



HAL
open science

Experimental analysis and modelling of the effects of cropping practices on nonpoint nitrate pollution of a deep aquifer in an arable farming area.

Nicolas Beaudoin

► **To cite this version:**

Nicolas Beaudoin. Experimental analysis and modelling of the effects of cropping practices on nonpoint nitrate pollution of a deep aquifer in an arable farming area.. Sciences of the Universe [physics]. INAPG (AgroParisTech), 2006. English. NNT : 2006INAP0028 . tel-02822474v1

HAL Id: tel-02822474

<https://pastel.hal.science/tel-02822474v1>

Submitted on 4 Jul 2007 (v1), last revised 6 Jun 2020 (v2)

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Thèse présentée par Nicolas BEAUDOIN
pour l'obtention du titre de Docteur de l'INAPG
dans la discipline « agronomie et environnement »

***Caractérisation expérimentale et modélisation des
effets des pratiques culturales sur la pollution nitrique
d'un aquifère en zone de grande culture***

Application au site de Bruyères (02)

Soutenue publiquement le 05 juillet 2006 devant le jury composé de :

Jean ROGER-ESTRADE	Professeur d'Agronomie à l'INAPG, Paris	Président
Gilles BILLEN	Professeur d'Hydrobiologie à l'UMR Sisyphe, Paris	Rapporteur
Carlo GRIGNANI	Professeur d'Agronomie à l'Université de Turin	Rapporteur
Carolyne DURR	Ingénieur de recherche INRA , HDR, Angers	Examinatrice
François LAURENT	Ingénieur Arvalis-Institut du Végétal, Boigneville	Examineur
Dominique KING	Directeur de Recherche INRA, Orléans	Examineur
Bruno MARY	Directeur de Recherche INRA, Laon	Examineur

Thèse préparée à l'INRA , à l'Unité d'Agronomie Laon-Reims-Mons
F-02007 LAON Cedex.

Téléphone: 33+(0)3.23.23.99.40 - Télécopie : 33+(0)3.23.79.36.15

Ph.D. thesis of N. Beaudoin, INAPG, 2006.

Title : Experimental analysis and modelling of the effects of cropping practices on nonpoint nitrate pollution of a deep aquifer in an arable farming area.

Key words :

nitrate leaching, cropping systems, nitrogen fertilisation, catch crops, aquifer, mean residence time, nitrate pollution, modelling, ‘on farm’ experiment, cost-effectiveness analysis, environmental policies, interdisciplinary approach.

Three original papers, written in english, are presented at the following pages:

Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations.	35
Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability	99
Soil-crop model STICS evaluation for continuous 8 year time course simulations against an “on farm” soil- crop database	115

*The **abstract** is page 211.*

Avant propos et remerciements

Passer ma thèse à 50 ans ½, c'est 6 mois trop tard ! ils m'ont privé d'une fête, celle de mon anniversaire. Considérant que celle de la thèse s'est fait longtemps désirée, je n'ai pas envie de bouder ma joie. Reprendre un peu l'histoire est l'occasion de penser aux personnes et aux groupes qui m'ont aidé.

L'idée de passer une thèse m'avait effleuré plusieurs fois, sans que les conditions ne soient toutes réunies. J'ai été chargé du suivi du site de Bruyères (02) en 1992, sur proposition de J. Boiffin et B. Mary. Le maire de Bruyères, G. Dorel, m'a posé la question dès 1993 : « tu vas en faire ta thèse ? ». J'ai répondu « oui, mais pas tout de suite ». Il me fallait assurer le programme déjà engagé. Ce projet a été lancé en 1990 par J.M. Machet et B. Mary, en collaboration avec J.P. Quizy, G. Dorel, et J. Maucorps. Il prévoyait d'inclure des collaborations avec des hydrologues. Cependant l'inertie temporelle de l'aquifère face aux modifications culturelles, qui s'est avérée triple de celle escomptée, en a limité l'intérêt. D'autre part, la faible surface, propice à une étude précise des phénomènes biophysiques, réduisait l'enjeu d'une étude de type socio-économique. Vint l'AIP Ecospace, «organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux ». L'expérience de quantification de la lixiviation (communément appelé lessivage) du nitrate sur le site de Bruyères a servi à définir le cahier des charges du modèle STICS et de son couplage avec un système d'information géographique. La base de données a contribué à en tester les performances. Le site de Bruyères a joué implicitement un rôle de « bassin atelier », tel qu'il avait été défini lors du séminaire de Thonon les Bains, organisé par J. Mamy.

De mon côté, l'idée d'une thèse est passée du domaine du rêve à celui de la raison. Participant à ces projets, j'ai été occupé par les acquisitions faites sur le site et j'ai assumé un travail de métrologie dans la quantification de la pollution nitrique sur différents sites. Les cultures présentes sur le bassin de Bruyères n'ont pas toutes été rapidement décrites par le modèle STICS, ce qui entravait la finalisation de l'étude. Je tenais à relier les travaux de modélisation à cette finalité de la prévention de la pollution nitrique. Lier problématique finalisée et recherche scientifique me tient à cœur ; je le crois possible grâce à ma formation initiale à l'INAPG. Je le dois aussi, en partie, au vécu et au dynamisme d'exploitants agricoles que j'ai rencontré dans l'Indre ou dans ma famille. Pourtant je n'ai pas rêvé de réaliser ma thèse sur ce sujet, car il me paraissait trop complexe et pas assez neuf. Pour m'y lancer, je me suis appuyé sur la phrase de Guillaume d'Orange « il n'est pas nécessaire d'espérer pour entreprendre ni de réussir pour persévérer », qu'Isabelle, mon épouse, a affichée sur mon micro, en automne 2000, quand j'hésitais.

Pour structurer mon projet, j'ai bénéficié des réflexions scientifiques menées dans l'unité et des séminaires du département Environnement et Agronomie, axés sur les champs thématiques : systèmes de culture, spatialisation, bassin hydrologique. L'école chercheur « évaluation et conception des systèmes de culture » m'a ensuite propulsé. Le travail du comité de pilotage de thèse, animé par J. Roger-Estrade, associant N. Brisson, S. Recous, B. Mary, F. Lamy, B. Nicoullaud, m'a conforté ou éclairé dans mes choix. Entre temps, la généricité de l'outil STICS a progressé, aspirée par la demande du projet PIREN Seine ; le modèle était donc utilisable à Bruyères. « Tout vient à point à qui sait attendre » dit ma mère.

La suite est le combat que mène tout thésard, dont la réussite implique de nombreuses personnes. Que toutes les personnes citées ci-dessus reçoivent ma gratitude et que celles, encore plus nombreuses, que je n'ai pu mentionner, partagent ma joie. Je rends collectivement grâce aux jeunes thésards de l'unité, qui m'ont précédé et témoigné de leur maturité, et aux thésards étrangers, qui m'ont fait voyager par la pensée, dans leur pays. Je remercie les partenaires, avec qui j'ai eu la chance de publier les articles composant ma thèse. Je remercie les collègues de l'INRA, des différents services et métiers, qui sont aussi des compagnons de vie dans le travail, à ceux investis dans les activités de l'ADAS, et aux stagiaires, que je ne peux tous nommer.

En particulier, je suis gré à l'INRA, de m'avoir permis cette formation. Merci à B. Mary, pour sa tempérance et sa sagacité. Merci à S. Recous et J. Maucorps, pour leur attention, dans la relecture de ce mémoire. Merci au groupe de partenaires de l'action « Bruyères eau Pure ». Merci aux rapporteurs et aux autres membres du jury d'avoir dit « OUI » ; j'ai vraiment vécu la soutenance comme une chance. Merci à mes quatre filles qui m'ont aidé à vivre pleinement. Merci enfin et surtout, à Eric V., mon collègue « toujours sur le front », pour son sérieux et sa confiance, et à Isabelle, mon épouse, pour son amour et son esprit rebelle.

Plan de thèse

<i>Avant propos et remerciements</i>	3
<i>Cadrage</i>	9
1 Introduction	11
1.1 La problématique de la pollution nitrique des eaux souterraines	13
1.1.1 Contexte	13
1.1.1.1 Contexte agricole et para-agricole	13
1.1.1.2 Contexte agri-environnemental	14
1.1.2 La pollution nitrique des eaux souterraines.....	15
1.1.3 Les cycles concernés	18
1.1.3.1 Le cycle de l'eau	18
1.1.3.2 Les cycles biologiques	18
1.1.3.3 Le cycle du carbone	18
1.1.3.4 Le cycle de l'azote	18
1.1.4 Les systèmes impliqués.....	20
1.1.4.1 Les systèmes hydrologiques	20
1.1.4.2 Les agro - écosystèmes	22
1.1.4.3 Le système sol - culture - atmosphère	23
1.1.5 L'organisation de la prévention.....	25
1.1.6 Problématiques	26
1.1.6.1 Problématique agricole.....	26
1.1.6.2 Problématique environnementale	27
1.1.6.3 Problématique scientifique	27
1.2 Objectifs, hypothèses et étapes de la thèse	29
1.2.1 Les objectifs finalisés	29
1.2.2 Les questions de recherche	29
1.2.3 Le support de recherche	29
1.2.4 L'expérimentation partenariale	29
1.2.5 Les modèles de simulation « sol-culture-atmosphère ».....	30
1.2.6 Hypothèses d'étude	31
1.2.7 Démarche d'étude	31
1.2.8 Les étapes	32
2 . Quantification expérimentale du lessivage du nitrate dans un bassin hydrologique	33
2.1 Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations.	35
2.1.1 Introduction.....	35
2.1.2 Materials and Methods	36
2.1.2.1 Experimental site	36
2.1.2.2 Methods	38
2.1.3 Results.....	39
2.1.3.1 Crop response to GAP and AEP	39
2.1.3.2 Water and nitrogen contents	41
2.1.3.3 Water and nitrogen fluxes	44
2.1.3.4 Cumulative fluxes.....	47
2.1.4 Discussion	50
2.1.5 Conclusion	51

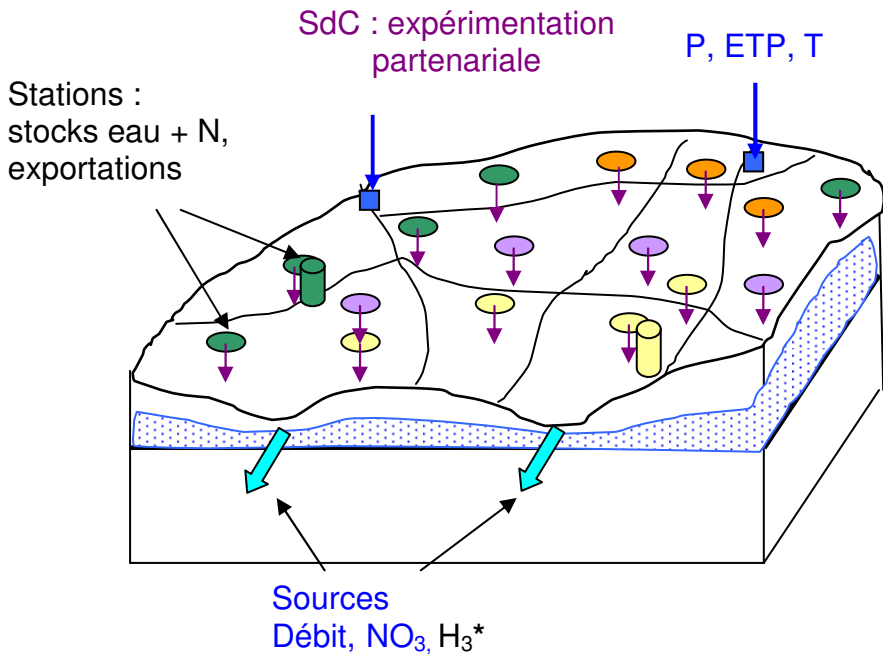
2.2	Effet des Bonnes Pratiques Agricoles sur l'évolution des teneurs en nitrate à l'exutoire d'un aquifère tertiaire du Bassin parisien	53
2.2.1	Introduction	54
2.2.2	Matériel et méthodes	55
2.2.2.1	Le site expérimental	55
2.2.2.2	Mesures expérimentales	59
2.2.2.3	Calculs	61
2.2.3	Résultats et discussion	63
2.2.3.1	Flux d'eau et d'azote à l'entrée de l'aquifère	63
2.2.3.2	Caractérisation des matériaux et solutés en sous sol	66
2.2.3.3	Flux d'eau et d'azote à l'exutoire	68
2.2.3.4	Stocks d'eau et temps de renouvellement	71
2.2.3.5	Etude des transferts internes	72
2.2.4	Conclusion	76
2.3	Conclusion partielle	77
3	<i>Simulation d'impacts de scénarios techniques aux échelles annuelle et du bassin hydrologique</i>	79
3.1	Simulation de l'impact de différents scénarios agronomiques sur les pertes de nitrate à l'échelle d'un bassin hydrologique	81
3.1.1	Introduction	81
3.1.2	Matériels et méthodes	82
3.1.2.1	Principe général	82
3.1.2.2	Le modèle 1	84
3.1.2.3	Le modèle 2	84
3.1.2.4	L'enchaînement des 2 modèles	86
3.1.2.5	Le site expérimental de Bruyères	86
3.1.2.6	Les scénarios évalués	86
3.1.2.7	Les simulations réalisées avec STICS	87
3.1.2.8	Expression des résultats	87
3.1.3	Résultats	88
3.1.3.1	Evaluation des modèles à l'échelle de la parcelle homogène	88
3.1.3.2	Evaluation du modèle à l'échelle du bassin	90
3.1.3.3	Comparaison des 4 principaux scénarios	92
3.1.3.4	Comparaison des 8 scénarios élémentaires	93
3.1.3.5	Effets des différents types de sols	94
3.1.4	Discussion	95
3.1.4.1	Validité des résultats obtenus	95
3.1.4.2	Généralisation des résultats obtenus	97
3.2	Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability	99
3.2.1	. Introduction	99
3.2.2	. The model	100
3.2.2.1	. Costs of scenarios	101
3.2.2.2	. Nitrate concentration in drained water	101
3.2.2.3	. Optimal scenario	102
3.2.3	. Illustration	102
3.2.3.1	. Data	103
3.2.3.2	. Scenarios simulated	104
3.2.3.3	. Modelling	105
3.2.4	. Results	106
3.2.4.1	. Probabilistic cost-effectiveness in the long term.	106
3.2.4.2	. Probabilistic cost-effectiveness under climate variability	108
3.2.5	. Discussion	109
3.3	Conclusion partielle	111

4	<i>Simulation de l'impact de pratiques agricoles sur les pertes de nitrate à l'échelle de la rotation et du bassin hydrologique</i>	113
4.1	Soil-crop model STICS evaluation for continuous 8 year time course simulations against an "on farm" soil- crop database	115
4.1.1	Introduction	115
4.1.2	Materials and methods	116
4.1.2.1	Model	116
4.1.2.2	Experimental site	117
4.1.2.3	Databases	119
4.1.2.4	Model Inputs	120
4.1.2.5	Model evaluation	120
4.1.3	Results	121
4.1.3.1	Model parameterization	121
4.1.3.2	Evaluation of the calibrated model	123
4.1.3.3	Model validation with reset or continuous simulation	127
4.1.3.4	Sensitivity analysis	128
4.1.3.5	Model predictions vs soil type and RS/CS option	131
4.1.4	Discussion	132
4.1.4.1	Impact of quality of databases on performances	132
4.1.4.2	Impact of the time course of the simulation	133
4.1.4.3	Need of improvement of the model	134
4.1.5	Conclusion	135
4.2	Prédictions d'impacts de scénarios techniques	137
4.2.1	Objectifs	137
4.2.2	Méthode de comparaison	137
4.2.3	Simulation d'impacts du scénario BPA	137
4.2.4	Simulation d'impacts du scénario sans CIPAN	139
4.2.5	Simulation d'impacts du scénario Conventionnel	139
4.2.6	Conclusions	139
4.3	Couplage de STICS 6 au SIG Arc Info et sensibilité des prédictions au niveau de résolution de la carte des sols	140
4.3.1	Introduction	140
4.3.2	Matériel et méthodes	141
4.3.2.1	Principe du couplage	141
4.3.2.2	Etablissement d'une carte typologique dite carte simplifiée	141
4.3.2.3	Etablissement de règles de pédotransfert	143
4.3.2.4	Règles d'apparement des valeurs initiales	145
4.3.2.5	Simulation à 3 niveaux de résolutions	145
4.3.3	Résultats	145
4.3.3.1	Valeurs à l'échelle de l'unité de simulation	145
4.3.3.2	Prédictions à l'échelle parcellaire	146
4.3.3.3	Prédictions à l'échelle du bassin	147
4.3.4	Discussion	150
4.3.5	Conclusions et perspectives	151
4.4	Conclusion partielle	152
5	<i>discussion générale</i>	153
5.1	discussion sur les méthodes	155
5.1.1	Atouts et limites du dispositif expérimental	155
5.1.2	Hypothèses sur les conditions expérimentales	155
5.1.2.1	Sur la démarche d'expérimentation agricole partenariale	155
5.1.2.2	Sur la hiérarchie des pertes d'azote	156
5.1.2.3	Sur le devenir du nitrate au sein du système hydrologique	157
5.1.3	Hypothèses sur les outils de quantification	157
5.1.3.1	Sur les conséquences des conditions 'on farm'	157
5.1.3.2	Sur la méthode de spatialisation des flux	157
5.1.3.3	Sur le type de modélisation agronomique	158
5.2	Discussion sur les déterminants de la pollution	159

5.2.1	Indicateurs de risque ou de sensibilité du milieu à la lixiviation	159
5.2.1.1	Introduction	159
5.2.1.2	Indicateur de pression polluante	159
5.2.1.3	Indicateur de sensibilité du milieu à la lixiviation	160
5.2.2	Facteurs d'échelles temporelle et spatiale	163
5.2.2.1	Facteur d'échelle temporelle et effets cumulatifs	163
5.2.2.2	Facteur d'échelle spatiale	163
5.2.3	Impacts de l'agriculture intensive	164
5.2.3.1	Introduction	164
5.2.3.2	Pratiques techniques isolées et pertes en nitrate	164
5.2.3.3	Systèmes de culture et pertes en nitrate	166
5.2.3.4	Devenir du nitrate dans les couches géologiques	168
6	<i>conclusions et perspectives</i>	171
6.1	Conclusions	173
6.1.1	Démarche	173
6.1.2	Bilan des questions agri-environnementales	173
6.1.3	Bilan des questions scientifiques	174
6.1.4	Bilan des méthodes	175
6.2	Perspectives	176
6.2.1	Expérimentation partenariale	176
6.2.2	Méthodes	176
6.2.3	Questions scientifiques	176
6.2.4	Questions agri-environnementales et sociétales	177
7	<i>Bibliographie</i>	179
8	<i>Plan des annexes</i>	193
9	<i>Résumé (au verso)</i>	209

Introduction

Bibliographie : problématique de la prévention de la pollution nitrique et enjeux de quantifier « on farm », à l'échelle rotation et bassins : N lixivié



Chapitre 2 : quantification par données expérimentales

2.1 stocks et flux annuels sous les racines (modèle de calcul LIXIM) sur 36 stations ; intégration à l'échelle de la rotation (*article*).

2.2 concentration moyenne pondérée, structure de l'aquifère et évolution des teneurs aux captages (*projet d'article*)

Chapitre 3 : simulations d'impact de scénarios à l'échelle annuelle pour 36 stations et 6 années

3.1 : Validation sur 1 scénario et impact agri-environnemental de 4 scénarios (*article*)

3.2 : impact économique et environnemental (*article*)

Chapitre 4 : simulations avec STICS aux échelles pluriannuelle et du bassin

4.1 : comparaison aux données observées pour 36 stations et 8 années avec STICS6 ré-initialisé ou enchaîné (*projet d'article*).

4.2 : comparaison de la réponse des différentes formes de modélisation à des scénarios techniques de gestion de l'azote (*sous chapitre*).

4.2 : sensibilité de STICS couplé à Arc Info à la résolution de la carte des sols et à la durée des simulations (*sous chapitre*).

Chapitre 5 : Discussion générale

- Atouts du dispositif expérimental et validité des hypothèses .
- La dépendance des modèles aux facteurs d'échelle.
- Les déterminants de la pollution et sa maîtrise.

Conclusions et perspectives

- Les questions finalisées ;
- Les questions scientifiques;

Figure 1/1 : Illustration, démarche et plan simplifié de la thèse.

Cadrage

A l'échelle mondiale, la production des systèmes de culture est fortement déterminée par l'accessibilité de l'intrant azoté, après celle de l'eau. En Europe, les recherches portant sur l'azote, ont successivement visé, depuis un siècle, à économiser l'intrant azoté qui était une ressource rare, à en optimiser la dose pour maximiser la production puis à mieux contrôler les pollutions de l'environnement. Malgré la réduction notoire du prix des produits depuis 20 ans, le gain marginal apporté par la fertilisation a excédé son coût marginal jusqu'à des valeurs élevées de rendement. Ce raisonnement a fondé le paradigme de l'agriculture intensive au détriment des considérations environnementales (Mollard *et al.*, 1997).

Les enjeux environnementaux d'une meilleure maîtrise de l'azote dans les systèmes de culture concernent l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère. En ce qui concerne l'eau, la directive cadre européenne du 22/12/2000 donne un objectif de «bonne qualité» en 2015 pour les eaux continentales européennes. Les gestionnaires sont face à un objectif de résultats et non plus de moyens. La cause principale de la pollution nitrique des nappes souterraines est la lixiviation¹ du nitrate en zones agricoles. Les mécanismes biophysiques élémentaires en sont assez bien connus ; mais les facteurs qui les conditionnent sont soumis aux aléas du climat et aux systèmes économiques qui agissent à d'autres échelles de temps et d'espace. Cela rend le phénomène difficile à maîtriser à l'échelle du bassin hydrologique, qui est l'échelle pertinente d'évaluation de la qualité des eaux.

Pour dépasser ces contradictions, la PAC a successivement demandé l'édiction de codes de Bonnes Pratiques Agricoles (BPA) par la Directives Nitrate de 1991, puis conditionné le versement des aides à leur réalisation sur les zones vulnérables, en 2005. Les BPA ne remettent pas en cause le système de production. Néanmoins, leurs conditions de mise en œuvre peuvent varier. A fortiori la réponse des agro-écosystèmes et hydrologiques à leur application est polymorphe (Meynard *et al.*, 2002). Pour organiser les démarches de prévention et gérer les ressources en eau, nous faisons le postulat qu'il est nécessaire de quantifier l'impact des systèmes de culture sur la lixiviation du nitrate. Il faut en même temps quantifier les risques de transfert de pollution entre ressources naturelles.

Ce travail contribue à l'évaluation de l'impact de systèmes de grande culture sur la pollution nitrique. Il s'appuie sur une expérience concrète de prévention de la pollution menée à l'échelle d'un bassin hydrologique (Figure 1/1). Cette thèse est composée d'articles, précédés d'une introduction (§1) et suivis d'une discussion générale (§5). Les contextes, problématiques et objectifs de la thèse sont présentés dans le chapitre 1. Le chapitre 2 comprend la présentation de l'hydrogéologie et les données expérimentales de quantification de la lixiviation *in situ*. Il aborde la question des déterminants de la pollution en systèmes de grande culture. Les chapitres 3 et 4 portent sur les résultats de travaux de modélisation conduits sur les mêmes données, en faisant varier les échelles de temps et d'espace. La question du rapport coût/efficacité de mesures de prévention de la pollution est abordée par la simulation des impacts de différents scénarios techniques de gestion de l'azote. La comparaison des résultats de modélisation aux données acquises, permet de traiter de la capacité d'un modèle de culture à quantifier, de façon robuste, la pollution nitrique en situation agricole réelle. Une vue synoptique des différentes approches de quantification est faite dans la discussion générale; elle est suivie des conclusions et perspectives (§6).

¹ La lixiviation est appelée communément "lessivage", mais ce concept est à réserver à l'entraînement des colloïdes argileux.

1 Introduction

« Pluie du matin n'arrête pas le pèlerin » *Dicton populaire rapporté par M. Sarrazin*

1.1 La problématique de la pollution nitrique des eaux souterraines

1.1.1 Contexte

1.1.1.1 Contexte agricole et para-agricole

Dans les trois décennies qui ont suivi la deuxième guerre mondiale, l'agriculture européenne a connu de grandes mutations, en bénéficiant de progrès agronomiques et techniques sans précédent (Mignolet, 2003). Les faits majeurs sont la spécialisation des systèmes de production, l'intensification de la production végétale, la concentration des élevages et la spécialisation régionale des productions (Sébillote et Meynard, 1990, Mollard *et al.*, 1997). L'extension du maïs a permis l'intensification fourragère avec en corollaire: les retournements de prairie et la diminution de la sole en luzerne (Gaury, 1992). Le nombre d'exploitations agricoles et la population active agricole ont fortement décliné. Le schéma de développement est uniquement basé sur l'intensification de la production par unité de surface et/ou d'actif agricole (Boiffin et Stengel, 2000). Les évolutions des compétences techniques et financières des exploitants ont été encadrées par l'organisation du développement agricole. Les résultats de la recherche ont été transférés dans les processus de production selon un seul critère, celui de la maximalisation des facteurs de production. L'aménagement du territoire a été organisé en fonction des besoins de la mécanisation et de l'intensification. Les filières amont et aval de l'agriculture ont été fortement structurées. Ces mutations ont été en grande partie déterminées par le contexte macro-économique lié à la Politique Agricole Européenne (PAC) et à la croissance industrielle des Trente Glorieuses. La PAC a soutenu les prix des produits jusqu'en 1992, même si elle a dû gérer des périodes de surproduction dès la fin des années 1970. Ce paradigme excluait les zones moins productives qui ont fait l'objet d'aides spécifiques. Les agriculteurs de ces régions ont commencé à explorer des niches technico-économiques portées sur des labels et des images de terroirs ou l'organisation d'un compromis entre agriculture et environnement, au sein des Parc Naturels Régionaux, s'appuyant sur la naissance de l'agrotourisme. Le besoin de protéger l'environnement émergeait avec l'apparition de l'agriculture biologique mais qui restait très marginale. Une mission d'expertise était confiée, en 1982, au professeur Henin pour statuer sur l'implication de l'agriculture dans la pollution nitrique des eaux (Dépaigne et Héning, 1988). Elle aboutit, en 1984, à la création du CORPEN, initialement Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les nitrates et phosphates. Il élargira son action aux phytosanitaires, en 1992, en devenant Comité d'Orientation pour des Pratiques Agricoles Respectueuses de l'Environnement.

