11,2	6,1 •	24 +	3 -	119 -	7 -
5	Z	L	4,7	13,5	6,0 -	41 +	6 •	99 -	9 -
5	za	P	5,7	15,1	6,1 •	14 -	3 -	135 -	12 -
5	zb	P	5,5	15,3	6,1 •	18 -	3 -	145 -	10 -
5	zc	P	5,7	15,0	6,0 •	12 -	2 -	110 -	9 -
5	zd	L	6,5	17,5	6,1 -	25 •	3 -	150 -	13 •
5	ze	P	8,8	19,6	6,2 •	25 •	5 -	213 •	17 •
5	zf	P	7,9	19,7	6,0 •	13 -	2 -	152 -	19 •
5	zg	P	7,7	19,7	6,3 •	17 -	5 -	219 •	19 •
5	zh	P	8,7	16,3	6,0 •	20 -	2 -	145 -	15 •
5	zi	P	7,3	13,9	6,0 •	18 •	2 -	133 -	13 •
5	j	P	4,8	13,6	6,2 •	15 -	3 -	160 •	16,5 +
5	k	P	6,4	14,2	5,7 -	9 -	3 -	144 •	10,3 •
5	l	P	6,7	16,2	6,0 •	7 -	4 -	228 •	9,5 -
5	n	P	6,1	15,3	5,9 -	11 -	5 -	182 -	11,0 -
5	o	P	6,3	13,2	5,3 -	11 -	3 -	149 •	9,4 -
5	p	P	6,2	15,1	5,8 -	7 -	4 -	175 -	8,3 -
5	q	P	4,8	12,6	5,8 -	16 •	4 -	131 -	9,1 -
5	m	P	7,3	16,1	5,8 -	13 -	5 -	185 •	11,7 -
6	A	L	2,6	10,7	6,9 •	14 -	9 +	218 +	12 •
6	B	L	2,6	11,6	7,1 •	21 •	9 +	230 +	12 •
6	C	L	2,7	11,5	7,3 •	20 •	9 +	257 +	13 •
6	D	L	2,8	12,9	7,0 •	25 +	9 +	220 +	15 +
6	E	L	3,2	10,9	7,1 •	24 +	7 •	231 +	15 +
6	F	L	3,5	12,0	7,0 •	31 +	9 +	243 +	14 •
6	G	L	3,0	11,0	7,0 •	16 •	7 +	216 +	13 •
6	H	P	6,0	21,3	7,0 •	23 -	6 -	391 +	24 •
6	I	P	4,8	11,2	6,7 •	18 •	5 •	330 +	19 +
6	J	P	5,7	16,4	6,6 •	31 •	12 +	279 +	19 •
6	K	L	2,7	11,1	6,6 •	17 •	6 •	184 •	11 •
6	L	L	2,6	15,4	7,2 •	22 •	11 +	227 •	12 -
6	M	L	6,6	18,2	6,7 •	28 •	13 +	372 +	23 +
6	N	P	6,0	17,8	6,6 •	37 +	11 +	286 +	20 +
7	A	L	2,2	11,6	7,7 +	22 •	9 +	259 +	17 +
7	B	L	2,2	11,4	7,0 •	19 •	3 -	209 +	15 •
7	C	L	1,9	11,9	7,3 •	27 +	11 +	249 +	15 +
7	D	L	2,4	12,1	7,1 •	19 •	7 +	226 +	21 +
7	E	L	2,0	12,1	6,8 •	18 •	4 •	175 •	15 +
7	F	L	2,0	10,0	6,8 •	19 •	3 -	198 •	13 •
7	G	L	3,0	13,8	7,5 •	16 •	1 -	459 +	14 •
7	H	L	2,0	11,2	7,0 •	19 •	6 •	198 •	16 +
7	I	L	1,7	11,3	7,1 •	23 •	6 •	211 +	15 +
7	J	L	2,7	14,5	7,8 +	21 •	7 •	357 +	24 +
7	K	L	1,9	11,8	6,8 •	17 •	4 -	186 •	15 +
7	L	L	2,3	12,3	6,8 •	18 •	5 •	189 •	11 •
7	M	L	2,4	11,3	7,5 •	20 •	7 •	426 +	19 +
7	N	P	7,4	15,2	7,2 +	26 •	14 +	449 +	57 +