Les contextes macro-économiques, réglementaires et technologiques des exploitations agricoles ont changé ces quinze dernières années. La PAC a engagé un découplage progressif entre les aides et la production. Les marchés se sont alors ouverts progressivement sur les courts mondiaux, plus bas que ceux en cours au sein de l'Union, dans une ambiance de déflation et de chômage accru. Les filières amont et aval de l'agriculture se sont restructurées. Les aides ont été ré-orientées sur des critères de surface au titre de l'entretien de l'espace rural. Parallèlement, l'Union a impulsé une politique de protection de l'environnement. La Directive Nitrates (91/676/CEE) a engagé les états membres à définir des zones vulnérables et un code de Bonnes Pratiques Agricoles pour réduire ou prévenir la pollution nitrique des eaux. Elle a favorisé des expériences visant à réduire les niveaux d'intrants ou à mettre en place l'agriculture biologique. Pour mettre en oeuvre la Directive Nitrates, le gouvernement français a contracté avec les partenaires plusieurs programmes de mise aux normes des bâtiments d'élevage à partir de 1993 (JO, 1993). Malgré des tentatives répétées, les législateurs ont reculé devant l'instauration d'une taxe sur les épandages d'azote, pour appliquer le principe "pollueur-payeur", alors que celle relative aux apports de pesticides a été votée. Dans ce contexte mouvant, la concentration des exploitations s'est poursuivie, favorisée par la sécurité qu'apportent les aides versées au prorata des surfaces. Les techniques culturales tendent à se simplifier. Pour intégrer les exigences environnementales, les implantations de cultures intermédiaires, l'installation de bandes enherbées et le recyclage important des produits organiques se développent. La demande de consommateurs, relayée par des groupes de distribution pousse à certifier les pratiques des exploitations. L'agriculture raisonnée défend le respect de critères de qualité des produits et de l'environnement. Parallèlement, des exploitants s'investissent, dans la transformation, dans des circuits

courts de commercialisation, pour augmenter leur plus value. Les démarches de qualité avec traçabilité des produits s'appuient sur des technologies de gestion de l'information (micro-informatique, internet) et sur le développement des méthodes d'analyse rapide en laboratoire.

Prendre en compte la limitation des ressources terrestres et l'existence d'interactions entre les faits techniques, sociaux, environnementaux et économiques, a conduit à l'émergence du concept de développement durable qui s'applique à l'ensemble des activités humaines. L'agriculture durable requiert une délicate balance entre production des cultures, utilisation des ressources naturelles, impacts sur l'environnement et économie (Corwin *and* Wagenet, 1996). La conception de systèmes de culture durables exige une démarche intégrée et multicritère. La gestion de l'azote y est primordiale, pour des raisons tant économiques qu'écologiques.

1.1.1.2 Contexte agri-environnemental

Les apports d'azote en agriculture ont plusieurs finalités : 1) augmenter la production et/ou en maîtriser la qualité ; 2) maintenir la fertilité du milieu, en particulier les propriétés physico-chimiques, à l'aide d'amendements organiques; 3) recycler des déchets d'autres activités, sous forme de boues ou d'effluents. Ces apports ont aussi des conséquences sur la santé, des animaux et des plantes cultivées, et sur la croissance d'espèces adventices. Une gestion durable de l'azote vise à privilégier une source d'azote issue d'une ressource renouvelable et à en contrôler le devenir après l'application.

Plusieurs moyens existent pour introduire l'azote dans les systèmes de production. Les principaux sont: la synthèse industrielle de l'ammoniac, la fixation symbiotique d'azote atmosphérique et le recyclage de produits azotés, endogène ou exogène à la parcelle agricole (§1134). Les modalités et quantités d'apports interagissent au sein du système sol-culture-atmosphère (§1143). Des pertes d'azote sous différentes formes peuvent alors se produire.

Les ordres de grandeur des pertes de composés dans l'environnement sont très variables selon leur forme chimique (Tableau I-1). Toutes ces pertes ne signifient pas forcément une pollution. Le terme de pollution se définit comme "la dégradation d'un milieu par l'introduction d'un polluant" (Encyclopedia Universalis, 1985). Cette définition fait mention d'un état géochimique naturel qui devrait être pris comme la référence pour juger de la pollution. Or cet état naturel est rarement défini (Guillemain et Roux, 1992). D'après Keating *et al.*, 1996, une teneur dépassant 15 mg NO₃ l⁻¹ est signe d'une pollution anthropique des eaux. La typologie des pollutions peut être effectuée en référence à la cause (fait polluant) ou en référence aux conséquences sur les milieux affectés. Le transfert de la matière polluante s'effectue selon différentes formes : solide, soluté, gazeuse, énergétique ou radiative et dans différents milieux pouvant les contenir. Les types de pollution se distinguent par la nature (physique, chimique, bactériologique), la situation dans l'espace (localisée-linéaire-diffuse-généralisée) et dans le temps (accidentelle ou chronique) et l'origine (agricole-urbaine- industrielle). Le Tableau 1/-2 montre que les activités humaines, agricoles et industrielles, déterminent des pertes du même ordre de grandeur par unité de surface mais sur des superficies très différentes (Barroin *et al.*, 1997). Les premières sont diffuses; les secondes sont ponctuelles.

Compte tenu du mode de transfert du polluant et de la ressource naturelle touchée, les problèmes posés sont globaux et/ou locaux (Gosse et Mérimot, 1997). Des transferts se produisent naturellement entre ressources. La protection de la qualité des eaux souterraines ne doit donc pas conduire à un report de pollution sur d'autres ressources. Inversement, limiter les risques de pollution nitrique peut aider à protéger des ressources. Par exemple, environ un tiers du nitrate lessivé dans les zones agricoles du bassin de la Seine ou dans des bassins versant de Bretagne, serait dénitrifié dans les ripisylves à la sortie des aquifères (Gomez *et al.*, 2002 ; Durand *et al.*, 2006), dont une partie peut être émise sous forme de protoxyde d'azote, gaz à effet de serre.

Les conséquences des pollutions sur les ressources naturelles sont variables. Le diazote (N₂), dissout dans l'eau, sert de source d'azote par la voie symbiotique, mais peut provoquer la mort par sursaturation (Barroin *et al.*, 1997). Les ions ammonium (NH₄) et nitrate (NO₃) sont des nutriments pour la flore. En milieu lacustre, la présence de NO₃ peut limiter l'eutrophisation en bloquant la libération des ions phosphates. En milieu marin, l'augmentation des taux de nitrate provoque la prolifération estivale d'algues vertes sur le littoral (Ménesguen, 2003). La toxicité du NO₃ pour les animaux et l'homme fait objet de débat (Apfelbaum, 2003); par contre sa forme réduite, le nitrite (NO₂), est reconnue comme toxique. Le gaz ammoniac (NH₃) dissout dans l'eau est toxique pour la faune aquatique (Barroin *et al.*, 1997). Le protoxyde d'azote (N₂O) a un effet de serre égal à 250 fois celui du CO₂ (Cellier *et al.*, 1997).

Les retombées NH_3 modifient les équilibres floristiques des zones naturelles, car les plantes l'absorbent très facilement par voie foliaire.

Dans une logique d'exploitation du milieu naturel, le recours à des normes guides est nécessaire pour trancher entre des objectifs différents, voire contradictoires (Guillemin et Roux, 1992). Ces normes sont relatives à ce que l'homme contemporain connaît, est capable d'établir et de doser. Le protocole ONU de Göteborg, auquel la France a souscrit, engage à des réductions d'émissions de composés azotés vers l'atmosphère, mais ne fixe pas de valeurs plafond (CORPEN, 2006). La norme CEE de $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$, est une norme sanitaire fréquemment utilisée pour qualifier l'état des nappes souterraines. La Directive Cadre Européenne du 22/12/2000, donne un objectif de «bonne qualité» en 2015 pour les eaux continentales européennes. Elle vise une reconquête de la qualité biologique des milieux aquatiques, vus comme des habitats, et pas seulement comme des réservoirs d'eau (Ombredane *et al.*, 2006). Au niveau des pratiques humaines, des omissions, et non seulement des détériorations, peuvent entraîner des pollutions. C'est donc une multiplicité d'impacts d'un système de pratiques qu'il faut juger.

Composé	Phénomène	Source	Origine de l'azote	Phase	Cible	
		Quantité $\text{kgNha}^{-1}\text{an}^{-1}$ $\text{kgNha}^{-1}\text{j}^{-1}$			Ressource	Demi-vie séjour an
NH_3	Volatilisation	0-3-50	Effluents, Fertilisants. Végétaux	Solide	Biodiversité Végétale Règne Animal	1-5
NO_x puis N_2+O_3	Dénitrification	?	Fertilisants Pool organique du sol	Solide	Production Agricole Santé	?
N_2O	Dénitrification Nitrification	^c 2-22 $\varepsilon - \text{ }^b\mathbf{0.1} - \text{ }^a\mathbf{3}$	Fertilisants Pool organique du sol Eaux souterraines	Gazeuse	Atmosphère	^a 150
Organique dissoute	Minéralisation +Lessivage	ε	Pool organique du sol	Aqueuse	Eaux souterraines.	?
NH_3 dissous / NH_4	Minéralisation +Ruissellement (+Lixiviation)	0- ε -5	Effluents Fertilisants.	Aqueuse	Eau superficielles. Océan Règne Animal	?
NO_3	Nitrification +Lixiviation	3- ^a 30-100	Pool organique du sol Fertilisants	Aqueuse	Eau superficielles. Eaux souterraines. Océan Règne Animal	30 1- ^d 1000

Tableau 1/1 : Typologie des pertes d'azote pouvant entraîner une pollution, d'après ^aMariotti, 1997 ; ^bCellier *et al.*, 1997 ; ^dWendland, 1994 ; ^cZebart *et al.*, 1999.

1.1.2 La pollution nitrique des eaux souterraines

Le nitrate est le polluant azoté quasi exclusif des nappes souterraines (Tableau 1/2). L'ammonium pollue souvent les eaux superficielles. La pollution nitrique des nappes croît presque partout à l'exception de certaines nappes captives (Dépaigne et Hénin, 1988; Hubbard et Sheridan, 1995). Elle est croissante pour les trois quarts des aquifères de France (UE, 2000 ; Figure 1/2). Les zones les plus affectées sont les plaines alluviales, les zones de sols calcaires, ou à socle primaire fracturé (Roux, 1995). D'après l'Agence de l'eau Seine Normandie, les risques de ne pas atteindre l'objectif de bonne qualité en 2015 sont grands (Tableau 1/3). Les cartes d'évolution des teneurs des captages ne traduisent qu'en partie cette tendance lourde à l'augmentation du fait: de l'inertie des aquifères et parce que les captages trop pollués sont abandonnés et radiés des réseaux d'observation.

La corrélation entre les hautes teneurs en nitrate des captages, le degré de vulnérabilité de leurs aquifères et l'agriculture intensive est forte (Roux, 1995). Un diagnostic précis des causes de pollution d'un captage donné est difficile, car cette relation est plus structurelle que causale. Le caractère diffus dans le temps et l'espace de la pollution complique le diagnostic. Dans le temps, le pool d'azote organique

représente une forte inertie face aux changements des systèmes de culture. En système de culture intensif, l'azote qu'il contient provient de l'accumulation de la fraction organisée des apports d'engrais successifs qui ont été effectués (Mariotti, 1997). Dans l'espace, la dimension et la complexité des circulations des solutés au sein des aquifères, rendent difficile la mise en relation entre les évolutions aux captages et les quantités de nitrate lixivié. Un exemple en est donné par l'aquifère multicouche du bassin de Villamblain (Schnebelen, 2000). Cependant, des corrélations ont pu être établies entre des évolutions ou événements agricoles et des pollutions. L'augmentation précoce des teneurs des captages des sources du Migennes a été attribuée à la conjonction de plusieurs facteurs advenant à la fin des années 1960 : mauvaise récolte - introduction des cultures de pois - retournement de prairies - intensification des apports d'azote (Morlon *et al.*, 1998). La concomitance entre l'augmentation des concentrations des sources et l'évolution des systèmes de culture a montré le rôle de l'intensification laitière comme cause principale de la pollution, avec l'apparition du maïs et le défrichement des prairies et luzernières, sur le plateau de Vittel (Gaury, 1992). La disparition des élevages dans les zones céréalières a aussi entraîné un recul, historiquement daté, des prairies permanentes (Davis et Sylvester Bradley, 1995 ; Mignolet, 2003). Les opérations foncières tels le drainage agricole ou la coupe à blanc des forêts, augmentent temporairement les risques de pollution nitrique ou organique, des eaux de surface (Capone *et al.*, 1995, Barroin *et al.*, 1997). Les épandages massifs d'effluents, en zone d'excédent structurel, sont une autre cause de pollution des eaux superficielles et souterraines (Zebarth *et al.*, 1999; Durand, 2003). Cependant, relier grossièrement l'évolution des pratiques agricoles moyennes du proche passé, aux évolutions des teneurs en nitrates n'aide pas au raisonnement de la conduite des systèmes de culture. (Sébillotte et Meynard, 1990).

	Pluie	Bassins forestiers & agricoles extensifs	Bassins agricoles Intensifs			Bassins urbains (ruissellement urbain)		Pertes Ponctuelles Liées aux Activités domestiques
			Prairies Fauchées	Pâtures	Cultures	Résidentiels	industriels	
Azote Total	3 à 6(*)	0,9 à 5	2 à 10	3 à 15	10 à 30	4 à 16	6 à 20	
N-NO ₃ ⁻	30 %	>80 %	>80 %	>80 %	>80 %	N-NH ₄ ⁺ + N- NO ₃ ⁻ = 60 %		3 à 5kg (**)
N-NH ₄ ⁺	70 %	< 5 %	< 5 %	< 5 %	< 5 %			

Tableau 1/2 : Ordre de grandeur des flux spécifiques de divers modes d'occupation des sols, exprimés en kgN ha⁻¹an⁻¹ (issu de Barroin *et al.*, 1997).

- (*) très variable suivant la pollution atmosphérique ;
- (**) calculé sur la base de 100 habitants par km².

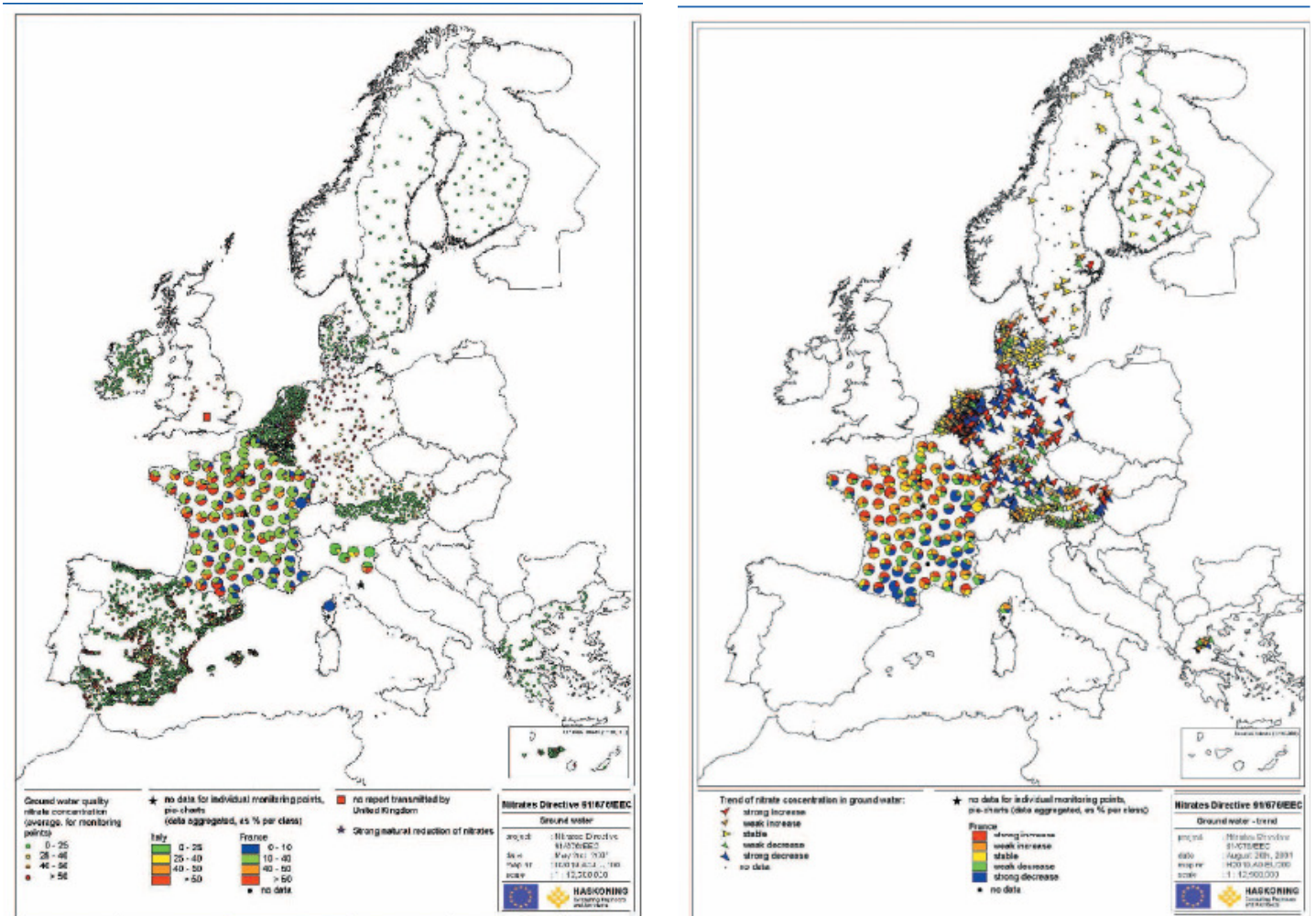
Catégorie de masses d'eau	Adour - Garonne	Artois - Picardie	Rhin-Meuse (district Meuse seul)	Rhône - Méditerranée et Corse	Seine - Normandie
Cours d'eau	70 %	78 %	79 %	71 %	72 %
Eaux Côtières	82 %	100 %		71 %	52 %
Eaux de Transition	100 %	100 %		87 %	100 %
Eaux Souterraines	51 %	100 %	55 %	42 %	87 %

Tableau 1/3 : Pourcentage de masses d'eau qui risquent de présenter un écart aux objectifs au moins faible (y compris celles classées en doute par manque d'information et masses d'eau fortement modifiées et artificielles) par catégorie dans les bassins (AESN, 2003).

Les études à la parcelle sont nombreuses et révèlent une forte sensibilité du lessivage au système de culture et au contexte pédo-climatique (Gaury et al, 1992; Simon et Lecorre, 1998). La marge de progrès est grande même si atteindre le plafond des 50 mg NO₃ l⁻¹ est parfois problématique. Si la pollution nitrique a été localement maîtrisée ou réduite, elle ne l'a pas été en général, pour plusieurs raisons (Durant, 2003; Beaudoin et Mary, 2003) :

- les règles économiques favorisent une politique d'assurance de la fertilisation et une spécialisation des systèmes de production par région (Mignolet, 2003);
- le caractère diffus, dans le temps et dans l'espace, des conséquences des pratiques agricoles sur l'évolution des systèmes (sol - aquifères), rend difficile la responsabilisation des acteurs;
- les entités d'évaluation, économique qu'est l'exploitation agricole, et environnementale qu'est le bassin hydrologique, sont géographiquement discordantes (Meynard *et al.*, 2002);
- le caractère aléatoire des phénomènes liés au cycle de l'azote génèrent des incertitudes sur les préconisations d'azote (Addiscott *et al.*, 1991; Makowski *et al.*, 1999);
- la prévention de la pollution exige un niveau de maîtrise bien plus élevé que l'optimisation de la seule production (Boiffin et Stengel, 2000);
- les contraintes d'organisation du travail de l'exploitation rendent impossible l'optimisation des techniques, telle qu'elle l'est dans les systèmes expérimentaux.

La pollution nitrique diffuse est un processus dynamique imbriquant plusieurs systèmes. Ces systèmes sont le siège de tout ou partie de nombreux cycles bio-géochimiques, dont celui de l'azote.



a) valeur entre 1996 et 1998 ;

b) évolution entre les deux périodes de surveillance (1992/94 et 1996/98).

Figure 1/2 : carte statistiques des teneurs en nitrate des captages ou de leur évolution lors des périodes de surveillance (issu de UE, 2000).

1.1.3 Les cycles concernés

1.1.3.1 Le cycle de l'eau

Les principales masses d'eau du globe sont salées (océans) et les principales masses d'eau douce sont glacées. Les eaux de surface représentent la majeure partie des eaux utilisées à l'échelle mondiale alors que les eaux souterraines sont la ressource dominante en France (Roux, 1995). Le cycle de l'eau dépend du bilan radiatif des océans qui est rythmé par le cycle des saisons. Les cycles des végétaux participent au cycle de l'eau par la transpiration. Les sols, en tant que matrice poreuse, jouent un rôle de stockage d'eau. Ils orientent les transferts d'eau en fonction de leur perméabilité. L'eau qui draine est le vecteur de la pollution nitrique.

1.1.3.2 Les cycles biologiques

Les organismes vivants, animaux ou végétaux, sont principalement composés d'eau, de carbone, d'oxygène, d'hydrogène et d'azote. Leurs cycles de développement végétatif et de reproducteur sont fortement dépendants des cycles physiques (radiatif, thermique et hydrique) et des conditions édaphiques ou écologiques. Leur croissance est déterminée par l'accès à l'énergie, l'accès aux nutriments, la disponibilité en eau et la température. Leur accès à l'énergie se fait au sein des chaînes alimentaires qui font passer des masses de carbone et d'azote, du règne végétal vers le règne animal. Les processus de mortalité et de déjection viennent enrichir les sols, dont les éléments viennent en retour nourrir les végétaux.

1.1.3.3 Le cycle du carbone

Les stocks de carbone atteignent 750 Gt dans l'atmosphère, 650 Gt dans la végétation et 1500 Gt dans les sols à l'échelle planétaire (Figure 1/3 ; Arrouays *et al.*, 2002). Cet inventaire occulte les réserves géologiques. La photosynthèse, assurée par les végétaux supérieurs ou inférieurs, est l'unique voie d'entrée du carbone dans les écosystèmes. Elle est directement tributaire du rayonnement solaire et indirectement de l'alimentation en eau du peuplement végétal. La restitution de CO₂ dans l'atmosphère se fait par la combustion, la respiration ou la fermentation. Le stock de carbone dans les sols est de l'ordre de 30 à plusieurs centaines de tonnes par ha. Le stock varie en fonction du climat, de la couverture et de la texture du sol. Son temps de renouvellement est de l'ordre du siècle mais une fraction, dite labile, se renouvelle en quelques décennies (Mary et Guérif, 1994).

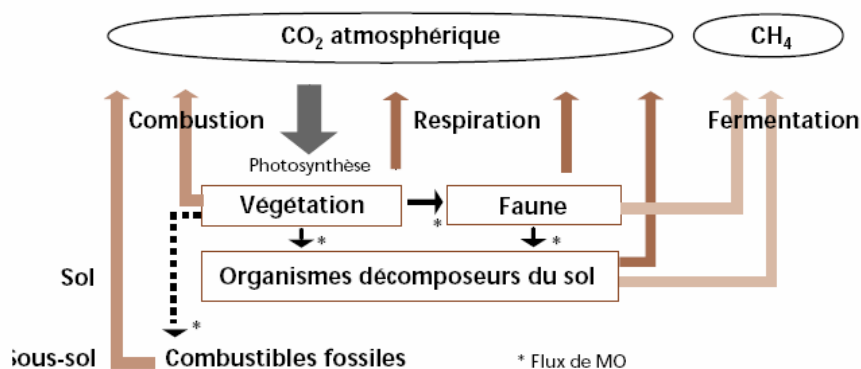


Figure 1/3 : Le cycle du carbone dans les écosystèmes terrestres (issu de Arrouays *et al.*, 2003).

1.1.3.4 Le cycle de l'azote

Le cycle de l'azote est très complexe car c'est un nutriment essentiel des organismes vivants et parce qu'il existe sous plusieurs formes chimiques. Son cycle dépend fortement des cycles biologiques, carbonés et hydriques (Figure 1/4). L'atmosphère constitue la principale réserve d'azote, sous forme de diazote, chimiquement inerte. Les végétaux, la macrofaune et la biomasse microbienne contiennent principalement de l'azote organique. Les sols contiennent un compartiment d'N organique, d'une masse

variant entre 3 à 10 t ha⁻¹ et un pool d’N minéral contenant entre 10 et 150 kg N ha⁻¹. Le cycle de l’azote est, avec l’eau et le carbone, un élément dont le cycle a été fortement perturbé par les activités humaines (Mariotti, 1997). L’azote apporté subit des processus d’absorption par les végétaux, de bio-transformation au sein du cycle interne de l’azote du sol et de transfert. Notre point de vue est de cibler les processus générant l’émission de composés azotés polluants et les risques liés aux types d’entrée d’azote dans le système sol-culture-atmosphère.

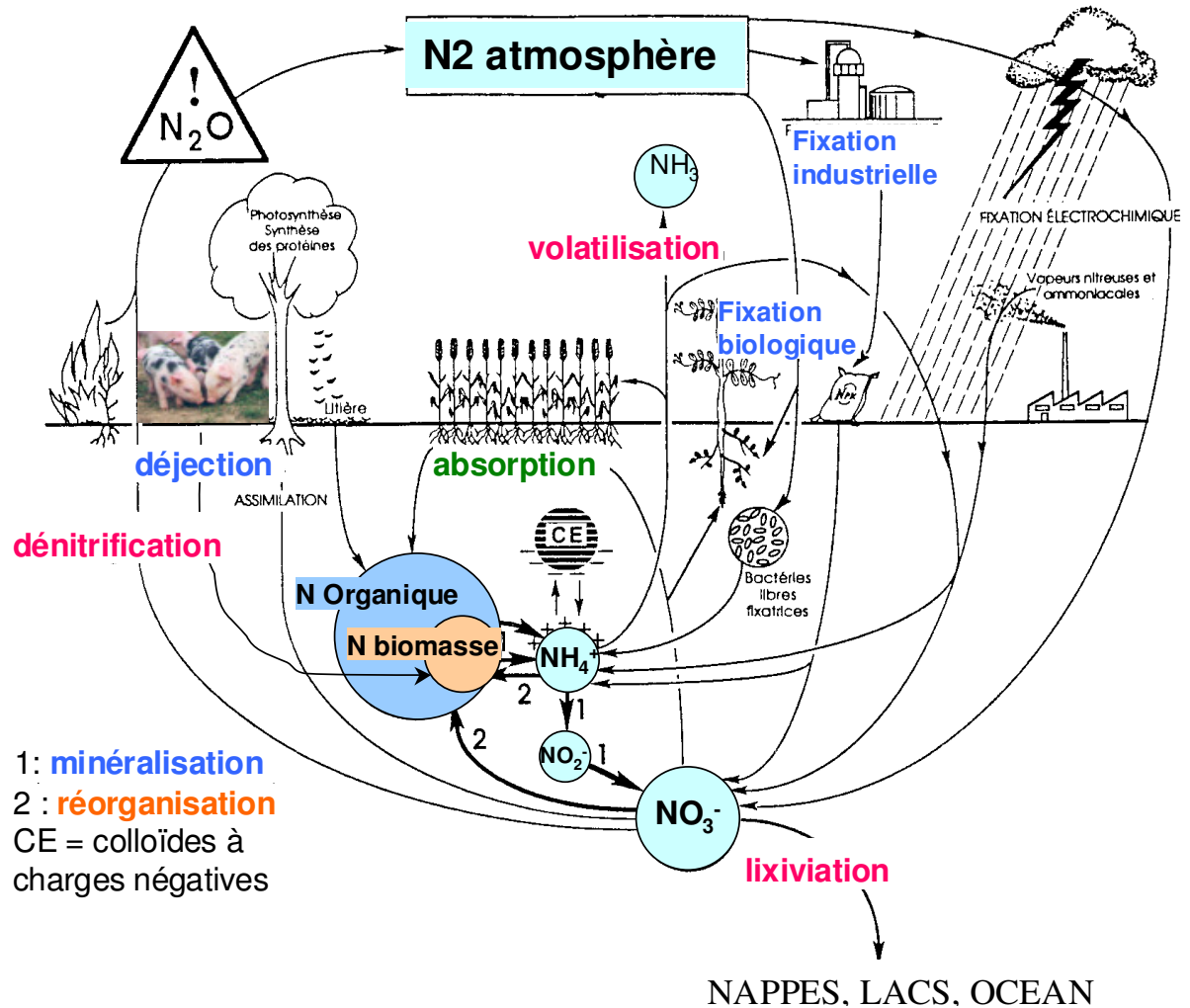


Figure 1/4 : Le cycle global de l'azote (issu de Mariotti, 1997).

Le pool d’azote minéral est constitué des ions NO₃ et NH₄ en solution. Ces formes d’azote subissent la plupart des transferts au sein du sol. En conditions suffisantes de température, d’humidité et d’aération, l’ion NH₄ est rapidement oxydé en ion NO₃ par le processus de nitrification. Les ions nitrates ne sont pas fixés par le complexe adsorbant du sol et restent en solution, contrairement aux ions NH₄. Il est soumis au processus de lixiviation, lors des phases de drainage vertical ou latéral, par un processus de convection-dispersion. Cependant, sous climat tropical, le nitrate est retenu par adsorption dans les oxisols (Sierra et al, 2003). La nitrification produit du NO₃ mais aussi, en faible proportion, du N₂O. En cas de conditions limitant la nitrification ou après un apport d’azote sous forme ammoniacale, le NH₄ accumulé à la surface du sol est soumis au processus de volatilisation. Celui-ci résulte du déplacement d’équilibre entre les formes NH₃ et NH₄; il est tributaire des conditions du milieu, de la quantité d’NH₄ présente et de turbulence de l’atmosphère (Cellier et al, 1997). En conditions anaérobies et en présence de matière organique, le nitrate est dénitrifié : des bactéries réduisent le NO₃ en NO₂, puis en N₂O et enfin en N₂. Cependant la réaction n’est pas toujours complète et produit alors du N₂O. Les pertes d’azote sont dépendantes de la convection des fluides et de conditions physico-chimiques propres à chaque forme d’azote transférée. Entrant en concurrence avec ces processus, les végétaux prélèvent des ions NO₃ et

NH_4 en solution ou des molécules NH_3 par voie foliaire. Les végétaux restituent au sol, sous forme de matière organique, tout ou partie de l'azote qu'ils ont prélevé.

Leurs organes aériens, non prélevés par l'homme ou les animaux, les racines et les rhizodépôts se décomposent dans le sol. La majeure partie de l'azote qui les compose entre dans la constitution d'humus stable, par voie fongique ou microbienne, ou par voie purement chimique. L'humus est minéralisé par les microorganismes, à un taux de quelques % par an, en fonction des conditions pédologique, hydrique et thermique. Une part des produits de décomposition et surtout les excréments et urines contiennent de l'azote ammoniacal, qui peut être volatilisé. Le reste de l'azote minéralisé subit le processus ultime qui est la nitrification ; avec des pertes possibles sous forme de N_2O . Les composés azotés perdus par le sol retournent *in fine* dans le compartiment N_2 de l'atmosphère. Les bio-transformations de l'azote dans le sol sont très sensibles aux conditions hydrique, thermique mais aussi trophique (présence de carbone organique).

Les principaux types d'entrée d'azote dans le système sol-culture-atmosphère sont la synthèse industrielle de l'ammoniac, la fixation d'azote atmosphérique, symbiotique ou non, et le recyclage des matières organiques exogènes. La synthèse industrielle nécessite de 30 à 70 MJ. kg N^{-1} (Cellier *et al.*, 1997). La fertilisation azotée est ainsi le premier poste de consommation énergétique en agriculture (Gosse et Mérimot, 1997). Une réduction des apports d'azote d'origine industrielle conduit indirectement à réduire les émissions de CO_2 dans l'atmosphère. La fixation d'azote atmosphérique fait passer les molécules N_2 sous forme d'N organique en utilisant l'énergie fournie par la plante hôte, symbiotique, ou de façon autotrophe. Une faible partie de l'azote est perdue sous forme de N_2O pendant la fixation du N_2 . Les produits exogènes consistent en des effluents d'élevage, des boues de station d'épuration ou des effluents agro-industriels (Nicolardot *et al.*, 1997). Le recyclage de produits conduit à rendre de l'azote au sol dont une partie est rendu disponible aux cultures par minéralisation.

Une autre source d'azote pour les cultures est l'azote endogène, qui provient de la minéralisation de l'humus et des résidus de récolte, et du reliquat d'azote minéral de début de culture (Recous *et al.*, 1997).

1.1.4 Les systèmes impliqués

1.1.4.1 Les systèmes hydrologiques

Un système hydrologique se définit comme la zone où se concentrent les eaux aboutissant à un point donné, qui est appelé son exutoire. Au niveau d'un exutoire, les eaux peuvent avoir plusieurs origines : le ruissellement en surface, le ruissellement hypodermique, l'écoulement des eaux souterraines. Les aires d'alimentation des eaux arrivant à un même exutoire ne se recouvrent pas forcément. Le bassin versant est l'aire de regroupement des eaux de ruissellement; le bassin d'alimentation, celle de la collecte des eaux d'infiltration (Figure 1/5). Les eaux de surface circulent principalement sous le champ gravitaire (potentiel de pression nul à leur surface). Les eaux souterraines sont distinguées en fonction de leur potentiel de pression (Figure 1/6). Les zones non saturées présentent un potentiel de pression négatif : seule la microporosité est occupée plus ou moins par l'eau. Les zones saturées ont un potentiel de pression nul à leur sommet (nappe libre) ou positif (nappe captive); dans les deux cas toute la porosité est occupée par l'eau. La hauteur piézométrique exprime l'altitude où l'eau de la nappe est au potentiel de pression nul.

Le bassin hydrologique est le lieu de transfert de matières en suspension et de molécules ou d'éléments chimiques (Dorioz et Ferhi, 1994). Le transfert passif (ou convection) est lié uniquement au déplacement de la masse d'eau sous l'influence des gradients de pression et de gravité. La nature des matériaux et leur anisotropie interviennent sur la vitesse et l'orientation de la convection : le transfert peut être latéral (ruissellement, circulation hypodermique) et/ou vertical (infiltration). Le transfert par diffusion moléculaire est lié à l'existence d'un gradient de concentration du soluté dans la masse d'eau. Les temps de transfert sont éminemment variables. En Allemagne, ils sont compris entre 1000 ans dans la partie ouest-nord et moins de 1 an dans les zones karstiques du "Swabian and Franconian Highlands (Wendland, 1994). Des processus de bio-transformation, de fixation ou de re-largage physico-chimique du polluant peuvent se produire dans certaines zones traversées. Certains peuvent être assimilés à une autoépuration : dénitrification de surface ou dans les nappes captives en conditions chaudes, anoxiques et en présence d'un donneur d'électron (matière organique, pyrite); fixation du phosphore dans les marais ou photo-dégradation de composés organiques lourds (Mariotti, 1997; Hubbard et Sheridan, 1995). La dilution de la ressource dans d'autres aquifères en zone karstique a pu être assimilée à tort à une auto-épuration (Guillemin et Roux, 1992). La notion d'épuration est relative à la ressource étudiée et peut

correspondre à un report de pollution (cas du N_2O dans la dénitrification). Les eaux de surface sont également soumises aux phénomènes climatiques d'évaporation, de dilution ou de changement d'état et aux prélèvements par les végétaux, animaux et humains. En cas d'absence de transformation des polluants, leur transfert est dit conservatif.

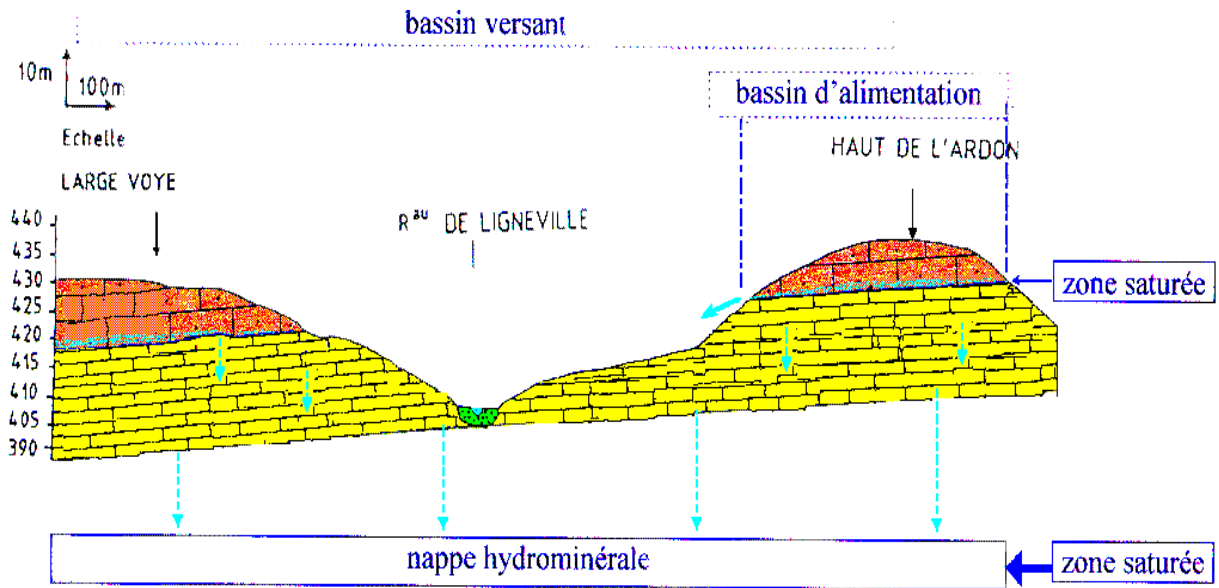


Figure 1/5 : distinction entre bassin versant et bassin d'alimentation , cas de Vittel, d'après Mary et al, 1997.

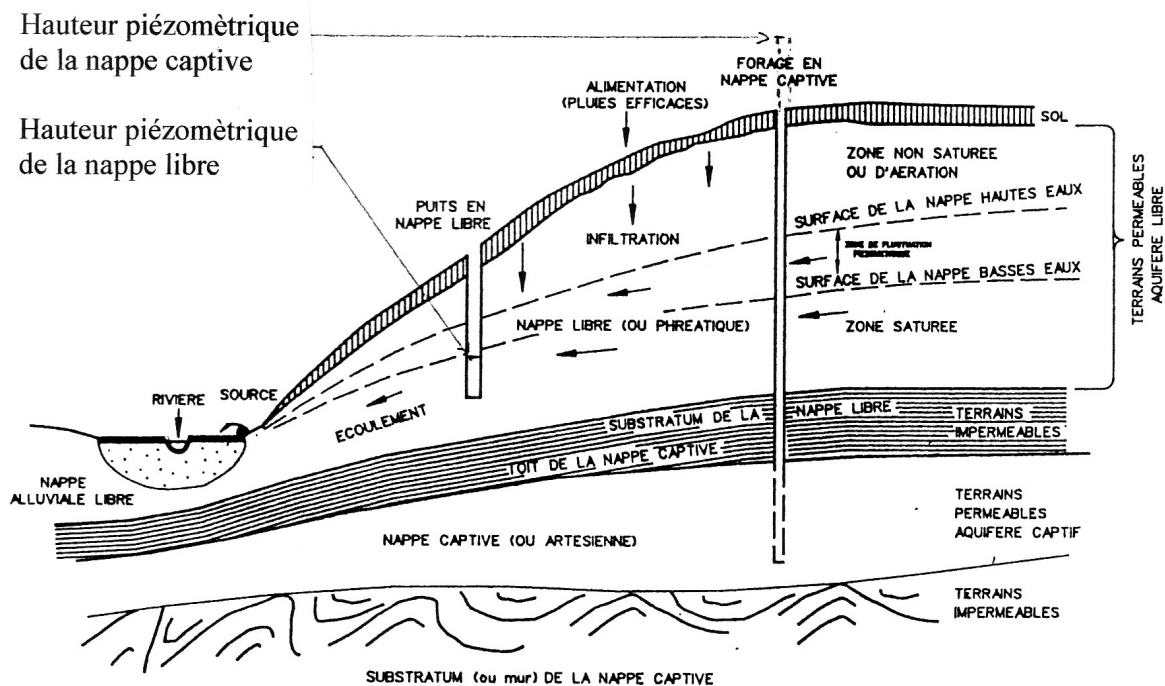


Figure 1/6: Différents types de nappe, modes d'alimentation et d'écoulement, d'après Guillemain et Roux 1992.

Les études des systèmes hydrologiques visent à prédire l'évolution de la ressource en eau, sur un plan quantitatif ou qualitatif ou à comprendre leurs évolution face à des évènements naturels ou anthropiques. Les bassins versants « ateliers » ont d'abord été des outils d'hydrologues et de climatologues (Bosch and Hewlett, 1982, cités par Gaury, 1992). Des études peuvent se limiter à établir des bilans de masse 'sorties-entrées' ou des modélisations de type 'boite noire', avec calage de paramètres à partir d'un jeu de données d'entrée et de sortie (Eeles *et al*, 1990; Adamiade V., comm.

perso., Durand *et al.*, 2006). L'étude à l'aide d'un modèle hydrologique spatialement distribué permet de prendre en compte les nombreuses interactions pesant sur les flux et transferts de solutés (Gascuel-Oudou *et al.*, 2006). Elle suppose que les processus physiques peuvent être représentés selon un mode déterministe, que les paramètres sont accessibles et que les entrées obtenues par sondage représentent bien les variations temporelles et spatiales (Arnold and Allen, 1996). La modélisation quantitative permet d'intégrer les flux issus de plusieurs bassins hydrologiques élémentaires pour prédire l'évolution d'un bassin complexe (Ducharne *et al.*, soumis).

1.1.4.2 Les agro - écosystèmes

L'agro - écosystème ou agrosystème est un espace agricole soumis à un ou plusieurs systèmes de culture (Meynard *et al.*, 2001). Cet espace est composé d'un ou plusieurs croisements de parcelles et de types de sol (Figure 1/7). Le système de culture est « l'ensemble des modalités techniques mises en oeuvre sur des parcelles traitées de manières identiques; chaque système de culture se caractérise par la nature des cultures et leur ordre de succession, et par les itinéraires techniques appliqués à chacune des cultures » (Gras *et al.*, 1987, citant Sébillotte, 1982). L'itinéraire technique est l'ensemble des modalités mises en oeuvre sur le pas d'un cycle de production sur une parcelle (Sébillotte, 1974). La succession des techniques menées sur le territoire, avec des variables d'état physiques, chimiques, biologiques et climatiques données, génère des produits et crée des impacts internes ou externes à l'agrosystème, en particulier sur les nappes d'eaux souterraines.

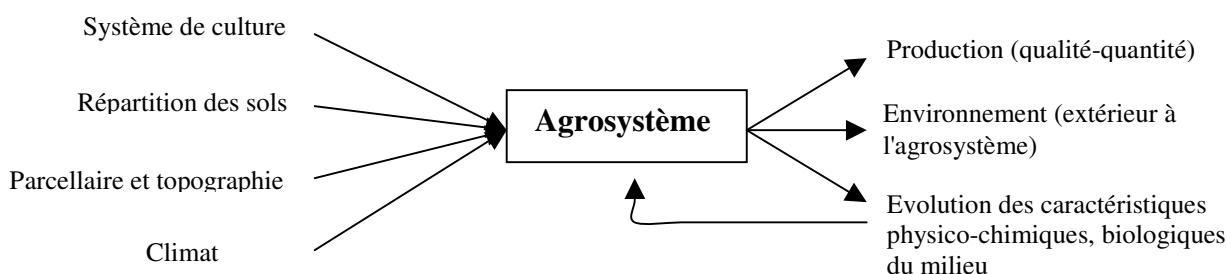


Figure 1/7 : schéma des composantes et aboutissants de l'agrosystème, pour un système de culture donné; d'après Meynard *et al.*, 2001.

Les productions et impacts de l'agrosystème jouent en retour sur la conception des systèmes de culture. Un système de culture est la résultante d'une combinaison de décisions prises, par l'agriculteur ou un groupe d'agriculteurs, sous l'influence de facteurs externes et internes à l'exploitation (Boiffin *et al.*, 2001). Les facteurs externes sont économiques, techniques et écologiques. Les facteurs internes sont les objectifs et le besoin de la famille, les ressources en main d'oeuvre et en équipement de l'exploitation, les connaissances et informations sur les cultures et les sols. Des choix tactiques et stratégiques, affectant respectivement le système de production ou les modalités techniques, déterminent alors le système de culture.

Les techniques appliquées sur une parcelle sont interactives et s'inscrivent dans un ordre logique (Sébillotte, 1974). Pourtant, elles ne sont pas planifiées à l'échelle de la parcelle, mais à des niveaux supérieurs que sont le groupe de parcelles d'une même sole et de l'exploitation (Aubry *et al.*, 1998). La conduite par groupe de parcelles est liée à un besoin de simplifier le processus de prise de décision. Les pratiques résultent de l'application d'un modèle d'action, établi pour une série d'interventions comme par exemple l'implantation à une période donnée (Cerf et Sébillotte, 1998; Duru *et al.*, 1988 cités par Aubry *et al.*, 1998). Ce modèle inclut : 1) des objectifs généraux de l'agriculteur, 2) un programme pour les opérations, 3) des règles de décision d'action associées à l'utilisation d'indicateurs de fonctionnement du milieu. Dans le cas de l'implantation du blé dans le Noyonnais, ces règles portent sur l'ordre, le calendrier et les modalités des interventions (Figure 1/8). Elles servent à établir des séquences de travaux, les activer, établir les modalités de ces travaux et à arbitrer entre les tâches entrant en concurrence (Aubry *et al.*, 1998). Ces règles permettent une adaptation à la variabilité du climat; bien que parfois, l'agriculteur doive gérer certains écarts au programme. Le but d'un indicateur est de donner une information simple et lisible sur une réalité complexe, ici le fonctionnement du système sol-culture-atmosphère (Girardin et Boskstaller, 1997 cité par Meynard *et al.*, 2001). Les indicateurs d'impacts environnementaux permettent de hiérarchiser les risques de pollution au sein d'agrosystèmes et d'évaluer qualitativement les progrès permis par la mise en place d'une action.

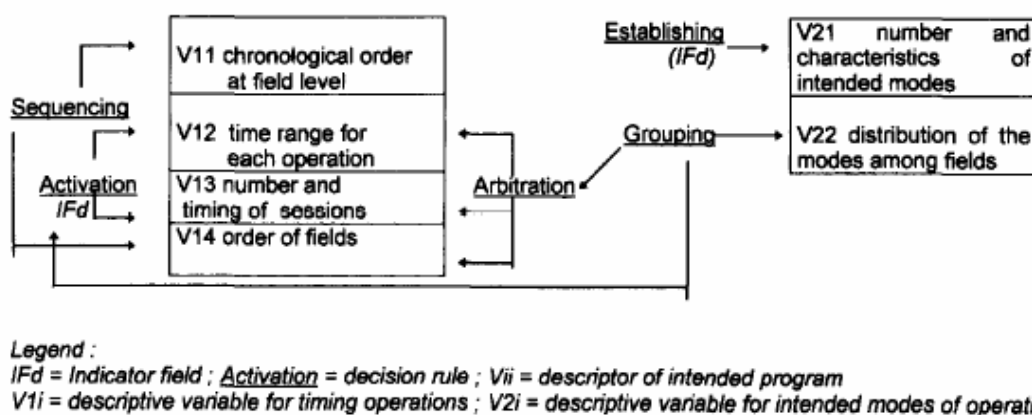


Figure 1/8 : Représentation d'un modèle d'action d'implantation du blé (repris dans Aubry et al, 1996).

- 1) Règles portant sur la l'ordre et le calendrier d'intervention
- V11 : la chronologie des interventions dans un parcelle,
- V12 : la plage souhaitée dans le calendrier pour les réaliser,
- V13 : le nombre de sessions de chantier d'une finalité donnée (exemple semis de blé ou récolte de betterave)
- V14 : l'ordre de passage sur les parcelles de la sole concernée,
- 2) Règles sur les modalités d'intervention
- V21: le nombre et caractéristiques des modes opératoires escomptés,
- V22: la distribution prévue de ces modes dans la sole concernée

Pour aider l'évolution des systèmes de culture à souscrire aux exigences d'une agriculture durable, Meynard et al, 2001 définissent deux thématiques de recherche : l'évaluation des systèmes de culture et la mise au point de systèmes de culture, innovants (Figure 1/9). L'évaluation des impacts des systèmes de culture peut s'appuyer, soit sur une démarche qualitative à l'aide d'un indicateur, soit sur une démarche quantitative à l'aide d'un modèle (§ 1143). La mise au point des systèmes de culture nécessite de définir le système et les acteurs. Elle comprend plusieurs étapes : a) diagnostic préalable qui s'appuie sur une analyse des causes des dysfonctionnements; b) modélisation de l'agrosystème adaptée au problème de la décision; c) choix de scénarios techniques permettant d'atteindre les objectifs d) tests du bien fondé des règles de décision et systèmes mis en place. Le résultat des tests peut amener une action en retour. Ces démarches s'appuient sur des observations ponctuelles de variables d'état du système sol-culture-végétal - atmosphère qui doivent être représentatives de l'agrosystème (Gras et al., 1989).