Ferme	Parcelle	Sole L / P	M.O. %	CEC meq.100g ⁻¹	pH eau	K	P	Ca mg.100g ⁻¹	Mg
7	O	P	5,4	14,4	6,8 •	21 •	12 +	275 +	37 +
7	P	P	4,1	14,6	6,4 •	16 •	2 -	238 +	18 +
7	Q	P	5,2	15,0	6,6 •	16 -	7 •	264 •	18 •
7	R	P	5,2	16,9	7,3 +	18 -	2 -	425 +	39 +
7	S	P	6,6	16,7	7,0 •	20 -	2 -	344 +	69 +
7	T	P	4,8	16,7	7,0 •	19 -	7 •	276 +	37 +
7	U	P	5,6	18,1	7,3 +	23 •	3 -	456 +	21 +
7	V	P	3,8	14,0	7,0 •	31 +	5 •	342 +	11 •
8	A	L	3,4	12,9	7,0 •	18 •	8 +	225 +	12 •
8	B	L	3,9	12,8	7,0 •	16 •	3 -	269 +	12 •
8	C	L	3,6	9,8	6,7 •	20 +	6 +	202 +	13 +
8	D	L	3,1	12,5	6,9 •	16 •	4 •	220 +	15 +
8	E	L	3,6	11,0	6,5 •	15 -	3 -	163 •	10 •
8	F	L	3,8	12,7	6,2 -	13 -	2 -	160 •	12 •
8	G	P	5,3	13,6	5,7 -	16 •	2 -	146 •	13 •
8	H	L	2,8	12,7	6,9 •	19 •	3 -	218 +	14 •
8	I	L	3,1	11,4	7,3 •	20 •	6 •	241 +	12 •
8	J	L	2,9	12,3	7,5 •	16 •	6 •	281 +	11 •
8	K	L	2,7	12,8	7,7 +	18 •	7 +	296 +	11 •
8	L	L	2,9	13,6	7,5 •	16 •	6 •	266 +	13 •
8	M	L	3,6	15,1	7,3 •	23 •	10 +	300 +	13 -
8	N	L	3,4	12,2	6,8 •	23 •	9 +	224 +	11 •
8	O	L	4,0	12,7	7,2 •	38 +	16 +	260 +	10 •
8	P	L	3,7	13,1	7,2 •	20 •	16 +	275 +	10 •
8	Q	L	5,6	13,9	6,1 -	34 +	4 -	176 •	18 +
8	R	L	2,9	10,2	6,7 •	19 •	3 -	174 •	12 •
8	S	P	2,7	8,7	7,0 •	13 •	3 •	175 +	12 +
8	T	L	2,9	10,6	6,7 •	13 -	3 -	177 •	11 •
8	U	L	2,3	10,2	7,2 •	13 -	4 -	180 •	12 •
8	V	L	2,3	10,7	7,3 •	14 -	4 -	179 •	15 +
8	W	L	2,5	10,2	7,2 •	17 •	4 -	186 •	14 •
8	X	P	5,4	14,6	6,1 •	23 •	2 -	206 +	15 +
9	A	P	6,4	20,3	6,5 •	31 •	13 +	347 +	15,9 -
9	A	P	5,1	14,3	6,1 •	20 •	8 +	244 +	14,1 •
9	Aa + Ab	P	5,6	16,7	6,6 •	45 +	17 +	314 +	14,7 •
9	A	P	5,0	16,2	6,2 •	17 -	5 •	293 +	13,8 •
9	B	P	5,1	13,0	6,2 •	20 •	16 +	231 +	13,3 •
9	C	P	5,9	14,4	6,5 •	20 •	18 +	289 +	18,5 +
9	C	P	5,0	12,5	6,5 •	8 -	14 +	237 +	14,6 +
9	D	P	5,0	13,6	6,2 •	28 +	16 +	260 +	14,5 •
9	D	P	5,3	16,9	6,7 •	19 -	9 +	464 +	14,1 •
9	E	P	5,0	14,8	6,5 •	14 -	10 +	356 +	14,2 •
9	F	P	5,4	13,4	6,3 •	15 -	17 +	270 +	14,9 +
9	G	P	4,2	14,6	6,4 •	16 •	13 +	283 +	11,8 •
9	H	P	3,8	11,1	5,8 -	11 -	2 -	152 •	10,9 •
9	I	P	3,6	13,7	6,3 •	10 -	3 -	251 +	11,9 •
9	J	L	2,2	12,4	6,9 •	11 -	2 -	247 +	8,2 -
9	K	L	3,1	10,4	6,7 •	19 •	10 +	180 •	10,0 •
9	K	L	2,8	9,7	6,7 •	16 +	8 +	184 +	9,5 •
9	L	L	3,5	10,5	6,4 -	21 •	12 +	188 •	6,3 -