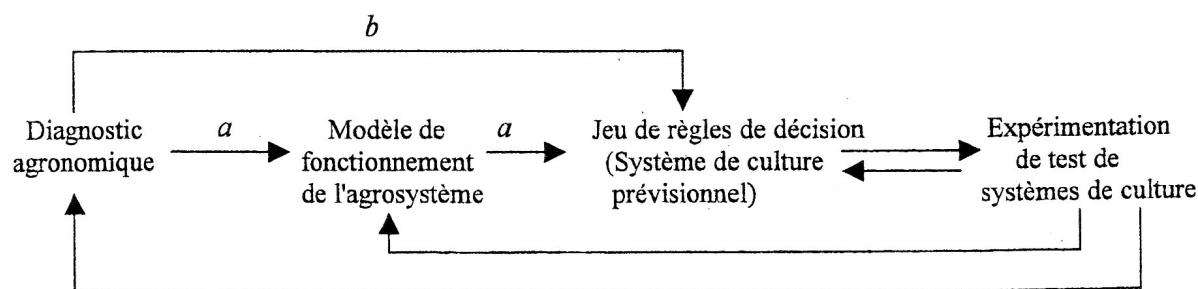


Figure 1/9 : Démarche de mise au point et d'amélioration des systèmes de culture (issu de Meynard et al., 2001)

1.1.4.3 Le système sol - culture - atmosphère

Ce système, ouvert, est le système biophysique élémentaire où se produisent les échanges de radiation, d'éléments minéraux et de ressources génétiques entre l'atmosphère, le sol et le peuplement végétal, voire le cortège d'espèces végétales. Il est mono-dimensionnel et défini sur une portion de sol homogène. Sa limite supérieure peut être considérée comme la partie de l'atmosphère prospectée par la canopée; sa limite inférieure par celle de la lithosphère colonisée par le système racinaire. Il n'a pas de limites latérales mais des entrées et sorties latérales d'eau ou de solutés peuvent être prises en compte. Le système est soumis aux interventions de la faune, qui vient y prélever de la biomasse, excréter, voire s'y

décomposer et parfois agir sur les structures du sol ou de la canopée. L'homme intervient significativement sur les diverses composantes du peuplement végétal, du sol et même du climat. Les entrées dans le système sont les radiations émises par l'atmosphère ou le sous-sol, les précipitations issues des nuages et des matières minérales ou organiques apportées par les animaux et l'homme. Le système rend de l'eau, réfléchit des radiations et fournit des éléments organiques et chimiques à l'environnement, en particulier *via* la récolte de produits et les transferts de gaz ou de solutés. Décrire, de façon concomitante tous les phénomènes, est difficile car leur durée varie de l'heure à plusieurs décennies (Figure 1/10; Gosse et Méryllot, 1997). Cela amène à faire des choix en fonction de l'objectif de l'étude.

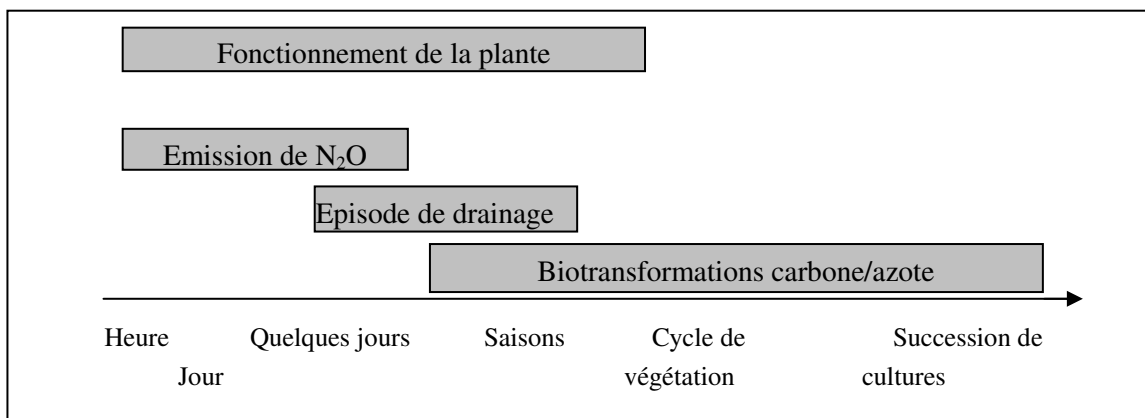


Figure 1/10 : Les principales échelles de temps au niveau d'un écosystème agricole (Gosse et Méryllot, 1997).

Les études du système "sol-culture-atmosphère" varient en fonction du point de vue, qui peut être productif ou environnementaliste, et de leur objectif, finalisé ou cognitif. Dans un but cognitif, chaque composante du système peut être étudiée séparément, à pas de temps court, en faisant l'hypothèse que les autres sous-systèmes sont invariants : les disciplines concernées sont l'écophysiologie, la science du sol et la bioclimatologie.

La conception ou l'évaluation de systèmes de culture nécessitent de relier des variables d'intérêt agronomique ou environnemental à des variables de contrôle à l'opposé d'en décrire tous les mécanismes. Les variables de contrôle sont des facteurs sur lesquels l'agriculteur peut agir (Meynard *et al.*, 2003). Le critère de durabilité nécessite de prendre en compte les interactions au sein du système et avec les interventions techniques. Ainsi le stock d'azote minéral en entrée d'hiver résulte de la conjonction de nombreux facteurs et conditions liés à l'automne en cours ou issus du précédent cultural (Figure 1/11).

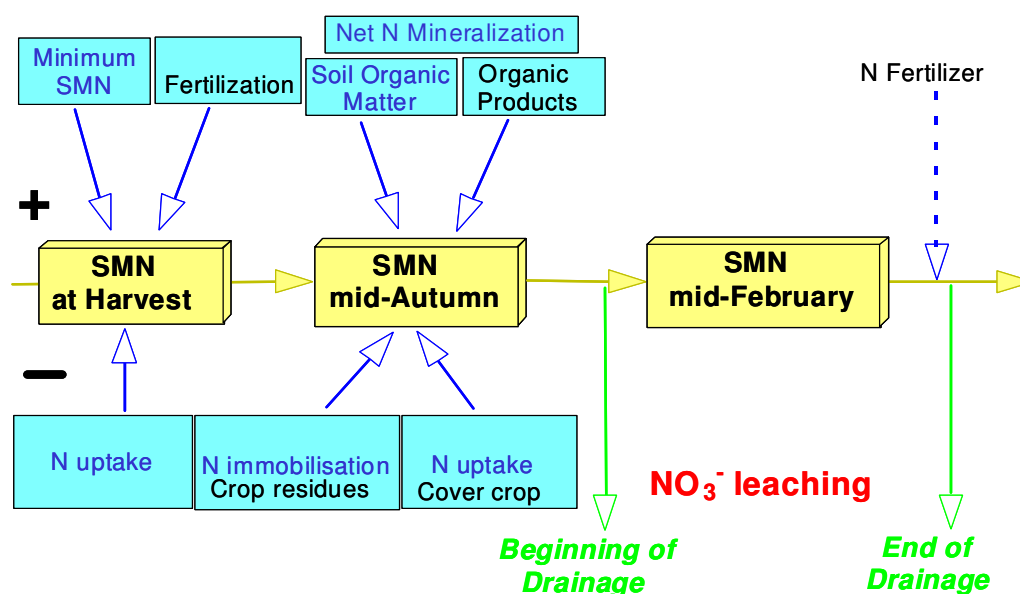


Figure 1/11 : Facteurs techniques déterminants la lixiviation ; d'après Machet *et al.*, 1997.

La prise en compte de temps longs, à l'échelle du cycle cultural ou de la rotation, permet de lisser certains phénomènes élémentaires. Les indicateurs sont des outils « qui synthétisent les processus en jeu, matérialisent les enjeux, décrivent les actions et permettent d'agir en toute connaissance » (CORPEN, 2005). L'indicateur « idéal » devrait répondre aux critères de sensibilité, représentativité, robustesse, lisibilité (Juste, 1993). En pratique, les indicateurs utilisés remplissent rarement l'ensemble des critères proposés. Il est important de croiser plusieurs indicateurs et de les valider scientifiquement dans le domaine d'application. Les outils d'aide à la décision sont des outils plus complexes, basés sur des relations statistiques probabilistes et/ou des modèles déterministes dynamiques.

1.1.5 L'organisation de la prévention

Lorsque l'on veut protéger l'intégralité d'une ressource, la mise en œuvre des solutions préventives est toujours nécessaire, à défaut d'être suffisante, pour la fourniture d'eau potable (Roux, 1995). Une simple taxation de l'engrais azoté n'est pas efficace, au moins à court terme (Mollard *et al.*, 1997). La prévention de la pollution nitrique des nappes phréatiques demande d'agir globalement sur les techniques agricoles appliquées aux agrosystèmes alimentant en eau un exutoire donné (captage ou forage). Une concertation s'impose, non seulement à cause de l'interdépendance des phénomènes biophysiques, mais pour explorer la complexité de la gestion de l'eau et à en identifier les incertitudes (Steyaert, 2006). L'opération Ferti Mieux s'est appuyée sur un diagnostic des risques pour établir une hiérarchie des interventions à conduire sur le mode du volontariat au sein de bassins hydrologiques pilotes (Sébillotte *et al.*, 2003). Elle a concerné 7 % du territoire français et aboutit à des résultats variables en terme d'évolution des teneurs aux exutoires. Le vocable d'expérimentation sociale a été utilisé pour en désigner la dynamique à la fois collective et partenariale, de recherche-développement. Le mode de fonctionnement s'est par la suite heurté à la logique réglementaire de la Directive Nitrate, censée le supporter. L'action de prévention mobilise des compétences pluridisciplinaires ; elle s'approche de la recherche-action (Sébillotte, non daté). Selon Brossier et Chia (1990), s'appuyant sur l'expérience menée sur le plateau de Vittel, la compréhension de la globalité du phénomène nécessite d'articuler différentes disciplines et différents niveaux d'analyse :

- 1) le système écologique, pour caractériser la circulation de l'eau, la perméabilité des substrats, la rémanence des solutés.
- 2) le système technico-économique, pour caractériser l'agressivité des divers systèmes de culture en matière de pollution nitrique, le fonctionnement des exploitations et la courbe de productivité marginale en valeur des engrais.
- 3) le système des relations économiques et sociales, pour caractériser les relations entre les modifications des productions et l'évolution de l'environnement socio-économique.
- 4) le système de pensée des agriculteurs par rapport au problème posé; en quoi ils se sentent responsables de la qualité de l'eau ; quelle forme d'association susciter entre partenaires (GIE, label pour les produits).

Chaque item peut être décliné à différents niveaux d'intégration spatiale: le sol, le bassin hydrologique pour l'approche écologique et les flux biophysiques ; la parcelle agricole, l'exploitation agricole et le système agraire pour l'approche économique et sociale (Gaury, 1992). L'action doit aussi prendre en compte le temps, court, d'acquisition des données et les dizaines ou centaines d'années nécessaires pour renouveler une nappe (Brossier et Chia, 1990 ; Mollard *et al.*, 1997).

Les items 3 et 4 concernent les disciplines de sociologie des systèmes agraires et d'économie rurale. L'analyse des relations, qui s'établissent sur un territoire, entre les acteurs agricoles et l'environnement pris au sens large, est un objet de la recherche sur les systèmes agraires; elle aboutit à une modélisation systémique (Brossier et Chia, 1990). Elle s'appuie sur une théorie économique et l'analyse des relations contractuelles avec asymétrie d'information. Les coûts des transactions sont ceux liés à l'information, la négociation, la coordination, à l'évaluation et à la motivation. Les item 1 et 2 sont abordés dans la suite de ce mémoire.

1.1.6 Problématiques

1.1.6.1 Problématique agricole

La perception, par les agriculteurs de leur responsabilité dans la pollution nitrique, n'est pas tangible. Il faut leur donner les moyens d'une part, de mieux connaître l'impact de leur pratique sur les systèmes hydrogéologiques, et d'autre part, de les optimiser sur des critères agri-environnementaux.

Les agriculteurs, gestionnaires des agrosystèmes, sont théoriquement sous la menace du principe "pollueur-payeur". Devant la difficulté pour en faire appliquer le principe, l'UE a rendu obligatoire l'application des codes de BPA, édictés lors de la Directive Nitrate par les états membres (CEE, 1991). En 2005, les règles d'éco-conditionnalité rendent obligatoire l'application de la Directive en zone sensibles et ajoutent d'autres volets environnementaux (Ministère de l'Agriculture, 2004). Le code proposé par le CORPEN est principalement d'ordre tactique. Il vise à limiter le stock d'azote minéral du sol, appelé *reliquat*, en fin d'automne pour chaque situation (Figure 1/11). Dans les systèmes d'élevage, les apports d'effluents doivent être raisonnés en priorité. Dans les systèmes de culture, la fertilisation doit être raisonnée en fonction d'un objectif de rendement réaliste et avec une connaissance suffisante des fournitures d'azote minéral par le sol. La fertilisation raisonnée est nécessaire mais pas suffisante. La mise en place de Culture Intermédiaire Piège à Nitrate (CIPAN) en fin d'été est indispensable car les quantités d'azote minéralisées en automne sont importantes (Laurent et Mary, 1992). La problématique agricole pourrait se limiter à savoir comment appliquer ces codes à la lettre et au moindre coût. Cependant, rien ne garantit que leur intégration dans les systèmes de production conduise à des résultats efficaces (Meynard *et al.*, 2003). L'application du code ne met pas la profession agricole à l'abri d'une mise en cause lors d'une pollution avérée. La problématique est alors de pouvoir faire un diagnostic d'impact des systèmes de culture actuels (cf § 1162).

Face à un constat de pollution, des agriculteurs peuvent rechercher des moyens pour réduire de façon systématique les risques de pollution à l'échelle de leur exploitation et/ou pour améliorer la durabilité de leurs systèmes. Les solutions recherchées sont d'ordre stratégique, c'est à dire qu'elles remettent en cause le système de production; par exemple: la remise en prairie, la mise en jachère, la désintensification ou la conversion vers l'agriculture biologique. Une réduction systématique de la fertilisation azotée a été proposée de 1995 à 2000 par l'UE dans le cadre des mesures agri-environnementales avec réduction d'intrants (MAE). Une modulation spatiale de la fertilisation est offerte par la technologie de l'agriculture de précision. L'intégration de ces mesures consiste à concevoir des systèmes de cultures économes en intrants azotés et limitant les pertes d'azote, au sein d'une boucle de progrès (Meynard *et al.*, 2001, CORPEN, 2006). Leur rapport coût/efficacité est un critère important dans leur adoption. La problématique agricole est de disposer d'outils de pronostic fiables aux échelles de l'exploitation et du bassin hydrologique.

Plusieurs types d'outils de diagnostic ou de pronostic du fonctionnement du système « sol-culture-atmosphère » sont proposés aux agriculteurs. La définition de l'objectif de rendement peut s'appuyer sur l'emploi de références expérimentales sur les potentialités en fonction du contexte pédo-climatique. La préconisation de la fertilisation azotée est facilitée par l'emploi d'un outil informatique prenant en compte toutes les fournitures du milieu (Machet *et al.*, 2003). Compte tenu de l'importance de la prise en compte des risques liés à la prise de décision, les règles peuvent s'appuyer sur une modélisation intégrant les aléas ; ainsi l'incertitude affectant la variable d'entrée "structure locale du sol" permet une modélisation dynamique de levée des cultures (Dorsainvil, 2002). La conception d'outils stratégiques d'aide à la conception de systèmes de culture durable est encore une voie de recherche (Keating *et al.*, 2003).

En conclusion, la problématique agricole varie selon que l'on se place dans un contexte d'application des BPA ou d'innovation. Pour aider ces deux types de démarche, les besoins sont de :

- connaître l'impact environnemental des BPA appliquées sur un territoire donné, ou plus généralement de disposer d'indicateurs fiables permettant d'établir un diagnostic des risques de pollution;
- établir des références sur le rapport coût/efficacité des solutions permettant de les hiérarchiser;
- disposer d'outils de simulation du fonctionnement du système "sol-culture-atmosphère », fiables en situation 'on farm', pour faciliter la démarche de pronostic aux échelles de la parcelle et de l'exploitation .

1.1.6.2 Problématique environnementale

La perception de la pollution nitrique est tangible, à l'exutoire, pour les gestionnaires de l'eau. Ceci les amène à se poser des questions (SAGEP, 2005): l'efficacité des BPA est-elle suffisante ? dans quels délais ? ne faut-il pas des mesures différenciées en fonction de la position de la parcelle par rapport aux captages ? Les questions concernent d'une part le fonctionnement de l'hydro-système et d'autre part, la pression polluante exercée par les activités agricoles.

La connaissance des limites en trois dimensions du bassin d'alimentation représente la première difficulté. Elle s'appuie sur la topographie, la géologie et la piézométrie. Une autre difficulté est d'acquérir une connaissance minimale sur la nature des transferts des molécules. Le traçage isotopique *in situ* complète la modélisation, dans la compréhension du transfert des solutés. L'idéal serait de réaliser une intégration spatio-temporelle de flux issus de chaque portion du bassin. La modélisation hydrologique quantitative nécessite un travail de description de la géométrie et des caractéristiques des compartiments de l'aquifère (de Marcilly, 1993). Une approche à moindre coût consiste à identifier les principaux processus et leurs principales zones contributrices (Durand, 2003). Le temps pour évaluer l'impact des actions devrait être le temps de renouvellement de l'eau de l'aquifère. Ce délai est souvent très grand, ce qui soulève le problème de leur pérennisation. Une étape intermédiaire d'évaluation est le calcul du flux annuel de sortie sous la zone racinaire.

La maîtrise des flux à l'entrée du système hydrologique pose des questions en termes d'efficacité, d'accessibilité technique et de coût pour la collectivité. L'opération Ferti-Mieux utilisait un outil d'évaluation de type qualitatif (Lanquetuit et Sébillote, 1997). Ce type d'évaluation était acceptable pour des personnes motivées pour des améliorations de type tactique. Il ne permet pas à une agrégation des flux à l'échelle du bassin. Cela crée une ambiguïté sur le niveau de résolution spatiale où se définit l'objectif de teneur en nitrate de l'eau de drainage. Appliquer le même niveau d'exigence pour tous les milieux conduit à exclure les terrains à faible potentialité de production (Sébillote *et al.*, 2003). Les résultats des actions menées sur chaque parcelle sont, de fait, mutualisés à l'échelle du bassin. Seule une modélisation quantitative de l'impact des pratiques réellement appliquées peut permettre de différencier *ex ante* des niveaux d'exigence au sein d'un bassin. Seule, elle peut permettre d'aider le gestionnaire de l'eau à évaluer *in fine* l'impact des améliorations engagées par des agriculteurs. La DCE demande de mettre en place des structures de concertation et d'information du public au sein des districts géographiques (Steyaert, 2006). Pouvoir quantifier l'impact des systèmes de culture sur la lixiviation est nécessaire pour une mise en œuvre pluridisciplinaire et partenariale de la prévention. Le bassin hydrologique et le temps de renouvellement de l'eau de l'aquifère sont les échelles pertinentes de l'évaluation. La campagne agricole et l'exploitation agricole sont les échelles pertinentes pour estimer les coûts de la prévention pour l'agriculteur. La problématique est la quantification conjointe des impacts environnementaux et économiques de modifications des systèmes de culture réalisée à l'échelle du bassin.

En conclusion, la problématique environnementale de gestion de la ressource en eau à l'échelle du bassin d'alimentation en eau potable varie suivant l'objectif, de diagnostic ou de pronostic. Les besoins sont de pouvoir:

- définir les limites du bassin et comprendre les transferts au sein de l'hydro-système;
- quantifier l'impact *in situ* des BPA, systématiquement mises en place à l'échelle du bassin hydrologique.
- simuler l'impact de scénarios alternatifs, techniques ou de gestion de l'espace, en utilisant des variables et des échelles communes aux approches technico-économiques et hydrologiques.

1.1.6.3 Problématique scientifique

Les besoins de quantification précédemment exprimés impliquent trois challenges : - la prise en compte du contexte agricole, avec des pratiques réelles (« on farm ») ; - la prise en compte des facteurs déterminants de la lixiviation du nitrate sur le long terme - la prise en compte de la variabilité spatiale (Schenebelen *et al.*, 2004).

La quantification *in situ* des flux d'eau et d'azote sortant de la zone racinaire

Les estimations quantitatives des flux d'eau et d'azote en conditions agricoles normales sont rares (Bruckler *et al.*, 1997). Les prélèvements de solutés en bougies poreuses permettent d'effectuer des mesures *in situ*, non destructives et répétées au cours du temps sur le long terme (Gaury, 1992). Elles donnent accès à la concentration de l'eau mobile qui peut différer de la concentration moyenne de la

solution du sol (Garnier *et al.*, 2001). L'association de données de carottage et d'un modèle simple de calcul présente des avantages et inconvénients opposés (Mary *et al.*, 1999). Son avantage est de permettre de localiser les mesures en tout lieu et d'intégrer toute l'épaisseur du sol. La mesure conjointe de l'humidité, de la teneur en azote, et de la masse volumique, permettent de quantifier le stock d'azote minéral, grandeur indispensable pour établir des bilans. La difficulté est de répéter dans le temps les prélèvements, qui sont destructifs et coûteux. La modélisation dynamique du système « sol-culture-atmosphère » permet de synthétiser et généraliser les résultats de la recherche. Cependant les questions du respect du domaine de définition des algorithmes et de l'accessibilité de leurs paramètres se posent. Le recours à la modélisation pour décrire des situations « on farm » soulève la question du nombre de facteurs du milieu pris en compte par le modèle (Hansen *et al.*, 2001 ; Meynard *et al.*, 2003).

La prise en compte des déterminants de la lixiviation par la modélisation.

La lixiviation à l'échelle locale est due à la conjonction de plusieurs facteurs (Sébillotte et Meynard, 1990) :

- la présence d'un reliquat en fin d'automne qui résulte du bilan d'azote minéral pendant la culture et de l'interculture ; le nitrate lessivé est issu majoritairement de la minéralisation de la matière organique du sol et d'un déséquilibre éventuel entre les besoins et l'offre en azote de la culture précédente;
- l'occurrence d'un drainage et donc d'un bilan hydrique excédentaire; les modalités de circulation dépendent de la porosité du profil de sol;
- l'absence d'absorption par le système racinaire de la culture présente ou suivante et l'absence de réduction des nitrates dans les couches anoxiques du sol.

Ces phénomènes font participer toutes les composantes du système sol-culture-atmosphère de façon diachronique et en partie aléatoire. L'absorption du nitrate reste possible tant que celui-ci n'a pas migré au delà la profondeur maximale prospectée par les racines. Ces processus dépendent du climat. Un cas d'école est l'effet, soit dépressif, soit supplétif, causé par l'implantation d'une culture piège à nitrate pendant l'automne, sur la culture principale (Thorup-Kristensen et Nielsen 1998). L'échelle minimale pour appréhender la résultante de ces processus est la rotation culturale. Prendre en compte la variabilité de leurs interactions avec celles du climat demande d'étudier plusieurs rotations. Des phénomènes cumulatifs affectent le compartiment d'azote organique qui interagit avec le pool d'azote minéral. Vérifier la capacité des modèles à prédire les flux sur le long terme, reste une question de recherche (Séminaire STICS ; 2005 ; comm. orale). Il est utile de confronter les prédictions des modèles à des données d'essais à long terme (Jansen, 1996).

La quantification des flux d'eau et d'azote variant dans l'espace

L'association, entre les modèles de transfert des solutés dans la zone non saturée et des Systèmes d'Information Géographiques (SIG), a permis de gérer la variabilité spatiale des propriétés du sol (Corwin et Wagenet, 1996). L'outil de simulation associe plusieurs modèles, de types naturaliste ou mécaniste :

- un modèle de répartition spatiale de la couverture pédologique et du climat ;
- des bases de données des valeurs des paramètres ou des fonctions, dites de pédotransfert, reliant leurs valeurs à des caractéristiques du sol (Bastet *et al.*, 1998);
- un modèle de comportement des cultures, généralement, monodimensionnel;
- des règles de prévision des états initiaux;
- des modèles ou bases de données des interventions techniques.

Les sorties du modèle sont ensuite agrégées aux échelles supérieures de temps et d'espace (« upscaling » selon Wagenet et Hudson, 1996 ; Nicoullaud *et al.*, 2004). Un conflit apparaît entre la nécessité d'évaluer régionalement l'impact environnemental des décisions et le caractère ponctuel de l'état de l'art de la modélisation (Kersbaum et Beblík, 2001). Trois types d'erreurs sont inhérents à la modélisation hydrologique: - du modèle, - des entrées, - des paramètres (Loague et Corwin, 1996). Les cartes de pollution diffuse des nappes, générées par cet outil, doivent associer les incertitudes aux estimations. Pouvoir évaluer la qualité des prédictions spatialisées est une question de recherche.

1.2 Objectifs, hypothèses et étapes de la thèse

1.2.1 Les objectifs finalisés

Un travail de caractère finalisé consiste en l'optimisation des systèmes de culture dans un bassin où la pollution nitrique est avérée. Les objectifs concernent les agro et hydro-systèmes :

- connaître l'impact des pratiques de prévention gérées par les agriculteurs et systématiquement appliquées à l'échelle d'un bassin (application dite « on farm »),
- comprendre le fonctionnement hydrologique du bassin ;
- acquérir des données permettant de sélectionner des indicateurs de pollution à l'échelle de la parcelle et à celle du bassin, pour faciliter les démarches de diagnostic ;
- connaître le rapport coût/efficacité des BPA.

1.2.2 Les questions de recherche

Les questions scientifiques concernent les moyens d'évaluation des impacts des agro-systèmes inclus dans un bassin hydrologique. L'objet de recherche est le système sol-culture-atmosphère. Les impacts considérés sont ceux concernant la production agricole, la lixiviation du nitrate en situation agricole :

- Des méthodes de quantification de la lixiviation sont-elles performantes en situation 'on farm'?
- La hiérarchie des déterminants de la lixiviation en systèmes de grande culture est-elle soumise à des facteurs d'échelle temporelle et/ou spatiale?

1.2.3 Le support de recherche

Le site d'étude de Bruyères (02) est un petit lobe d'un plateau qui comporte une nappe d'eau souterraine. Cette nappe alimente 5 sources principales qui connaissent une pollution croissante et régulière depuis 1960. Le bassin d'alimentation de cette nappe comprend 21 parcelles, recouvrant 137 ha cultivés, réparties sur 3 exploitations agricoles, et 50 ha de bois ou prairies extensives. Les parcelles ont fait l'objet d'une mise en oeuvre systématique des BPA, puis des MAE de 1990 à 2002. Les améliorations des pratiques ont porté sur 2 corps de règles de décision systématiques: -fertiliser de façon raisonnée ; - planter des CIPAN avant les cultures de printemps, et 2 règles optionnelles : - favoriser les repousses ; - enfouir précocement des pailles (Annexe 1). Des données sont acquises pour établir les recommandations et pour évaluer leurs impacts. Elles concernent des variables agronomiques, climatiques et hydrologiques. Des observations complémentaires ont porté sur la typologie et la cartographie des sols, la cartographie des rendements et la réalisation d'observations hydrogéologiques.

Le temps de renouvellement de l'eau de l'aquifère du Lutétien avait été estimé à 8 ans au début de l'action (Mary *et al.*, 1992). Le site a fait l'objet d'une tentative de modélisation hydrogéologique, spatialement distribuée (Cabon, 1993). Ce travail a permis de bien reproduire les cinétiques des débits, mais pas celles des concentrations en nitrate aux exutoires. L'explication est la grande sous-estimation du temps de transfert des solutés dans la zone non saturée. Le temps de séjour moyen du Tritium dans l'aquifère, et donc de la molécule d'eau, a été estimé entre 20 ou 25 ans (Beaudoin *et al.*, 1996).

Par rapport aux sites déjà étudiés au Nord de la France (Cheloufi *et al.*, 1990; Gaury, 1992; Lanquetuit, 1996), ce site combine plusieurs critères intéressants: 1) la nappe, localisée dans le calcaire du Lutétien, est presque isolée hydrologiquement; 2) elle est alimentée presque exclusivement par des zones agricoles de grande culture; 3) le temps de séjour du nitrate dans le système hydrologique est supposé relativement court; 4) la nappe est libre, ce qui réduit le risque d'une dénitrification souterraine; 5) la teneur en nitrate de l'eau des captages augmente régulièrement depuis plus de 25 ans; 6) l'aire de la zone d'alimentation de l'aquifère est modeste ce qui permet d'en faire un suivi détaillé ; 7) la variabilité de la couverture pédologique est remarquable pour une étude d'impact environnemental (Coquet *et al.*, 2005).

1.2.4 L'expérimentation partenariale

Parler d'une expérimentation sociale sur le site de Bruyères, serait abusif, car le terme laisse entendre une dynamique interactive au sein d'un large groupe; le vocable "partenariat" semble préférable pour désigner la dynamique de collaboration, qui s'est installée sur le long terme. L'opération a débuté en

1990 sur le mode du volontariat; le bassin était inclus dans l'opération Ferti-Mieux des collines du Laonnois. Les BPA ont été ensuite instituées et partiellement financées dans le cadre de l'article 19 de l'UE en 1992 et dans le cadre des Mesures Agri-environnementales avec réduction d'intrants (MAE) de 1996 à 2000. Cette expérimentation a nécessité des travaux d'ingénierie d'amélioration des systèmes de cultures et de suivi de la qualité des eaux à l'exutoire, qui ont été effectués par l'INRA, la Chambre d'Agriculture de l'Aisne et un expert bénévole.

Cette expérimentation partenariale a pu s'installer et durer grâce à la volonté de la municipalité de miser sur la prévention et de mobiliser les responsables concernés : les agriculteurs, les acteurs de la recherche-développement, les services sanitaires et la municipalité (Dorel, 2005). La double volonté de dialoguer et d'agir impliquait un double pacte : de non-agression et de transparence. L'opération d'évaluation des impacts des BPA, concomitante à l'action, était un autre principe fondateur. Elle a permis de prévenir les risques d'usure, accrus par l'annonce d'un temps de renouvellement de 25 ans, au lieu des 8 ans escomptés. Le pacte a évolué en une relation plus libre, de type "win-win", dont la formalisation a été progressive sous forme de contrats.

1.2.5 Les modèles de simulation « sol-culture-atmosphère »

Deux types de modèle dynamique sont utilisés pour quantifier les pertes d'eau et d'azote à l'échelle locale. Ils diffèrent par le nombre de variables d'entrée et la complexité et de leur formalisme. Ils ont en commun le module de transfert du nitrate, qui est de type « cellule de mélange » (Burns, 1976).

Le modèle LIXIM simule le bilan hydrique, la minéralisation de l'azote et le transfert vertical des solutés au pas de temps journalier (Mary *et al.*, 1999). La minéralisation est calculée par méthode inverse. L'intérêt de ce modèle est de prendre en compte les données mesurées des stocks d'eau, d'azote minéral pour simuler la lixiviation. A titre de comparaison, le modèle de Burns permet aussi de prendre en compte les données mesurées mais n'a pas de module de minéralisation.

Le modèle STICS a été créé en 1996 pour satisfaire 4 critères : - généralité (capacité à décrire le fonctionnement de différentes espèces avec un seul formalisme) - robustesse - prise en compte des faits techniques – variables et paramètres d'entrées accessibles à l'échelle d'un agro-système (Brisson *et al.*, 1998). Il simule les bilans d'eau, de carbone et d'azote, au pas de temps journalier (Figure 1/12).

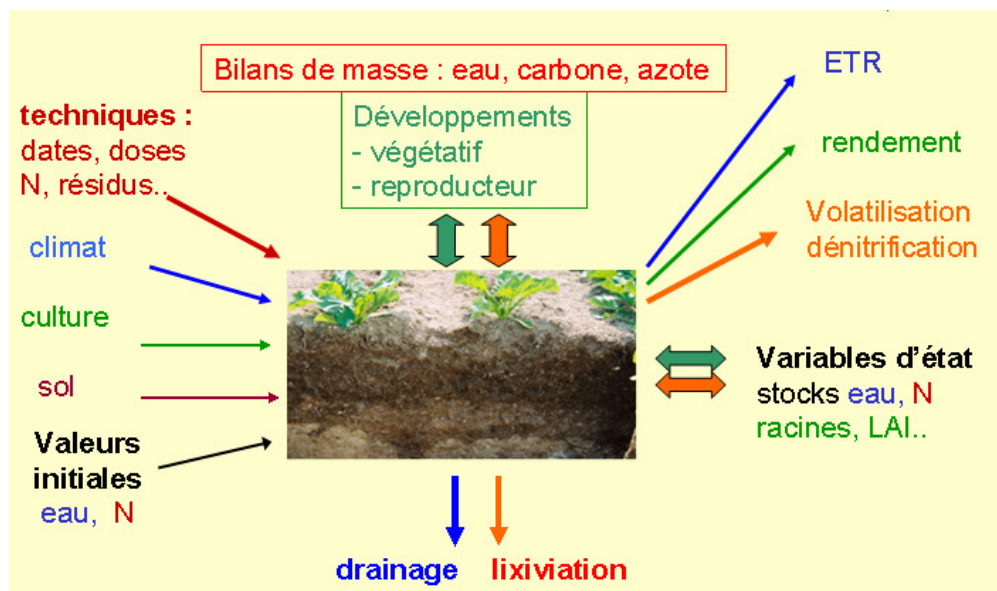


Figure 1/12. La modélisation du système "sol-culture-atmosphère-techniques" par le modèle STICS, d'après Brisson *et al.*, 2003.

Il intègre les variabilités du climat, du sol et des modalités techniques. Il gère les effets simples ou combinés des stress hydrique et azoté. Le paramétrage du modèle a bénéficié d'études expérimentales spécifiques. L'introduction, d'un module de simulation des Cultures Pièges à Nitrates (CIPAN), s'est appuyée sur les cinétiques de croissance de l'indice foliaire et d'absorption d'N des cultures de moutarde et ray-grass (Dorsainvil, 2002). Le paramétrage, des fonctions de minéralisation d'N et C des résidus de culture, s'est basé sur des incubations au laboratoire (Nicolardot *et al.*, 2001). D'autres modèles assurent

des fonctions analogues : tels CERES (Kovács *et al.*, 1995), APSIM (Keating *et al.*, 2003), ou DAISY (Hansen *et al.*, 2001). Le module de minéralisation de STICS a été positivement comparé à d'autres (Gabrielle *et al.*, 2003). La réponse du modèle au facteur simple "fertilisation" a été positivement vérifiée avec STICS 4, pour la simulation des rendements (Beaudoin *et al.*, 2002) et avec STICS 5 pour celle de la balance d'azote (Houlès *et al.*, 2004). Ces résultats motivent le choix de STICS. La version 6 prend mieux en compte les conditions d'enchaînement des cycles et prédit les différents types de pertes d'azote.

1.2.6 Hypothèses d'étude

Compte tenu que la lixiviation n'est pas directement mesurable et que les conditions aux limites des systèmes étudiés ne sont pas toutes bien déterminées, il est nécessaire d'effectuer un certain nombre d'hypothèses. Trois portent sur les conditions expérimentales et l'objet de la quantification :

- dans la démarche expérimentale agricole, les exigences posées par l'amélioration demandée des pratiques ne remettent pas en cause l'organisation des exploitations ni le libre arbitre des agriculteurs;
- dans le devenir du nitrate au sein des zones non saturée et saturée, le transfert est conservatif ;
- sur la hiérarchie des pertes d'azote : les pertes par voie gazeuse, ou sous forme organique dissoute, sont quantitativement négligeables par rapport aux pertes par lixiviation.

Trois autres concernent les outils de quantification de la lixiviation :

- dans l'impact des conditions 'on farm', la quantification de l'impact d'un système de culture donnée sur la pollution nitrique est plus fiable avec un dispositif de mesures qu'avec un modèle;
- sur le modèle de simulation : un modèle « sol-culture-atmosphère » fonctionnel sera plus robuste qu'un modèle mécaniste car plus facile à paramétrer ;
- sur la démarche de spatialisation de la quantification des flux, les mailles du territoire sont considérées comme indépendantes sur le plan hydrologique.

1.2.7 Démarche d'étude

Relation entre expérimentation et modélisation

La démarche de modélisation a consisté à s'appuyer sur les données issues de l'expérience partenariale. Cependant, la modélisation a bénéficié de données spécifiques acquises sur le site ou sur d'autres sites expérimentaux. Les pratiques mises en oeuvre sont considérées comme des faits techniques, au sens défini par Gras *et al.* (1989), c'est-à-dire « le résultat, à un moment donné, d'une évolution et d'un jeu d'interactions avec le milieu tant physique qu'économique ». La question des déterminants socio-économiques des pratiques n'est pas abordée.

Démarche d'intégration spatiale.

L'étude des flux affectant la zone racinaire fait l'objet de deux simplifications concernant les écoulements latéraux. Les processus de ruissellement - réinfiltration sont négligés. Le temps de transfert vers les exutoires est supposé assez long pour considérer que la concentration moyenne annuelle parcellaire, pondérée par la surface, a une signification physique. Cela permet d'étudier séparément deux systèmes emboîtés :

- le volume, correspondant à la zone d'enracinement des parcelles cultivées, est l'objet de recherches cognitives ou finalisées sur les déterminants des flux qui en sortent.
- le volume, correspondant à l'enveloppe topographique de bassins élémentaires de sources d'émergence, est un support d'illustration et de validation globale.

Démarche d'intégration temporelle

Le travail consiste à « faire des gammes » du calcul des flux d'eau et d'azote, en s'affranchissant progressivement des données observées. Le pas de temps de calcul des flux d'eau et d'azote, sortant de la zone racinaire, est la journée. Les flux sont ensuite agrégés à des niveaux supérieurs :

- l'échelle minimale est la station-année, l'effectif de 390 individus permettra de faire un traitement statistique des déterminants de la pollution, calculée à l'aide du modèle LIXIM ;
- aux échelles de la rotation et de la station, l'effectif de 36 stations permettra une comparaison des sorties entre les quatre types de matériaux- sols principaux;
- aux échelles du bassin et de la rotation, les impacts de scénarios, simulés par les modèles, seront comparés, sans pouvoir bénéficier de répétitions.

1.2.8 Les étapes

Les étapes du travail consistent à décrire le site puis à faire varier la nature du couple « mesures expérimentale – modèle » qui sert à quantifier les pertes d'eau et d'azote sous la zone racinaire.

Les résultats expérimentaux sont présentés dans le chapitre 2; ils concernent les données issues de 36 stations d'observation, des sols et des cultures, et celles issues du suivi des exutoires du bassin. Les données observées sont intégrées dans le modèle LIXIM pour obtenir les flux d'eau et d'azote sous la zone racinaire. Celles concernant le fonctionnement hydrogéologique du bassin sont également présentées dans le chapitre 2.

Dans le reste du document, les résultats concernent les pertes du système sol-culture-atmosphère seul. Les méthodes de modélisation diffèrent par le niveau de généralisation dans le temps et l'espace (Tableau 1/4). La durée de simulation, sans réinitialisation du modèle croît du chapitre 2 au chapitre 4 : seules les données mesurées en sortie d'hiver sont utilisées dans les prédictions du modèle couplé de Makovski -STICS 3.0; seules celles mesurées au début de l'étude servent dans le modèle STICS enchaîné pendant 8 années. L'enjeu d'utiliser STICS enchaîné est de simuler les interactions à moyen terme entre les modes de fertilisation et de gestion de l'interculture. Dans les chapitres 2.2, 3.1, 3.2, 4.1 et 4.2, la concentration moyenne de l'eau de percolation est calculée par pondération des flux issus des 36 stations. Dans le chapitre 2.3, elle est obtenue par simulation couplée de STICS avec un SIG, ce qui permet d'évaluer l'impact, du niveau de résolution spatiale, sur la quantification de la lixiviation du nitrate.

Chapitre de thèse Méthode	2.1-2.2 LIXIM 6.0	3.1-3.2 MAKOWSKI +STICS 3.0	4.1.-4.2 STICS 6.0	4.3 STICS 6.0	
a) méthodes de prise en compte de la variabilité temporelle, à l'échelle de la station					
Entrées	Sept /déc. N	Février N	Récolte N	Récolte N ou *0	Récolte N ou *0
Profil d'eau du sol	+		+	+	+
Profil d'N minéral du sol	+	Total (Reliquat)	+	+	+
Paramètres capacitifs sol	+	+	+	+	+
%N. organique sol		+	+	+	+
Résidu du précédent		Type	Quantité C/N	Quantité C/N	Quantité C/N
Type de culture	+	+	+	+	+
Techniques agricoles		Dose totale N	+	+	+
N absorbé par culture	+				
Climat de la période	+		+	+	+
Sorties	Mars N+1	Récolte N	Mai N+1	Récolte N+1 ou *N+n	Récolte N+1 ou *N+n
Profil d'eau du sol	+		+	+	+
Profil N minéral du sol	+	Total (Reliquat)	+	+	+
Drainage	+		+	+	+
Lixiviation du nitrate	+		+	+	+
Minéralisation nette	+	+	+	+	+
Rendement		+		+	+
%N. du produit		+		+	+
Résidu (quantité. - %N)		+		+	+
N. organique du sol				+	+
Organisation d' azote		+	+	+	+
b) méthodes de prise en compte de la variabilité spatiale à l'échelle du bassin					
Extrapolation	- carte des matériaux-sols	+	+	+	+
Généralisation	- carte des sols				+
	- règles d'apparement				*+
	- fonction pédo-transfert				+

Tableau 1/4 : Méthodes de prise en compte de la variabilité temporelle à l'échelle de la station (a), et de la variabilité spatiale à l'échelle du bassin (b), employées dans les différents chapitres de la thèse. En a), description des variables d'entrées, de sortie et des périodes de simulation en fonction du type de modèle. N = année étudiée. (*): en cas d'enchaînement, seules les données initiales ou d'apparement de l'année 0 comptent.

2 . Quantification expérimentale du lessivage du nitrate dans un bassin hydrologique

Légende de la source du Val Saint-Pierre-Fontaine Notre Dame vers 1243.

Par Rousselle-BERGEVIGENY (1858).

... Mais je veux récompenser votre piété, à côté d'une petite chapelle bâtie au sommet de la colline de Saint-Pierre en Vallon, faisant face au Nord, coule une source d'eau vive. Cette eau aura la vertu de guérir les fièvres après une neuvaine faite en mon honneur.

Cinq ans après, c'était en 1250, Blanche de Castille, mère du futur Saint-Louis, roi de France, était minée par une fièvre qui avait résisté à toutes les ressources de la médecine... Blanche était alarmée, non pas à cause de la mort qui la menaçait, mais parce qu'elle avait encore besoin de vivre pour le bien de l'Etat qu'elle administrait en l'absence de son fils parti...

... Aussitôt les pèlerins se mettent en route et bientôt arrivent à Bruyères. Dès le lendemain de l'arrivée de Blanche, le Clergé de Sainte Elisabeth s'acheminait processionnellement vers la Fontaine de Saint Pierre en Vallon. Bientôt le cortège arrive à la source salutaire, le curé adresse quelques oraisons à l'Etre Suprême et au bienheureux Saint Pierre, puis plonge un vase d'argent dans la source bénie et la présente à Blanche qui en bu quelques gorgées...



La source du Bélier – dispositif limnimétrique (photo. E . Venet)

On ne dit pas « Fontaine , je ne boirai pas de ton eau ! » -dicton populaire

2.1 Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations.

Article publié avec la référence :

Beaudoin N. ^a, Saad J. ^a, Van Laethem C. ^b, Maucorps J. ^c, Machet J.M. ^a and Mary B. ^a, 2005. Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 111, 292-310.

^aINRA- unité d'agronomie LRM - ^bChambre d'Agriculture 02 - ^cINRA- unité science du sol – Orléans.

Abstract

The efficacy of 'Good Agricultural Practices' (GAP) for reducing nitrate pollution is tested on the scale of a small catchment area (187 ha) which is almost entirely under arable agriculture. GAP have been introduced on all fields since 1990. They consist in applying carefully planned N fertilizer recommendations, establishing catch crops (CC) before spring crops and recycling all crop residues. Soil water and mineral nitrogen (SMN) were measured three times each year on 36 sites representative of crops (wheat, sugarbeet, pea, barley, oilseed rape) and soil materials (loam, loamy clay and rocks, sand loam and limestone, sand) during 8 years (1991-1999). These measurements (about 3600 soil samples) were used in LIXIM model to calculate water and nitrogen fluxes below the rooting zone. The model could reproduce satisfactorily the water and SMN contents measured at the end of winter. It simulated reasonably well the nitrate concentration measured in the subsoil (3-10 m deep) of nine fields. The mean calculated amounts of drained water and leached nitrogen below the rooting depth were 231 mm yr⁻¹ and 27 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, corresponding to a nitrate concentration of 49 mg L⁻¹. Leached N varied by a 5, 4 and 3 fold factor according to the year, crop and soil type, respectively. Nitrate concentration was primarily affected by soil type: it varied from 31 mg L⁻¹ in deep loamy soils to 92 mg L⁻¹ in shallow sandy soils, and was linked to the soil water holding capacity. The sugarbeet - wheat rotation gave the lowest concentration (38 mg L⁻¹) and the pea - wheat rotation the highest one (66 mg L⁻¹). In spite of their moderate growth (mean biomass = 0.8 Mg ha⁻¹), the catch crops allowed to reduce the mean concentration by 50% at the annual scale and 23% at the rotation scale. Straw incorporation was also beneficial since net mineralisation between harvest and late autumn was reduced by 24 kg N ha⁻¹ when straw residues were incorporated. Reducing fertilisation below the recommended rate did not significantly reduce further nitrate leaching. Although GAP were not all optimal and therefore less efficient than in well controlled experiments, they appear essential in intensive agriculture in order to comply with the EU standard for nitrate concentration.

Key words: Agricultural practices, nitrate leaching, nitrogen fertilisation, catch crops, catchment.

2.1.1 Introduction

Nitrate pollution of groundwater from agriculture is a common fact (Addiscott *et al.*, 1991; Guillemin and Roux, 1992; Datta *et al.*, 1997). The European Union has implemented a procedure aiming at recovering a good quality of water resources in 2015 (Directive 2000/60/EC; Letcher and Giupponi, 2005). The challenge is particularly hard in intense farming systems with high N excess as well as in arable cropping systems with low drainage (Machet *et al.*, 1997; Hall *et al.*, 2001; Di and Cameron, 2002). Moreover, in regions with large sedimentary basins and deep groundwater, such as Paris basin, the impact of present practices may be hidden due to the long response time of the aquifers. The complexity of the problem rules out apparently simple solutions such as taxation of nitrogen fertilisers (Haruvy *et al.*, 1997). It raises the question as to whether the standard is achievable (Addiscott *et al.*, 1991). Alternative agricultural practices have been encouraged since the 1990s under the generic term 'Good Agricultural

Practices' (GAP) or 'Best Management Practices' (Hubbard and Sheridan, 1995). This trade off is not entirely concerned with sustainability but it does appear to be economically achievable (Lacroix, 1995).

In arable systems, the main rules to prevent nitrate pollution rest on better management of the nitrogen cycle during crop succession. Dehérain (cited by Morlon *et al.*, 1998) explained the principles as early as 1902: "since the major losses of nitrogen from ploughed soils take place in autumn, one must reduce as far as possible the area of bare soil in winter by using green manures, incorporate crop residues and avoid applying nitrogen fertiliser greatly in excess of crop requirements". These principles seem essential to prevent nitrate pollution of groundwater (Laurent and Mary, 1992; Hansen *et al.*, 2001). However applying GAP in actual farming conditions may be more or less successful because there are uncertainties on N predictions and farmers may not follow the recommendations at the optimum due to lack of information, technology or time (Meynard *et al.*, 2002).

Few studies have quantified precisely the efficiency of GAP applied in farming conditions with regard to the EU guideline for nitrate in drinkable water. The relevant spatial and temporal limits for this quantification are the loading aquifer perimeter and the renewal time of the aquifer. At this scale, the results are hampered by uncertainties but can be smoothed using a relevant aggregation (Kersebaum and Beblík, 2001). The objectives of this work are to quantify nitrogen leaching below the rooting zone in different soil types, crop rotations and farming practices, and to evaluate GAP efficacy for reducing nitrate leaching in actual farm conditions in Northern France. The method chosen has consisted in using measurements and simple modelling rather than using a pure simulation model which requires many parameters and local testing. The data presented here concern the first 8 years of the study. A large number of measurements was realized on crops (700) and soils (3600) in order to estimate the water and nitrogen fluxes below the rooting zone. The comparison with the fluxes measured at the catchment outlet will be presented in a next paper.

2.1.2 Materials and Methods

2.1.2.1 Experimental site

2.1.2.1.1 General characteristics

The site investigated is located in Bruyères, near Laon, in Northern France. It is a tertiary sedimentary plateau, typical of the Paris Basin. The main characteristics of this site are: i) a small (187 ha) and well defined loading perimeter for the aquifer (Mary *et al.*, 1997), ii) an aquifer showing increasing nitrate pollution with a faster response time than the surrounding chalk aquifers, and iii) an important variability of soils. Due to the concern of nitrate pollution, GAP have been adopted by farmers since 1990 and applied to all cultivated fields present in the catchment area: 21 fields composing 145 ha. The period of study described here begins in autumn 1991 and ends in autumn 1999. A set of 36 sampling sites was defined to assess the variability of crop yields, water and N losses. The sites represent the main soil types within each field (Figure 2.1/1).

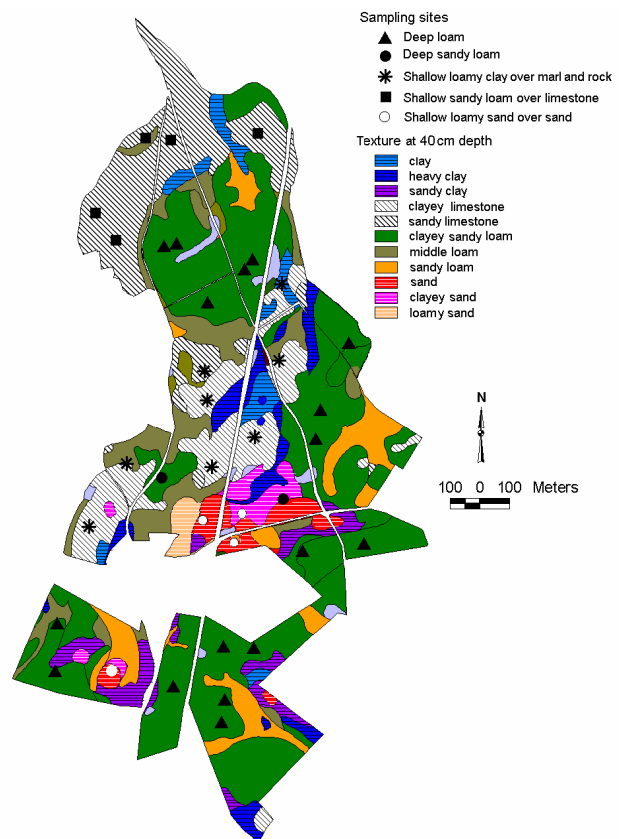


Figure 2.1/1: Pedological map of Bruyères site and location of the sampling sites.