Ferme	Parcelle	Sole L / P	M.O. %	CEC meq.100g ⁻¹	pH eau	K	P	Ca mg.100g ⁻¹	Mg
9	M	L	2,5	10,2	6,7 •	20 •	12 +	184 •	9,6 -
9	M	L	2,7	10,4	6,6 •	29 +	14 +	191 •	7,0 -
9	M	L	2,7	11,0	6,7 •	22 •	12 +	194 •	10,3 •
9	M	L	2,7	10,6	6,5 •	29 +	12 +	175 •	6,6 -
9	M	L	2,2	10,7	6,8 •	28 +	20 +	207 +	12,3 •
9	M	L	2,2	11,0	6,8 •	29 +	22 +	214 +	13,1 •
9	N	L	2,9	13,0	7,2 •	45 +	25 +	290 +	16,6 +
9	O	L	2,3	12,0	7,0 •	35 +	21 +	249 +	13,0 •
9	P	L	2,5	11,7	6,5 •	37 +	19 +	202 •	13,3 •
9	P	L	2,5	12,5	6,7 •	37 +	19 +	235 +	13,3 •
9	P	L	2,5	10,6	6,7 •	27 +	21 +	219 +	9,2 -
9	P	L	2,3	11,7	6,7 •	23 •	19 +	230 +	10,4 •
9	R	P	4,4	12,3	6,9 •	17 •	2 -	139 •	9,2 -
9	S	P	3,8	11,1	6,0 •	14 -	2 -	174 •	8,7 -
9	T	P	7,2	20,6	6,5 •	15 -	2 -	345 +	31,8 +
9	T	P	6,0	16,5	6,0 •	17 -	2 -	239 •	13,9 •
9	U	P	4,9	15,7	6,1 •	6 -	1 -	234 •	15,4 •

Les extractions pour le K, Ca et Mg ont été réalisées par de l'acétate d'ammonium + EDTA (Lakanen & Erviö, 1971) et ces cations ont été analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique. Le phosphore a été analysé par colorimétrie suivant la méthode de Van der zee et al.(1990). La C.E.C a été déterminée suivant la méthode METSON.

Les signes • (teneur suffisante), + (teneur excessive) et - (teneur insuffisante) représentent l'évaluation du résultat mesuré par rapport à la norme établie en fonction de la C.E.C.

Classe CEC	Ca _{min}	Ca _{max}	Mg _{min}	Mg _{max}	K _{min}	K _{max}	P _{min}	P _{max}
5	46	69,9	3,2	4,8	5,2	7,7	1	3
9,9	90	135	6,5	9,7	10,4	15,5	2	4
14,9	136	204	9,8	14,5	15,6	23,3	4	7
19,9	182	273	13	19,4	20,8	31,1	5	8
25	228	342	16,2	24,2	26	38,9	7	10