2.1.2.1.2 Soil properties

A 1:7500 soil map was established (Figure 2.1/1). Four main soil types were defined according to their parent material (Table 2.1/1): deep loam (DL) or neoluvisols developed on decarbonated loess; shallow loamy clay (SLC) or calcosols developed on marl and rocks; shallow sandy loam (SSL) or calcareous rendosols developed on coarse limestone; shallow loamy sand (SLS) or redoxic arenosols overlying sand (taxonomy according to AFES, 1995). They represent 43, 21, 14 and 6% of the agricultural area, respectively. All soils are fairly porous, well structured and allow good drainage. The maximum rooting depths of wheat were measured at flowering in 1993 and appeared to be strongly related to soil type. Percentage of coarse fractions and bulk densities of the main materials were measured by mechanical analysis and gamma density probe, respectively.

			deep soils**		shallow soils***	
			DL	SLC	SSL	SLS
<i>BD</i>	g.cm ⁻³	0 - 30	1.49	1.37	1.42	1.39
		30-LD*	1.63	1.42	1.52	1.48
<i>WFC</i>	g.g ⁻¹	0 - 30	0.24	0.28	0.23	0.18
		30-LD	0.22	0.26	0.22	0.16
<i>WWP</i>	g.g ⁻¹	0 - 30	0.10	0.11	0.08	0.05
		30-LD	0.12	0.12	0.08	0.04
<i>WFC</i>	mm	0 - LD	423 (19)	344 (52)	276 (34)	196 (42)
<i>WWP</i>	mm	0 - LD	220 (15)	177 (2)	88 (11)	38 (27)

Table 2.1/1 : Permanent characteristics of soils : bulk density (BD), water content at field capacity (WFC) and water content at permanent wilting point (WWP) in the surface layer (0-30 cm) and deep layer (30-LD). Values in brackets are the standard errors.

- * LD = depth used for leaching calculations; LD = 120 cm for deep soils and 90 cm for shallow soils.
- ** DL = deep loam.
- *** SLC = shallow loamy clay lying on marl and rocks;
- SSL = shallow sandy loam lying on limestone;
- SLS = shallow loamy sand lying on sand.

2.1.2.1.3 Climatic characteristics

Rainfall and air temperature have been measured continuously in two locations on the site. Potential evapotranspiration (Penman) was provided by the nearest meteorological station. The annual mean temperature is 9.7°C over the last 40 years. Annual precipitation (*R*) reaches 701 mm and is distributed evenly throughout the year. Mean potential evapotranspiration (*PET*) calculated by Penman formula (1948) is 664 mm.

2.1.2.1.4 Land use and agronomic management

The main crops grown are winter wheat (*Triticum aestivum*, 39% of the cropped area), sugarbeet (*Beta vulgaris*, 19%), spring pea (*Pisum sativum*, 16%), winter barley (*Hordeum vulgare*, 12%) and winter rapeseed (*Brassica napus*, 7%). Autumn crops represent 58% and spring crops 40% of the area. Soil type has no significant influence on the nature of crop ($p < 0.05$). The duration of the fallow period varies from 31 to 218 days (mean = 118); it determines together with the date of harvest the possibility to establish or not a catch crop.

GAP were introduced in 1990, which consist in three items: 1) carefully planned nitrogen fertilisation; 2) establishment of catch crops (CC) before all spring crops; 3) return of all crop residues to soil. These practices were reinforced in 1996 when the farmers adopted the Agri-Environmental Practices (AEP). Compared to GAP, AEP add another constraint which consists in reducing the recommended rate of fertiliser-N by 20% to obtain a sub-optimal N fertilisation. GAP and AEP both aim at reducing the amount of mineral nitrogen present in soil when water drainage starts again in autumn. Fertilisation is calculated using the balance-sheet method AZOBIL (Machet *et al.*, 1990). The method involves the measurement of soil mineral nitrogen in February and establishes a predictive mineral N balance.

The catch crops sown were rye (*Secale cereale*) until 1995 and then nematocidal mustard (*Sinapis arvensis*) or radish (*Raphanus sativus*). Rapeseed and barley volunteers were encouraged and had a growth comparable to CC. CC were always ploughed in, at the earliest on December 1 and at the latest on

January 15. Volunteers were either destroyed in September when they preceded an autumn-sown cereal or at the same time than CC. Crop residues were first mixed with the soil by superficial disking after the summer harvest and then incorporated by deep ploughing in December.

2.1.2.2 Methods

2.1.2.2.1 Calculation of nitrate leaching

Several methods are available to assess nitrate leaching: lysimeters, drained perimeters, ceramic cups, soil cores, use of models. Only the first two methods provide direct measurements of water and nitrate fluxes, but they obviously could not be used in our situation. Ceramic cups provide direct information on nitrate concentration but not on water fluxes and could not have been installed on all sites. Standard crop models used in a simulation mode allow to predict water and N fluxes below the rooting zone. But they do not consider all farming practices affecting fluxes and require to determine many parameters with good accuracy (Schaffer *et al.*, 2002; Gijsman *et al.*, 2002). We chose to make frequent soil samplings to measure variation of water and mineral N in soils. A classical method to convert mineral N stocks into nitrate leaching fluxes consists in calculating the drainage rate and multiplying it to the mean concentration of the deeper layer (e.g. Duwig *et al.*, 2003). This method is satisfactory if the calculation is made on short time steps, so that mineralization and transport of nitrate through the profile can be neglected. In the case of longer time steps (in our case 2-3 months), the use of a model which accounts for these phenomena is preferable. We chose to use the 'calculation' model LIXIM (Mary *et al.*, 1999) which both simulates these processes and relies on the water and mineral N measurements to calculate the water and nitrate fluxes. The model simply helps to convert these measurements into fluxes. LIXIM has been successfully evaluated in various field experiments with bare soils (Justes *et al.*, 1999; Mary *et al.*, 1999). It simulates the water and nitrate transport in soils using the 'capacity' type and the 'mixing cells' concepts (Van Ommen, 1985; Van der Ploeg *et al.*, 1995). It calculates the evaporation and the mineralization rates by fitting the simulated distributions of water and nitrate in the soil profile to the measured ones. The drained water and leached N below the soil depth are then model outputs.

Since LIXIM model was primarily designed for bare soils, we had to make adaptations for using it in cropped soils. The model was modified to account for N uptake versus depth: rooting depth and density were simulated as a function of thermal time and N uptake as a function of soil mineral N and root density, as in STICS model (Brisson *et al.*, 1998). But as opposed to STICS model, the total N uptake measured is imposed in LIXIM model. The results show that the changes in leaching predictions due to crop uptake were small (see discussion in the results section). This is mainly due to the fact that most drainage occurred throughout the winter period, i.e. between the measurements made in late autumn and mid-February. During this period, temperature was low (average 3.5°C) so that crop uptake of water and nitrogen was small and mainly affected the upper soil layer.

2.1.2.2.2 Soil measurements

Soil samples were randomly taken within a radius of 10 m around each site. The soil water content (SWC) and soil mineral nitrogen (SMN) were measured on each of the 36 sampling sites, 3 or 4 times per year. During the first two years, soil cores were taken up to 120 cm in deep and 90 cm in shallow soils; then the sampling depth was extended to 150 cm and 120 cm, respectively. The measurements were made: 1) at harvest of the main crops; 2) at the end of September in the previously harvested fields; 3) in late autumn (mid-November to early December); 4) in mid-February before growth recommenced. The third date corresponds approximately to the time when water drainage starts again. Six replicate cores were taken in each layer (30 cm thick). They were mixed and deep frozen. After thawing, SWC was determined by gravimetry and mineral nitrogen was extracted in 0.5M KCl (50 g: 100 mL). Ammonium and nitrate contents were determined by continuous flow colorimetry, using the Griess-Ilosvay and the indophenol methods, respectively. SWC (mm) and SMN (kg ha⁻¹) were calculated by taking account of the bulk density of fine materials and eventually the proportion of stone materials.

Our protocol did not include replicate measurements of SWC and SMN, but considered a large number of measuring sites. This choice was made to have a good assessment of fluxes at the basin scale in accordance with geo-statistical rules (Bruckler *et al.*, 1997). The errors on measurements were tested on single cores taken in August 1993. They allowed to estimate the confidence intervals for SWC at harvest at 10, 37 and 11 mm for DL, SLC and SLS, respectively ($p < 0.10$). The relative error on SMN varied between 15 and 25% ($p < 0.10$), in agreement with the results of Vinther (1994).

2.1.2.2.3 Plant measurements

Plant samples were taken in 6 plots of 0.3 m² size in each sampling site. In the case of pea, rapeseed and sugarbeet crops, plant samples were only used to analyse the N content of the whole plant and harvested organs; the dry matter produced was calculated from the yield recorded by the farmer. In the case of cereals, sunflower and maize, plant samples were taken to measure the yield, dry matter and N content. The confidence interval of the estimate is about 10% of the mean ($p < 0.10$). CC dry matter was measured at the end of November, just before destruction. Total N content was measured using an elemental CN analyser (Dumas method). Crop and soil N measurements were used to calculate the over-fertilisation, as defined in the appendix 1.

2.1.2.2.4 Model parametrisation

The climatic input data are the daily rainfall, potential evapotranspiration and air temperature. The data inputs are the water and SMN contents measured in different soil layers at different dates, and eventual N uptake by crops in winter. The measurements made in late autumn were used as initial dates of calculations in the majority of situations.

The input soil data of LIXIM are the water contents at field capacity (*WFC*), at permanent wilting point (*WWP*) and the apparent bulk density (*BD*) of each soil layer. *WFC* is estimated as the median value of water contents measured in mid February during the studied period (Hénin *et al.*, 1969). *WWP* is taken as the lowest value of water contents observed at harvest or given by regional references (Baize, 1989). *BD* was measured in duplicate in all soil types using a gamma density probe. The depth at which drainage and leaching are calculated is constant for all the study period; it was defined as the minimum of the measurement depth and the rooting depth, namely 120 cm on loamy soils. The soil water content (*SWC*, mm) is the product of water content, layer thickness and bulk density. *WFC* varied between 196 and 423 mm (Table 2.1/1). The ratio of actual to potential evapotranspiration was set at 0.5 in bare soils in autumn or winter and at 1.0 in winter for a complete vegetative cover (Ballif, 1996; Mary *et al.*, 1999). It was fitted by the model in the other cases, particularly in the case of covered soil in autumn. The mineralisation rate was always fitted by the model. The mean nitrate concentration is calculated as the ratio between cumulative leaching and drainage.

2.1.2.2.5 LIXIM evaluation

We conducted a sensitivity analysis to test the effect of the (i) crop uptake impact, (ii) initialisation date and (iii) soil depth on leaching calculations. We have firstly estimated the maximum error on N leaching by comparing LIXIM outputs with or without accounting for N uptake by plants. The sensitivity to the second factor was tested during the 1995/96 period which is characterised by a dry autumn and a late drainage. The sensitivity to the latter factor is required because uncertainties remain on the maximum rooting depth.

LIXIM was tested for its ability to reproduce the variables *SWC* and *SMN* from end of autumn (November or early December) to mid-February for all situations.

The last evaluation of the model has consisted in comparing its prediction of nitrate concentration in drained water below the rooting zone during years 1991-1995 with the nitrate concentration measured in the subsoil on September 1995. The latter concentration was measured on subsoil cores taken by deep coring between 2 and 10 m depth. The subsoil samples were extracted and analysed for water, nitrate and ammonium contents as indicated previously. The mean nitrate concentration in subsoil is calculated over the depth containing the same amount of water than that which had drained during the preceding years. The comparison with the predicted nitrate concentration relies on the assumptions that nitrate is conservative below the rooting depth and that its transfer is mainly convective and vertical.

2.1.3 Results

2.1.3.1 Crop response to GAP and AEP

2.1.3.1.1 Implementing the recommendations

The nitrogen fertiliser rates actually applied by farmers were in good agreement with the recommended rates, during both the GAP and the AEP periods (Table 2.1/2). Although recommended, the incorporation of crop residues in soil was not systematic: it was realized in 70% of situations. Catch crops before spring crops were grown in 30% of the cropping area, whereas the maximum was 40%: 4%

correspond to sugarbeet before spring peas, where it was impossible to establish a CC and 6% correspond to the fields left bare due to the need to destroy perennial weeds. Volunteers production was significant in 32% of fields during short fallow.

Crop**	n*	GAP (1991-97)		n*	AEP (1996 -1999)	
		Advised	Applied		Advised	Applied
W	77	165 (26)	164 (24)	48	122 (37)	122 (25)
B	32	134 (23)	137 (20)	8	110 (20)	101 (10)
R	17	192 (30)	193 (29)	10	136 (13)	135 (18)
S	43	125 (37)	124 (31)	17	113 (31)	102 (19)
All crops	211	127	127	101	99	97

Table 2.1/2 : Advised and applied N fertilisation of the main crops (kg N ha⁻¹ y⁻¹), during the two management periods. The advised fertilisation for GAP is given by AZOBIL software and corresponds to the potential yield of the fields. It is reduced by 20% for AEP recommendations.

- Standard errors are in brackets.
- GAP = Good Agricultural Practices; AEP = Agri-Environmental Practices
- * n = number of observations
- ** W =winter wheat; B = winter barley; R = winter rapeseed; S = sugarbeet.

2.1.3.1.2 Crop production

No significant difference in crop yield was found between the GAP (1991-1997) and the AEP (1996-1999) periods (Table 2.1/3). This may be due to the large variability in yields among fields, particularly among soils. The cereal yields varied from 3.5 to 11.0 Mg ha⁻¹. The yields actually obtained (Y') were 3% lower on average than the yield objectives (Y), but the difference (Y'-Y) was not correlated to the soil type. The N content of plants at harvest was significantly lower in the second period with a reduced fertilisation. The difference was visible both on exported products and on returned crop residues (Table 2.1/3).

The dry matter production of CC was on average 0.9 and 0.6 Mg ha⁻¹ for GAP and AEP, respectively. The mean N content found in CC at destruction was 31 g kg⁻¹ and was not affected by the fertiliser regime. The mean amount of N taken up in CC aerals was 28 and 19 kg ha⁻¹ for GAP and AEP, respectively. CC growth was favoured by early dates of sowing and high amounts of water and mineral N in soil. Volunteers had a significant growth: their mean dry mass was 0.9 Mg ha⁻¹. Their N content depended on the species : 44, 31 and 22 g N kg⁻¹ for pea, barley and rapeseed volunteers, respectively. Volunteers took up as much N as CC (25 kg ha⁻¹).

	GAP (1991-97)			AEP (1996-99)		
	Dry yield Mg ha ⁻¹	Harvested-N g kg ⁻¹	Residue-N g kg ⁻¹	Dry yield Mg ha ⁻¹	Harvested-N g kg ⁻¹	Residue-N g kg ⁻¹
Main crops*						
B	6.7	16	5	8.0	14	4
W	7.1	17	5	8.1	16	4
R	3.2	33	7	3.0	29	5
P	5.5	38	13	7.3	37	11
S	17.4	6	21	18.3	5	20
Catch crops**						
Volunteers	1.0	-	30	0.5	-	31
CC1	0.7	-	36	0.5	-	33
CC2	1.6	-	25	1.2	-	27

Table 2.1/3: Mean values of dry yield and N contents in harvested or returned parts of the crops (catch crops or main crops), during the two management periods (GAP and AEP).

- * Main crops: R = winter rapeseed; W =winter wheat; B = winter barley; P = spring pea; S = sugarbeet.
- ** Catch crops: Volunteers from rapeseed, winter barley or spring pea; CC1 = catch crops (mustard or rye) with a poor growth (DM < 1 Mg ha⁻¹); CC2 = catch crops with a good growth (DM > 1 Mg ha⁻¹).

2.1.3.2 Water and nitrogen contents

At all dates of measurements (February, harvest and late autumn), soil mineral nitrogen was mainly present as nitrate. The average amount of ammonium-N was 9 kg ha⁻¹, representing 17% of mineral N. Half of it was present in the upper layer (0-30 cm).

2.1.3.2.1 Evolution of SWC and SMN

In mid February, SWC was close to WFC in all fields. The soil water deficit (SWD), WFC-SWC, was nil (Table 2.1/4). SMN varied significantly ($p < 0.05$) according to year or soil type. SMN was lowest in 1994 after the wettest winter, and in sandy soils (SSL and SLS).

Soil water deficit and SMN at harvest were significantly influenced by year and crop ($p < 0.05$) and soil type to a smaller extent ($p < 0.10$). The mean water deficit was 89 mm which means that soils were about half water depleted at harvest. The average SMN at harvest was 41 kg N ha⁻¹. The year, crop and soil factors explain 40% of SMN variance. SMN varied among years from 20 to 58 kg N ha⁻¹ (Table 2.1/4). It was lowest after sugarbeet (35 kg ha⁻¹) and highest after spring pea (51 kg ha⁻¹). It was slightly smaller in deep (37 kg ha⁻¹) than in shallow soils (43 kg ha⁻¹).

	SWD (mm)			SMN (kg N ha ⁻¹)		
	Mid February	Harvest	Late autumn	Mid February	Harvest	Late Autumn
a) per year						
1991	16 ^a	123 ^a	57 ^a	72 ^a	38 ^{ab}	55 ^{ab}
1992	20 ^a	20 ^b	0 ^b	58 ^a	58 ^b	47 ^{ab}
1993	4 ^{ab}	93 ^a	15 ^{ab}	61 ^a	43 ^{ab}	45 ^a
1994	-11 ^b	110 ^a	15 ^{ab}	28 ^b	50 ^{ab}	57 ^{ab}
1995	-10 ^b	82 ^a	41 ^a	52 ^a	37 ^{ab}	74 ^b
1996	7 ^{ab}	127 ^a	-3 ^b	74 ^a	43 ^{ab}	64 ^{ab}
1997	9 ^{ab}	55 ^b	6 ^b	63 ^a	49 ^{ab}	62 ^{ab}
1998	3 ^{ab}	98 ^a	6 ^b	63 ^a	32 ^a	49 ^a
1999	-12 ^b	90 ^a	46 ^a	50 ^a	20 ^a	40 ^a
b) per crop succession*						
R-W	2 ^{ab}	62 ^b	8 ^b	50 ^a	50 ^a	61 ^{ab}
W-R	8 ^a	118 ^a	7 ^b	66 ^a	36 ^b	45 ^b
W-B	-	-	8 ^b	-	-	54 ^{ab}
P-W	-5 ^{ab}	117 ^a	16 ^b	55 ^a	51 ^a	95 ^a
S-W	-13 ^b	79 ^{ab}	38 ^a	47 ^{ab}	35 ^b	48 ^b
B-CC	6 ^a	78 ^{ab}	14 ^b	48 ^{ab}	38 ^b	40 ^b
c) per soil type**						
DL	-1 ^{ab}	97 ^a	21 ^a	61 ^a	37 ^a	57 ^a
SLC	-1 ^{ab}	80 ^{ab}	25 ^a	59 ^a	45 ^a	64 ^a
SSL	8 ^{ab}	87 ^{ab}	15 ^a	43 ^b	44 ^a	58 ^a
SLS	5 ^{ab}	66 ^b	5 ^a	39 ^b	39 ^a	40 ^b
Average	2	89	17	58	41	55

Table 2.1/4 : Soil water deficit (SWD) and mineral nitrogen (SMN) measured at crop harvest, in late autumn and in mid February, according to the year, crop succession and soil type.

- SWD and SMN are measured up to 120 cm in deep soils and 90 cm in shallow soils.

- *Crops: R = winter rapeseed; W = winter wheat; B = winter barley; P = spring pea; S = sugarbeet. The first symbol corresponds to the harvested crop, the second one to the crop present during the following autumn.

- **Soils: DL = deep loam; SLC = loamy clay over marl and rocks; SSL = shallow sandy loam over limestone; SLS = shallow loamy sand over sand.

- Letters a and b indicate groups which differ statistically (test of Kruskal and Wallis, $p < 0.10$).

Despite a large variability, a significant relationship was found between the measured excess of mineral N at harvest (ΔSMN) and the calculated excess of fertiliser (OF) (Appendix; Figure 2.1/2). The data can be fitted to a plateau plus linear function, as proposed by Makowski *et al.* (1999). The plateau is obtained for OF values lower than -13 kg ha^{-1} and corresponds to $\Delta SMN = 2 \text{ kg ha}^{-1}$, i.e. not different from 0. This indicates that Azobil recommendation is well calibrated to minimise the residual SMN at harvest. The slope of the linear function is 0.40. The mean overfertilisation was 22 kg ha^{-1} for GAP and -1 kg ha^{-1} for AEP. According to the fitted curve, AEP should reduce SMN by 9 kg N ha^{-1} in comparison with GAP.

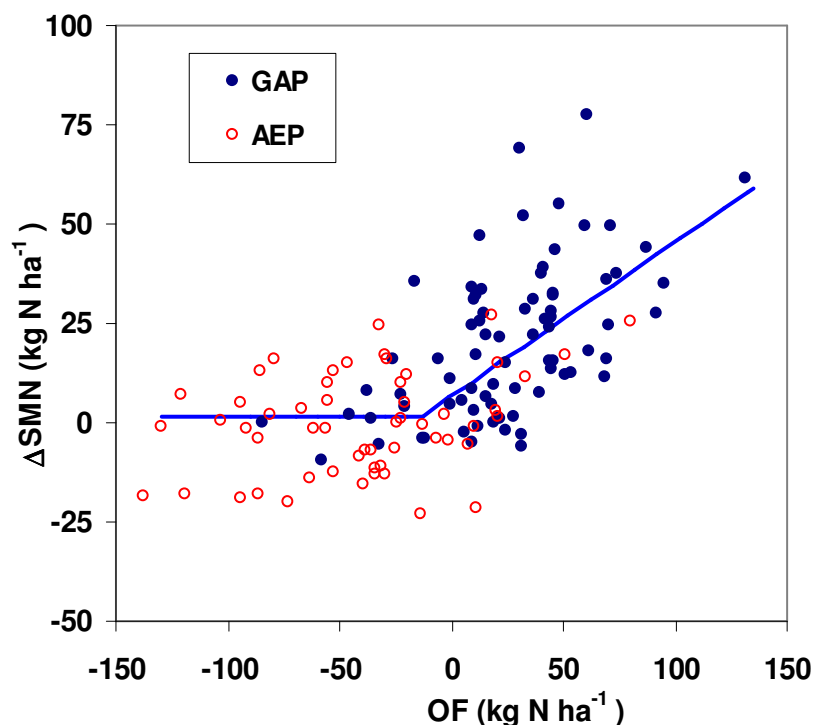


Figure 2.1/2: Relationship between the excess of mineral nitrogen at harvest (ΔSMN , kg N ha^{-1}) and the over-fertilisation calculated a posteriori (OF , kg N ha^{-1}), for the two management periods (GAP and AEP). The definition of these variables is given in the appendix.

SWC in late autumn varied between years from 304 to 369 mm, so that the water deficit varied from -3 to 57 mm . This confirms the fact that drainage was about to start at this date in most situations, and that it had already begun in some years (for example 1992). The mean SMN measured at the end of autumn was 55 kg ha^{-1} , i.e. 14 kg ha^{-1} greater than SMN at harvest. SMN depended on year and land occupation ($p < 0.05$) and soil type ($p < 0.10$). It was lowest after catch crops (B-CC: 40 kg ha^{-1}) and highest under winter wheat following spring pea (P-W: 95 kg ha^{-1}). SMN varied from 40 kg ha^{-1} in sandy soils to 64 kg ha^{-1} in loamy soils. It was not significantly affected by the GAP/AEP factor.

2.1.3.2.2 Variation of soil mineral N in autumn

We can compare SMN in late autumn versus SMN at harvest. The two variables were significantly correlated ($r = 0.46$), but with a large dispersion (Figure 2.1/3). In situations before winter wheat (Figure 2.1/3a), i.e. situations after sugarbeet, rapeseed or spring peas, SMN increased from harvest to late autumn almost in all fields: the mean variation was $+25 \text{ kg ha}^{-1}$. The mean variation in bare soils (without volunteers) was $+17 \text{ kg ha}^{-1}$. The effect of volunteers depended on plant species: rapeseed volunteers tended to stabilise SMN, whereas pea volunteers increased it markedly (mean increase = 64 kg ha^{-1}). The much higher release of N is attributed due to the much higher N content of pea volunteers, as mentioned before, which suggests that young peas had a very active N_2 fixation during this short fallow period.

In situations after wheat harvest (Figure 2.1/3b), i.e. situations with barley, rapeseed or CC, SMN increased or decreased from harvest to late autumn, depending on situations: the mean variation was

higher for winter barley (+11 kg N ha⁻¹), lower for catch crops (+1 kg N ha⁻¹) and intermediate for rapeseed (+7 kg N ha⁻¹). It ranks in the same order than sowing dates.

Measurements of SMN at harvest and CC destruction and N uptake by CC allow to assess net N mineralisation since the situations corresponding to high risk of N leaching during autumn have been excluded (Table 2.1/5). The average mineralisation during August to November (about 4 months) was 30 kg N ha⁻¹. It was significantly higher in the situations with straw removed (45 kg ha⁻¹) compared to those with straw return (21 kg ha⁻¹). The difference, 24 kg ha⁻¹, is attributed to the net immobilisation of straw decomposing in soil.

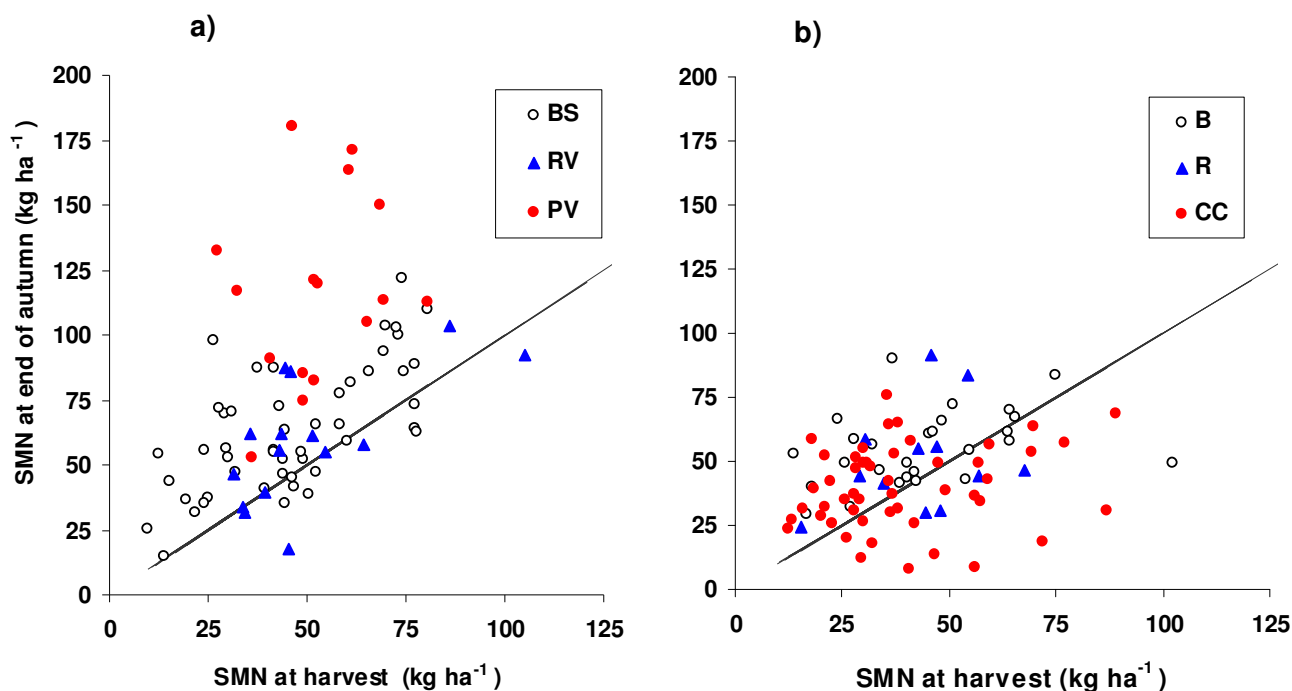


Figure 2.1/3: Relationship between measured SMN at harvest and at the end of autumn, in situations a) with a short fallow period before winter wheat and b) after winter wheat.

- a) BS = bare soil after sugarbeet; RV = rapeseed volunteers; PV = pea volunteers

- b) B = winter barley; R = winter rapeseed; CC = catch crop (mustard or rye)

		Straw residues		Catch Crop	
		removed	buried	CC1	CC2
N uptake by CC	U	27 ^a	27 ^a	20 ^b	38 ^a
SMN at crop harvest	N ₁	27 ^b	42 ^a	31 ^b	45 ^a
SMN at CC destruction	N ₂	45 ^a	35 ^b	41 ^a	36 ^a
SMN variation	N=N ₂ -N ₁	+18 ^a	-7 ^b	+10 ^a	-8 ^b
Net mineralisation	M=N+U	+45 ^a	+21 ^b	+29 ^a	+30 ^a
Net immobilisation due to straw incorporation			-24		Not observed

Table 2.1/5 : N uptake by CC, amounts of soil mineral nitrogen at crop harvest, at catch crop destruction, variation in SMN and net mineralisation calculated between crop harvest and CC destruction, according to residue management and CC growth. All values are in kg N ha⁻¹.

- CC1 and CC2 represent catch crops with a dry matter production lower or greater than 1.0 Mg ha⁻¹, respectively.

- Total number of observations = 45. Fields with waste application are excluded.

- Letters a and b indicate statistical differences for each variable (ANOVA, p < 0.05).

2.1.3.3 Water and nitrogen fluxes

2.1.3.3.1 Evaluation of LIXIM

LIXIM was able to reproduce the SWC and SMN measured in February (Figure 2.1/4). The small bias (-3 mm) and root mean square error (31 mm) found for SWC is comparable to the error of measurement. The SMN prediction over the whole profile in February is satisfactory : there is little bias (+4 kg N ha⁻¹), the RMSE is 9 kg N ha⁻¹ and the relative error is 26%, also comparable to the measurement variability. This agreement concerns both bare soils and soils with a slow growing crop. In bare soils, the model had been successfully evaluated for water and nitrate by comparison with lysimeters (Mary *et al.*, 1999) and porous cups measurements (Vertès *et al.*, 2001). The test of the nitrate concentration calculation, integrated along 3 or 4 years, is presented at §341.

The mineralisation rate calculated by LIXIM in bare soils during the winter period was on average 0.83 ± 0.27 kg N ha⁻¹ d⁻¹ (at 15°C and optimum water content); this is comparable to the daily mineralisation rates found in similar soils (Mary *et al.*, 1999). The consistency of these estimates suggest that mineralisation and leaching were correctly evaluated by the LIXIM model.

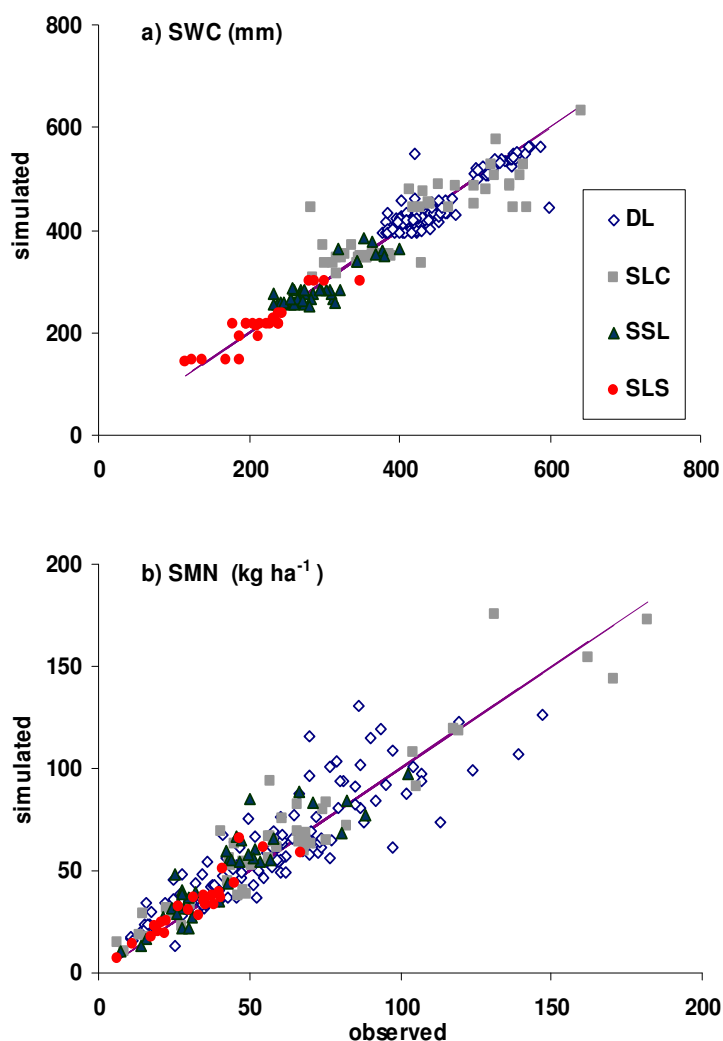


Figure 2.1/4: Comparison of observed and simulated values of a) soil water content (SWC, mm) and b) soil mineral nitrogen in mid February (SMN, kg N ha⁻¹). Simulated values are obtained with LIXIM from September or late autumn to mid February. The continuous lines are the 1:1 lines.

2.1.3.3.2 Sensitivity analysis

In our study, bare soils contributed for 57% to the whole drainage (Table 2.1/6). In cropped soils, the main part of whole drainage occurred in autumn (9%) and winter (21%). At these periods N uptake by plants is small (the mean N uptake was 16 and 15 kg N ha⁻¹, respectively). In period 3 (February 5 - April 15), plant absorption becomes important: the mean N uptake during this period was 48 kg N ha⁻¹. We have compared LIXIM outputs with or without accounting for N uptake by plants. The maximum error made in cropped soils varies according to the drainage period from 0.5 to 9.6 kg N ha⁻¹ y⁻¹. If we account for the relative contribution of these periods to the whole leaching, the maximum error which may be committed is 2.5 kg N ha⁻¹ y⁻¹, i.e. 9% of the mean leaching value. The uncertainty on leaching calculation due to the presence of crops seems reasonable.

The sensitivity analysis realised for the 1995/96 year showed that LIXIM outputs were not significantly affected by the initialisation date chosen: harvest, September or late autumn (Table 2.1/7). The mean errors on drainage, leaching and concentration are respectively 49 mm, 2.8 kg N ha⁻¹ and 2 mg NO₃ L⁻¹. These values are close to the measurements errors on SWC and SMN.

	Period 1 20 Sep- 30 Nov	Period 2 30 Nov - 5 Feb	Period 3 5 Feb - 15 Apr	Total
Contribution to whole drainage (%)				
Bare soils	11%	31%	16%	57%
Cropped soils	9%	21%	13%	43%
Contribution to whole leaching (%)				
Bare soils	11%	19%	17%	48%
Cropped soils	12%	21%	19%	52%
Maximal error on N leaching calculation in cropped soils (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)				
Absolute error *	0.5	3.0	9.6	13.1
Weighted error **	0.1	0.6	1.8	2.5

Table 2.1/6. Relative contributions of bare and cropped soils to whole drainage and leaching, and maximal error committed on N leaching due to plant absorption during three periods.

- * The maximal error is the difference between Lixim simulations made with or without accounting for plant absorption
- ** The weighted error accounts for the contribution of cropped soils to whole leaching.

	Drainage mm	Leaching kg N ha ⁻¹	Concentration mg NO ₃ L ⁻¹
Initialisation date *			
Harvest	82	8.2	43
September	103	9.4	39
Late autumn	101	9.4	41
Leaching depth **			
Shallow soils			
LD = 90 cm	226 ^a	38 ^a	71 ^a
LD = 120 cm	211 ^b	29 ^b	59 ^b
Deep soils			
LD = 120 cm	191 ^a	15 ^a	31 ^a
LD = 150 cm	173 ^b	10 ^b	23 ^b

Table 2.1/7 : Sensitivity analysis of drainage, leaching and nitrate concentration in drained water to the initialisation date and the leaching depth (LD) used in LIXIM calculations.

- Total number of observations = 169.
- * the differences in outputs are not significantly different ($p < 0.05$).
- ** the letters a and b compare the outputs of each variable between the two depths. All paired variables differ significantly ($p < 0.05$).

In contrast, LIXIM calculations were sensitive to the soil depth, i.e. the maximum depth at which crops can recover water and mineral N. Increasing the soil depth from 90 to 120 cm in the shallow soils and from 120 to 150 cm in the deep loamy soils resulted in a small reduction in drained water and a marked reduction in leached nitrate. It decreased the nitrate concentration from 71 to 59 mg L⁻¹ in shallow soils and from 31 to 23 mg L⁻¹ in deep soils, i.e. a 17% and 25% reduction, respectively. This effect, already mentioned by Lilburne *et al.* (2003), emphasizes the importance of defining the maximum depth influenced by the rooting system in order to predict the absolute N leaching. We determined the maximum rooting depths of winter wheat at anthesis on 12 sites: the measured values were 158, 97, 88 and 53 cm in DL, SLC, SSL and SLS soils, respectively. These values are close to the leaching depth in shallow soils, but lower than that used in deep soils. Then we may over-estimate N leaching in the deeper soils. However, the prediction of the relative effect of several factors on leaching can be trusted because the leached N (or the concentrations) calculated in the 36 sites at the two depths were very highly correlated.

2.1.3.3.3 Drained water, leached nitrogen and nitrate concentration

If we consider all individual sites, the amounts of drained water varied widely from 17 to 590 mm y^{-1} (Figure 2.1/5). The year, soil and crop rotation factors explain 83% of the variance. Elementary drainage varied primarily from year to year, between 79 and 443 mm (Table 2.1/8). Mean drainage varied significantly with crop type : the smallest value (153 mm) was obtained after sugarbeet crops which have an active growth and transpiration until harvest; the crops harvested early produced the larger amount of drained water (278 mm). Concerning soils, the deep loamy soils had less drainage than the other soil types but the difference was not statistically significant.

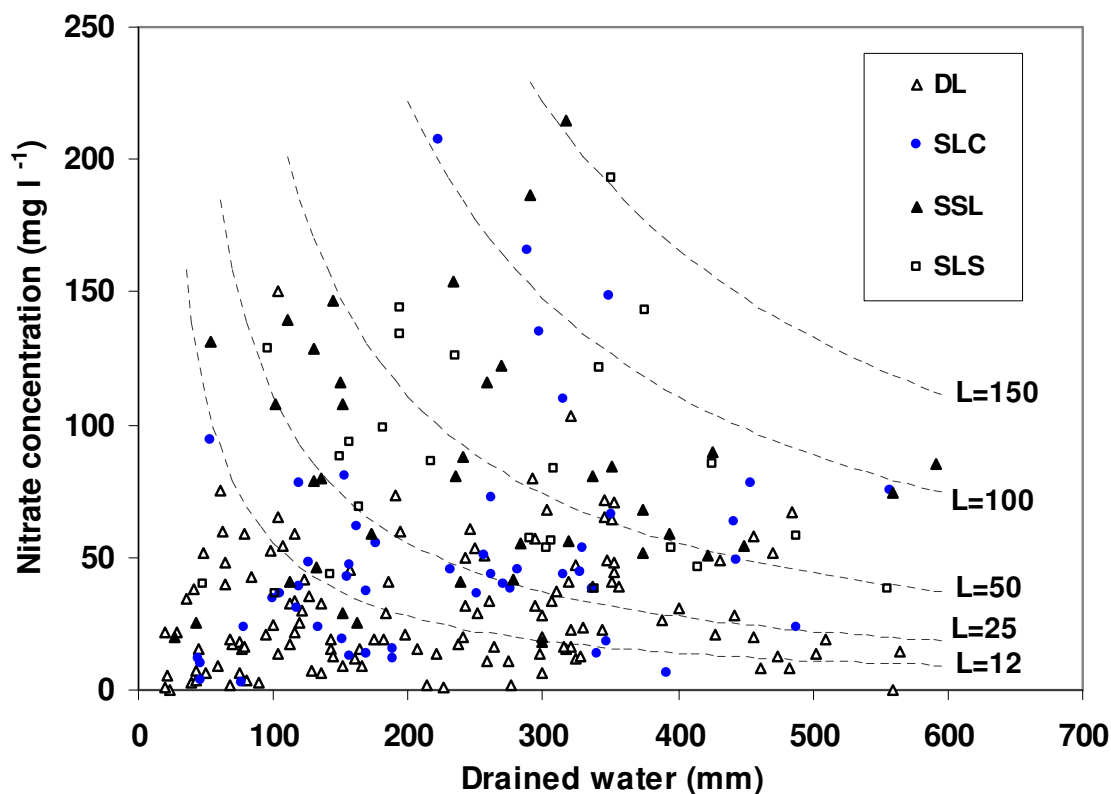


Figure 2.1/5: Nitrate concentration in drained water ($mg NO_3 L^{-1}$) versus drained water ($mm y^{-1}$) for several crop successions. The hyperbola correspond to fixed amounts of leached N (L in $kg ha^{-1} y^{-1}$). Symbols are similar to Table 4.

The quantity of nitrogen leached annually on each individual site varied from 0 to 154 $kg N ha^{-1}$. The year, soil and crop type explain 59% of the variance. The mean amount of N leached was 27 $kg N ha^{-1}$. N leached varied by a 5, 4 and 3 fold factor according to the year, the crop and soil type, respectively. The year effect (from 8 to 45 $kg N ha^{-1}$) was strongly linked with the amount of drained water. Leaching varied with land occupation from 11 $kg N ha^{-1}$ (S-W) to 42 $kg N ha^{-1}$ (P-W). The mean leaching was 16 $kg N ha^{-1}$ in the loamy soils and 50 $kg N ha^{-1}$ in the sandy soils. Changing the rooting depth does not alter the soil impact on N leaching (Table 2.1/7). Leaching did not differ significantly between GAP and AEP situations.

Nitrate concentration in the drained water calculated for each site and each year varied also widely, from 1 to 300 $mg L^{-1}$. At the annual scale, the concentration varied much less than leaching, between 35 and 59 $mg L^{-1}$. Nitrate concentration was primarily affected by soil type: the lowest value is obtained in deep loamy soils (31 $mg L^{-1}$) and the highest in shallow sandy soils (92 $mg L^{-1}$). The sugarbeet-wheat succession gave the lowest concentration (32 $mg L^{-1}$) whereas the pea-wheat succession resulted in the highest one (80 $mg L^{-1}$).

As expected, leached N was significantly correlated with drained water ($r^2 = 0.31$, $n=256$). In contrast, nitrate concentration was not correlated with drained water, even when considering only the highest drainage values (Figure 2.1/5). This indicates that there was no significant effect of nitrate 'dilution' even in shallow soils and wet years. On other hand, low nitrate concentration associated with

low drainage has a low impact on leaching. Both water and N fluxes are required to predict the GAP impact on a long term.

	Drainage mm	Leaching kg N ha ⁻¹	Concentration mg NO ₃ l ⁻¹
a) per year			
1991/1992	102 ^d	11 ^b	41 ^a
1992/1993	287 ^b	33 ^{ab}	49 ^a
1993/1994	443 ^a	45 ^a	44 ^a
1994/1995	329 ^{ab}	39 ^a	51 ^a
1995/1996	79 ^d	8 ^b	35 ^a
1996/1997	125 ^{cd}	16 ^b	53 ^a
1997/1998	190 ^c	22 ^{ab}	48 ^a
1998/1999	308 ^{ab}	41 ^a	59 ^a
b) per crop succession*			
R-W	244 ^{ab}	32 ^a	56 ^{ab}
W-R	182 ^{ab}	17 ^{ab}	35 ^b
W-B	264 ^{ab}	31 ^a	51 ^{ab}
P-W	216 ^{ab}	42 ^a	80 ^a
S-W	153 ^b	11 ^b	32 ^b
B-CC	278 ^a	27 ^a	41 ^b
c) per type of soil*			
DL	219 ^a	16 ^c	31 ^c
SLC	234 ^a	30 ^b	51 ^b
SSL	245 ^a	45 ^a	81 ^a
SLS	263 ^a	50 ^a	92 ^a
All situations	231	27	49

Table 2.1/8: Mean drainage, nitrogen leaching, and nitrate concentration in drained water calculated with LIXIM, according to a) year, b) crop succession and c) soil type. Total number of observations = 256.

- Letters a, b, c and d indicate groups which differ statistically (test of Kruskal-Wallis, $p < 0.10$).
- * Same symbols as in Table 4.

2.1.3.4 Cumulative fluxes

2.1.3.4.1 Comparison with nitrate concentration in subsoil

In each of the nine sites which were cored deeply, we added the water and nitrogen fluxes calculated by LIXIM from 1991, 1992 or 1993 to 1995 and calculated the mean concentration in drained water during this period. This concentration was then compared to that measured in 1995 in the corresponding subsoils (Table 2.1/ 9). The time period for calculation in each site was adjusted so that the amount of drained water equalled the amount of water contained in the subsoil core (average = 1042 mm). The mean observed nitrate concentration was 39 mg L⁻¹. This value is close to that calculated with LIXIM: 41 mg L⁻¹. The regression equation between simulated and observed values is $y = 0.99x$ (intercept not significantly different from 0), $r^2 = 0.84$. The concentration is particularly high in one site, corresponding to the sandy soil with a shallow rooting potential: 122 mg L⁻¹. In the two situations with the lowest concentrations (sites #1 and 3), LIXIM calculations were greater than the measured concentrations: this might be due to the under-estimation of the rooting depth, as mentioned previously. However, if we consider the spatial variability of SMN and the possibility of dispersive transport, we conclude that the calculations with LIXIM were in reasonable agreement with the observations.

Site	Soil type	Coring depth m	Water content mm	Period	Crop succession	Concentration mg NO ₃ l ⁻¹	
						measured	calculated
1	DL	5.3	1080	1992-1995	B-P-W-S	21	46
2	DL	3.3	780	1993-1995	S-P-M	34	37
3	DL	4.4	1000	1992-1995	P-B-S-W	5	16
4	DL	6.0	1120	1992-1995	P-W-S-W	28	27
5	DL	5.8	1110	1992-1995	W-B-S-W	35	25
6	DL	10.0	1240	1991-1995	W-P-W-R-S	48	33
7	SLS	3.0	590	1993-1995	W-R-S	122	120
8	DL	8.5	1130	1991-1995	P-B-R-S-B	24	23
9	DL	10.0	1300	1991-1995	W-R-B-P-W	33	44
Average						39	41

Table 2.1/9 : Comparison of the observed and simulated nitrate concentrations in the subsoil of 9 fields.

- The observed concentration is the average concentration measured in 1995 in deep cores over the depth (between 1.2 and 10 m) corresponding to the amount of water drained during the study period.
- The simulated concentration is the mean weighted concentration of drained water below the leaching depth during the same period, calculated with LIXIM.

2.1.3.4.2 Cumulative fluxes over 8 years

The cumulative drainage and leaching over the 8 years varied between sites from 161 to 369 mm yr⁻¹ and from 10 and 83 kg N ha⁻¹ yr⁻¹, respectively. The nitrate concentration varied about as much, from 20 to 123 mg L⁻¹ (Figure 2.1/6). The amount of drained water is negatively correlated with soil water content at field capacity, but the determination coefficient is small ($r^2 = 0.23$). Leached N and nitrate concentration are highly and negatively correlated with WFC ($r^2 = 0.60$ and 0.58 , respectively). These variables can be fitted to a linear or an exponential curve, the latter being more relevant than the former. The fitted curves are $L = 157 \exp(-0.0053 \text{ WFC})$ and $C = 220 \exp(-0.0044 \text{ WFC})$ for the leached N and the concentration, respectively. The nitrate concentration varies from 36 mg L⁻¹ in deep soils (mean WFC = 416 mm) to 60 mg L⁻¹ in shallow soils (mean WFC = 299 mm).

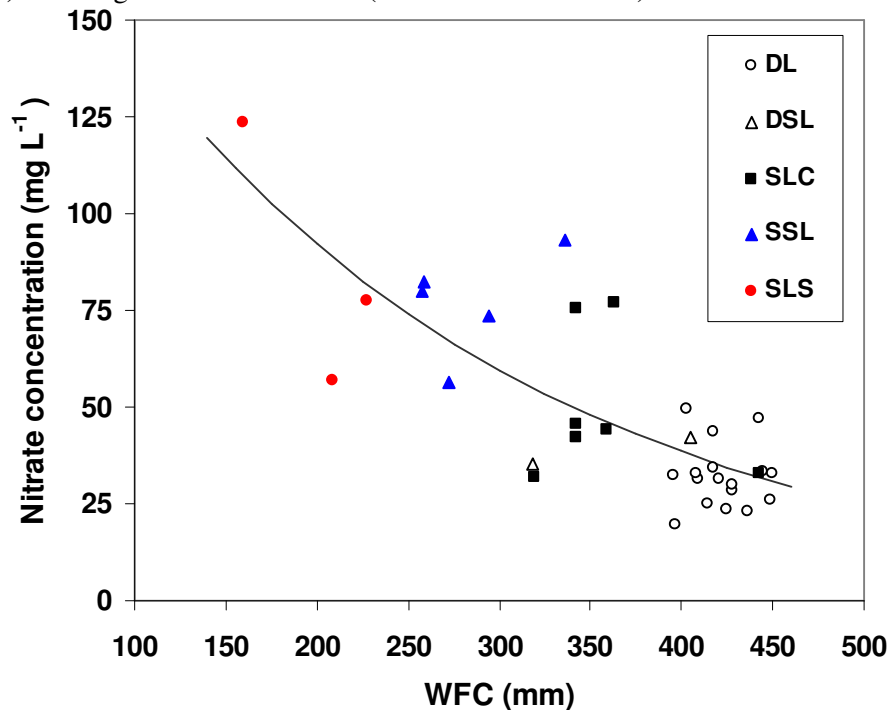


Figure 2.1/6: Relationship between calculated nitrate concentration in drained water and soil water content at field capacity, for all sampling sites. The concentration (mg NO₃ L⁻¹) is the ratio between cumulative leaching and drainage during the 8 year study, multiplied by 62/14.

2.1.3.4.3 Fluxes per rotation

The effect of crop nature on water and nitrogen fluxes cannot be studied alone, at least because fluxes are influenced by the preceding and the next crops. It must be analysed as a crop rotation effect. On the basis of the observed crop successions, we could define 6 main rotations: 2 year (S-W and P-W) and 3 year rotations (S-W-B, R-W-B, P-W-B, S-P-W). They represent respectively 13, 14, 8, 13, 7 and 5% of the land occupation. Most crop successions can be obtained as a mixture of these rotations.

The effect of crop rotation on nitrate concentration was almost independent on soil effect (Figure 2.1/7). We first discuss the situations with CC which are the observed ones. The higher was the proportion of spring peas in the crop succession, the greater was the nitrate concentration. Conversely, the higher the sugarbeet proportion, the lower the concentration. Cereals and rapeseed crops had an intermediate effect. The variation due to crop rotation was lowest in deep loamy soils (18 mg L⁻¹) and highest (47 mg L⁻¹) in shallow loamy sand soils. The relative effect of crop rotation (ratio of the concentration to the mean concentration per group of soil) was the same for the three groups of soils (52%). The soil type exerted an important effect: the concentration was lowest in deep loamy soils and greatest in shallow loamy sand soils.

The effect of absence of CC was then simulated using the observed situations and assuming that CC reduced drainage by 30 mm (Justes *et al.*, 1999). At the plot-year scale, the mean nitrate concentration calculated before spring crops without CC is 85 mg L⁻¹. Therefore the absence of CC would have increased the nitrate concentration in all rotations, on average by 44 mg NO₃ l⁻¹, i.e. 50% of the concentration without CC. The benefit of CC would vary between 11 and 46 mg L⁻¹. The relative benefit (ratio of the reduction in nitrate concentration due to CC to the nitrate concentration of the situation without CC) depends on its frequency within the rotation: it varies from 0% in the R-W-B rotation to 42% in the S-W rotation. The mean benefit was 23% and did not depend on soil type.

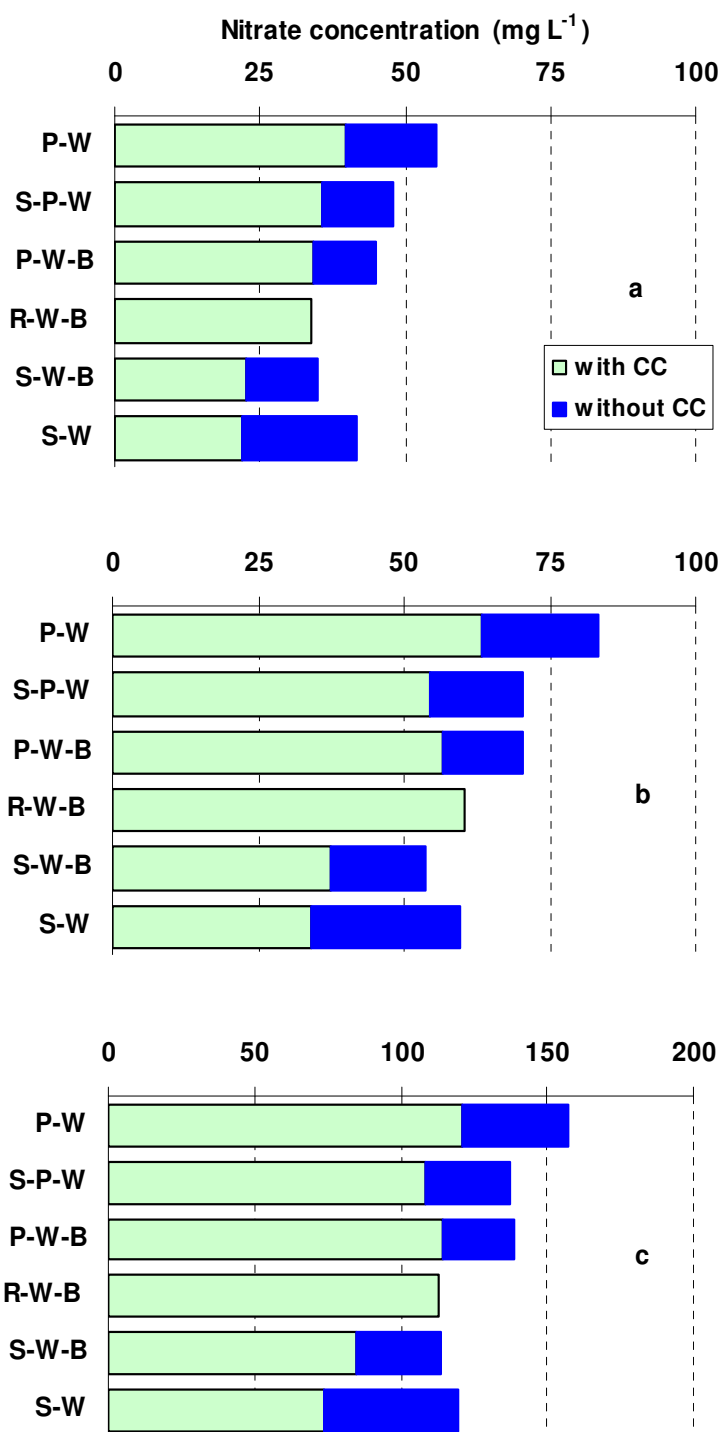


Figure 2.1/7: Mean nitrate concentration below the rooting zone for the main crop rotations with or without catch crops calculated in a) deep loamy soils (DL), b) shallow loamy clay soils (SLC); c) shallow loamy sand soils (SSL or SLS).

- The situations with CC are the observed ones; the situations without CC are simulated.
- P = spring pea, W = winter wheat; S = sugarbeet, B = winter barley, R = winter rapeseed.

2.1.4 Discussion

The mean SMN content found at wheat harvest (36 kg ha^{-1} over a mean depth of 105 cm) is moderate. It is equal to the mean value of the experimental dataset compiled by Makowski *et al.* (1999) for unfertilised wheat, and lower than that reported by Webster *et al.* (2003): 43 kg ha^{-1} over 0-60 cm. We found that SMN at harvest was significantly greater after pea and rapeseed than after cereals or sugarbeet, whereas Webster *et al.* (2003) did not. No correlation was observed between SMN measured in February and at the following harvest. This suggests that residual N present in soil in February, which varied from 14 to 164 kg ha^{-1} , was well accounted for in the N fertilisation.

SMN increased with the excess of fertiliser-N measured *a posteriori*. The slope of the regression line is 0.40. It is close to the values (0.40-0.50) reported by Machet *et al.* (1997) and that (0.47) given by Makowski *et al.* (1999). The mean over-fertilisation for GAP was 22 kg N ha^{-1} , indicating an implicit insurance policy related to the fact that the response curve is only known retrospectively (Addiscott *et al.*, 1991). It was nil for AEP. According to the fitted curve, AEP should reduce SMN at harvest by 9 kg N ha^{-1} in comparison with GAP. This reduction should result in smaller leaching losses, which have not been detected. The reason is likely to be the compensatory effect of CC on leaching: indeed CC took up less N during the AEP than the GAP period.

The SMN contents measured in late autumn also varied with crop type. The high values (average 95 kg ha^{-1}) found for wheat after pea (P-W) are confirmed by regional data (not shown). The mean of the 4 other rotations without legume and CC is 52 kg ha^{-1} , so that the increase in N release due to pea is 43 kg ha^{-1} . This is consistent with the results of Beckie *et al.* (1997) who estimated that the mean contribution of pea to the nutrition of the next crop was 25 kg N ha^{-1} . Our results suggest that the growth of pea volunteers and their subsequent decomposition favour this N release.

Straw incorporation can help reducing nitrate losses since it decreased net mineralisation during the autumn. The net immobilisation due to cereal straw decomposition has been estimated at 24 kg ha^{-1} from harvest to December; this is consistent with the values (17 to 24 kg ha^{-1}) found by Mary *et al.* (1996) for our farming practices and those (10 - 25 kg N ha^{-1}) reported by Nicholson *et al.* (1997), even after repeated incorporation of straw.

We found that nitrate leaching was greatly affected by soil type. This confirms earlier work by Nieder *et al.* (1995), Boniface (1996), Simmelsgaard (1998) and Hoffmann and Johnsson (1999). The latter authors analysed 205 plots in Germany from 1986 to 1988 and calculated losses from $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in clayey or loamy soils to $63 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in sandy soils. Their results are comparable to ours: $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in deep loamy soils and $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in shallow rooted sandy soils. Studies conducted by Hall *et al.* (2001) and Lilburne *et al.* (2003) have simulated nitrate leaching in North-eastern Colorado and in New Zealand, respectively. They indicate that leached N can vary by a 5-9 fold factor due to soil type. Richter *et al.* (1998) and Webster *et al.* (2003) have also shown that WFC is an important explicative variable.

Shallow soils with a lower yield potential may then contribute greatly to leaching even when fertilisation is carefully planned, as shown by Pang *et al.* (1998). However the relative differences between soils are smaller for concentration than for leaching. This may result from water dilution in shallow soils. Gorres and Gold (1996) simulated no difference between soils when drainage was very high (700 mm). Johnson *et al.* (2002) did not find any dilution in porous cups for a drainage less than 300 mm. Webster *et al.* (2003) in shallow soils found that nitrate concentration in ceramic cups decreased when drainage exceeded 300 mm. Our calculations did not show significant dilution for the cumulative results, but did show a dilution with time during the wet winter 1993/1994 which produced an average drainage of 443 mm.

We found that nitrate leaching was greatly affected by crop type and farmer practices, in agreement with Hall *et al.* (2001). The impact of crop nature has been assessed at the rotation scale, in order to integrate the effect of preceding and following crops. The mean effect of catch crops has been estimated at 22 mg L^{-1} , i.e. a reduction of 11 kg ha^{-1} of leached N, at the rotation scale. The mean relative benefit of CC also decreased from 51%, at the yearly scale, to 23% at rotation scale. The value obtained at yearly scale is significant but lower than that observed on experimental sites in northern France (Chapot, 1995; Justes *et al.*, 1999). This is attributed to the moderate growth of CC in our 'on farm' conditions. Volunteers, particularly from barley or rape, can also have a large impact, as shown by Justes *et al.* (1999). The relative range of variation due to crop nature was halved from the annual scale (98%) to the

rotation scale (52%). Because of this large temporal scale effect, the scale of the rotation is the relevant one to assess the impact of cropping systems improvements on nitrate concentration.

The efficiency of improved agricultural practices with regard to the EU drinking water guideline depends on situations. These practices are clearly more 'environment friendly' than the conventional practices which were simulated at 88 mg L⁻¹ (Beaudoin *et al.*, 2004). We could not find a significant difference in the mean nitrate concentration in drainage between the GAP and the AEP periods (51 and 56 mg L⁻¹, respectively). Maize crops grown with carefully planned fertilisation in Canada gave a similar concentration: 55 mg L⁻¹ (Milburn and Richards, 1993) whereas conventional practices could provide higher concentrations: 67-80 mg L⁻¹ (Tan *et al.*, 2002). Johnson *et al.* (2002) in UK found that nitrate concentration in shallow soil could greatly exceed the guideline, even for the 'protective system': they measured 96 mg L⁻¹ for 'full N rate' (about equivalent to GAP) and 80 mg L⁻¹ for the 'protective' with an additional 25% reduction in N fertilisation (equivalent to AEP), during a 10 year study. Webster *et al.* (2003) found 69 mg L⁻¹ in a 6 year study with the 'LIFE' system, which included a 30% fertiliser reduction, straw incorporation, and reduced tillage. A more drastic scenario to reduce nitrate pollution in shallow soils may consist in introducing set aside on these soils. Richter *et al.* (1998) found that a 5 year permanent covered fallow decreased the nitrate concentration by 64% at the field scale but 13% over a catchment in Germany: the impact at the catchment scale depends on the involved area and the conditions of fallow destruction.

Concerning the impact of reduced tillage, no clear recommendation is available at the moment (Di and Cameron, 2002). Under conservative farming, volunteers impact is great and can be confused with the no tillage impact (Stenberg *et al.*, 1999; Johnson *et al.*, 2002).

2.1.5 Conclusion

Three combined rules of decision have been applied by the farmers over the catchment in order to limit the nitrate pollution of the aquifer: N fertiliser optimisation, CC establishment and straw incorporation. The results indicate that applying these 'Good Agricultural Practices' should result in a significant reduction in nitrate concentration below the rooting zone, even under actual (non optimal) farming conditions. The reduction of fertiliser N rate by 20% ('Agri-Environmental Practices') does not improve further the situation, probably because the effect of CC is smaller than with GAP. The impact of GAP is highly dependent on soil type: the absolute effect is greater in soils sensitive to leaching. But nitrate concentration in sandy or rocky soils in drained water remains higher than the EU guideline for nitrate in drinkable water. The effects of crop nature or of CC establishment on the range of variation of the mean nitrate concentration are both halved from the annual scale to the rotation scale. Due to this scale effect, the rotation scale is the relevant one to assess the impacts of changes in cropping systems.

GAP should be adapted to soil type: precision agriculture techniques could help to manage spatial variability, and the duration and frequency of catch crops could be increased in shallow soils. CC have other beneficial effects on soil, such as increasing infiltration and reducing erosion risk. A better integration of catch crops within the cropping systems needs more investigations concerning the constraints of the farmers and the means to limit weeds and pests. The crop rotation is another key of choice influencing nitrate pollution but it is necessary to agree with the economic concern. More generally, a systemic approach including tillage, N management and crop protection should be planned in order to aim at sustainable agro-ecosystems.

Acknowledgements

We thank the farmers involved in this study: R. Chédeville R., P. and R. Mory, B. and M. Pillois. The authors are very grateful to E. Venet, J.P. Quizy, L. Thouant, J.P. Sebbe, P. Devaux and M. Bouchet for their technical assistance, M. Sarrazin and A. Lindor for the pedological map, G. Alavoine and O. Delfosse for the analyses. The Région Picardie and Agence de l'Eau Seine-Normandie are acknowledged for their financial support.

References : reportées en fin du mémoire de thèse

Appendix: calculation of overfertilisation

The predictive nitrogen balance can be written (Meynard *et al.*, 1997):

$$X = (U_2 + N_2 + L + G) - (M + N_1 + U_1 + A) \quad (1)$$

with X = optimal amount of N fertiliser

N_2 = SMN at harvest

N_1 = SMN in February

M = net mineralisation by the soil

U_2 = nitrogen uptake by the crop at harvest

U_1 = nitrogen uptake by the crop in February

A = meteoritic input of nitrogen

L = leaching losses during cropping

G = gaseous losses (denitrification and volatilisation)

all values in kg N ha⁻¹.

The N uptake at harvest can be written, in the case of cereals and rapeseed:

$$U_2 = b.Y \quad (2)$$

Y = objective yield (Mg ha⁻¹)

b = amount of nitrogen absorbed per unit of yield (kg Mg⁻¹)

The actual nitrogen balance (*a posteriori*) can be written similarly:

$$X' = (U'_2 + N'_2 + L' + G') - (M' + N_1 + U_1 + A) \quad (3)$$

$$U'_2 = b'.Y' \quad (4)$$

where Y' is the actual yield obtained.

Comparing the predictive and the actual N balances allows to define an *a posteriori* over-fertilisation (*OF*). We assume that, in a system without organic effluents, the main discrepancy in the prediction concerns the yield and possibly the application of a fertiliser rate different from the recommended one (especially when rule 4 is applied). Then *OF* is defined as :

$$OF = (X' - X) + b(Y - Y') \quad (5)$$

which can be written:

$$OF = (X' - X) - (U'_2 - U_2) + (b' - b)Y'$$

Using equations (1) and (3), it comes:

$$OF = (N'_2 - N_2) + (b' - b)Y' + \varepsilon \quad (6)$$

with:

$$\varepsilon = (L' - L) + (G' - G) - (M' - M) \quad (7)$$

Equation (6) indicates that over-fertilisation has two main effects: it increases the amount of mineral nitrogen at harvest (term $\Delta SMN = N'_2 - N_2$) and increases the uptake of nitrogen by the crop term $Y'(b' - b)$. A negative *OF* should lead to minimise ΔSMN . We assume that the ε term is nil on average with a random distribution.

2.2 Effet des Bonnes Pratiques Agricoles sur l'évolution des teneurs en nitrate à l'exutoire d'un aquifère tertiaire du Bassin parisien

Projet d'article pour la revue Hydrogéologie

N Beaudoin¹, J. Maucorps², M. Lacroix³, M. Bakalowicz⁴, B. Mary¹

¹INRA Agronomie Laon, ²INRA Science du sol Orléans, ³CRG Thonon/IUFM Nice, ⁴CNRS Montpellier.

Mots-clés

Nitrate, bilan d'eau, grandes cultures, débit, temps moyen de séjour, calcaire lutétien.

Résumé

La directive nitrate puis les règles d'éco-conditionnalité de l'UE ont incité puis imposé la mise en œuvre d'un code de "bonnes pratiques agricoles" (BPA) dans les zones vulnérables en France. L'objectif de cette étude est de vérifier quels sont les impacts de ces mesures sur le lessivage d'azote et l'évolution des concentrations nitriques des captages d'un aquifère, en région de grande culture du Bassin Parisien. Le site étudié est un aquifère perché, hydrologiquement quasi isolé, dont l'aire d'alimentation est d'environ 187 ha. L'exutoire du bassin est un ensemble de sources dont la pollution est avérée depuis 1970 et dépasse la norme de 50 mg NO₃ l⁻¹ depuis 1992. Depuis 1990, une action de prévention de la pollution est engagée sur tout le bassin. Les agriculteurs ont appliqué les préconisations de fertilisation azotée raisonnée sur toutes les cultures. Des cultures « pièges à nitrate » ont été installées avant les cultures de printemps. Des données ont été acquises, sur les stocks d'eau et d'azote du sol, des 36 stations d'observation des cultures et des sols du bassin. Elles permettent de quantifier les flux d'eau et d'azote sous les racines à l'aide d'un modèle d'éluvion (Beaudoin et al., 2005). Les débits et la concentration en nitrate de l'eau des sources ont été suivis au pas hebdomadaire. Les stocks d'eau de la zone non saturée ont été estimés par mesure de l'humidité gravimétrique sur des carottes et le calcul du volume des couches aquifères; celui de la zone saturée à partir de la formule de Maillet. Les teneurs en tritium ont été mesurées périodiquement. Ces dosages permettent de calculer les temps moyens de renouvellement (TMR) et de séjour (TMS) du nitrate dans l'aquifère.

Le drainage et la lixiviation montrent de fortes variations inter-annuelles, en lien avec l'importance des précipitations hivernales. Leurs moyennes sous cultures sont respectivement de 225 mm d'eau an-1 et 24 kg N ha-1an-1 sous la zone cultivée. La concentration en nitrate de l'eau de percolation sous la zone racinaire, assez stable entre années, est en moyenne de 46 mg NO₃ l⁻¹. A défaut de mesurer les pertes de nitrate avant 1990, l'impact des BPA a été estimé par approche diachronique (Beaudoin *et al.*, 2004). La concentration résultante d'un scénario conventionnel aurait été de 88 mg NO₃ l⁻¹ sous la zone cultivée. Depuis 1990, la teneur moyenne de l'eau de percolation sous l'ensemble a été de 37 mg NO₃ l⁻¹, du fait de la dilution permise par les zones incultes.

Les cinétiques des débits des sources diffèrent entre celles issues des parties du plateau recouvertes par l'Auversien et le Lutétien supérieur, dont la source principale (Zézin) et celles issues des zones où seule le Lutétien inférieur affleure. Les débits des premières fluctuent de façon synchrone avec un temps de réponse aux pluies efficaces de l'ordre de la semaine; les débits des secondes fluctuent de façon retardée et amorties par rapport aux pluies efficaces. La teneur de la principale source (Zézin) a cru jusqu'à 56 mg NO₃ l⁻¹ en moyenne, puis a commencé à baisser depuis 2000. La concentration en nitrate de l'eau y a été d'abord corrélée positivement avec le débit, puis progressivement non corrélée et enfin, corrélée négativement à partir de 2000. Ces corrélations entre débit-concentration ne sont pas causales car le temps de séjour de l'eau dans le système hydrologique, estimé à partir des mesures d'activité tritium, est de l'ordre de 25 ans. Ce chiffre est dû à l'importance du stock d'eau de la zone non saturée. L'évolution récente indiquerait que le temps de réponse serait égal à la moitié du temps de renouvellement. La source Zézin est probablement influencée par de la nappe perchée de l'Auversien, qui s'est rapidement dépolluée, voire des nappes fugaces apparaissant dans le Lutétien Supérieur.

2.2.1 Introduction

En région d'agriculture intensive, une gestion rigoureuse de l'azote est nécessaire en raison des contraintes économiques et surtout environnementales : limitation de la consommation d'énergie fossile nécessaire à la synthèse de l'engrais (Gosse et Merillot, 1997), réduction de la lixiviation du nitrate (Addiscott et al., 1991; Hubbard et Sheridan, 1995), réduction des émissions d'oxyde nitreux (Bouwman, 1996). La directive nitrate a incité à la mise en œuvre d'un code de "bonnes pratiques agricoles" (BPA) adapté régionalement (CEE, 1991); les règles d'éco-conditionnalité, qui soumettent le versement des aides européennes à l'agriculture au respect de l'environnement, et rendent obligatoires certains items. Cependant cette obligation de moyens ne garantit pas le résultat de bonne qualité des eaux superficielles et souterraines, tel qu'il est demandé dans la Directive Cadre européenne sur l'Eau (22/12/2000).

Dans le Bassin Parisien, les ressources en eau sont majoritairement fournies par des nappes souterraines profondes, alimentées par des zones de grandes cultures intensives (Guillemin et Roux, 1992). Plusieurs types d'évolution de concentration en nitrate des eaux s'y produisent (Figure 2.2/1): i) augmentation régulière et rapide (source Petite Traconne) ii) augmentation régulière et modérée (source Zézin); iii) augmentation brutale (source Charmois); iv) variations en dents de scie (source Pisseleu). La compréhension de ces évolutions demande une approche pluridisciplinaire car, la vitesse d'accroissement de la concentration dans les nappes s'explique à la fois par l'intensité de la pollution et par leur vulnérabilité (Knox and Moody, 1991 ; Styczen and Storm, 1995, Morlon *et al.*, 1998). Une épuration naturelle du nitrate, par dénitrification, s'observe dans certaines nappes captives, mais dans la plupart des aquifères exploités, il semble que le nitrate soit conservatif (Mariotti *et al.*, 1988). Cependant, cette dénitrification peut être incomplète et entraîner une émission de protoxyde d'azote, gaz à effet de serre. Réduire la lixiviation du nitrate par des mesures agricoles appropriées peut limiter aussi ces émissions.

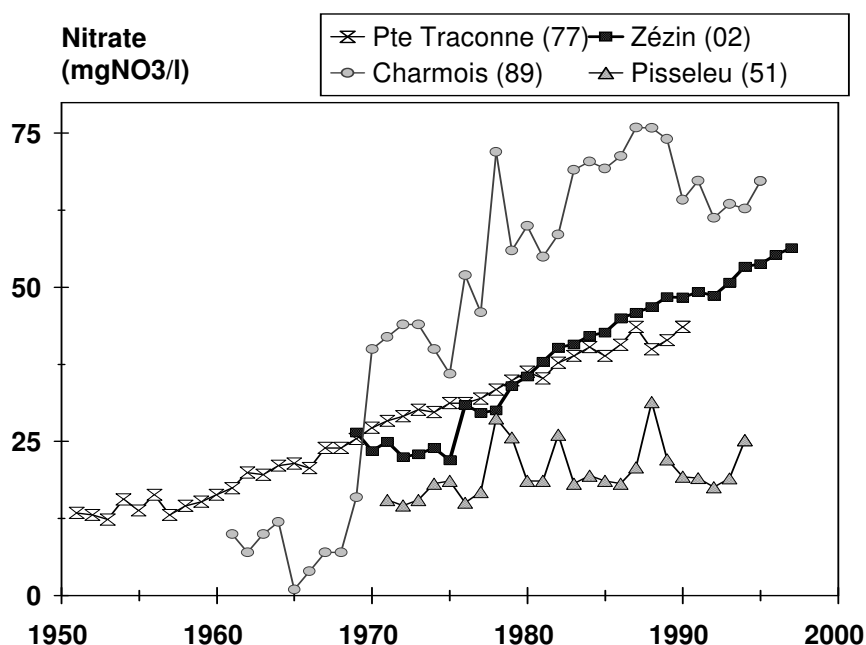


Figure 2.2/1 : Evolution à long terme de la concentration en nitrate de plusieurs captages d'eau souterraine issue de différents aquifères du Bassin Parisien.

- Petite Traconne = aquifère tertiaire (Guillemin & Roux, 1992)
- Zézin = aquifère du Lutétien (Beaudoin et al, 1996)
- Migennes = aquifère tertiaire (Morlon et al, 1997)
- Pisseleu = aquifère de la craie de Champagne (Ballif, comm. pers.)

Depuis les années 1980, des pratiques agricoles améliorées ont été préconisées sous le terme de "bonnes pratiques agricoles" (BPA). Ces pratiques, relativement peu coûteuses, ne remettent pas en cause le système de production des exploitations. Elles se limitent généralement à une meilleure gestion du

cycle de l'azote dans la succession culturale (Lacroix, 1995). Ces BPA ont été testées aux échelles du lysimètre (Chapot, 1995), de la parcelle drainée (Milburn et Richards, 1993) et de la rotation (Yridoe *et al.*, 1997). Les BPA visent à réduire le stock d'azote minéral du sol (SMN) avant le début du drainage (Machet et Mary, 1989). Leur premier levier d'action est la fertilisation raisonnée des cultures. La fertilisation raisonnée consiste à définir la dose d'engrais et le fractionnement optimal pour couvrir les besoins d'azote de la culture. Cette méthode s'avère capable de minimiser le SMN à la récolte (Glendining *et al.*, 1992; Machet *et al.*, 1997). Le fractionnement des apports permet de limiter l'organisation microbienne et les pertes par voie gazeuse au profit de l'absorption par la culture (Recous et Machet, 1999). Il réduit également les risques de lixiviation dans les sols à faible capacité de rétention en eau, drainés artificiellement, sur-irrigués ou fissurés (Cheloufi *et al.*, 1990; Milburn et Richards, 1993; Diez *et al.*, 1994). Cependant la variabilité du climat rend aléatoire la prévision du rendement, donc celle des besoins en azote (Sébillotte et Meynard, 1990), ce qui peut augmenter le SMN à la récolte (Addiscott *et al.*, 1991). De plus, une mauvaise synchronisation entre minéralisation d'azote par le sol et besoins de la plante, ou l'existence d'une interculture longue, en sol nu, augmente inévitablement le SMN en début drainage (Machet et Mary, 1990; Izaurrealde *et al.*, 1995).

Les BPA doivent donc également gérer l'azote minéral du sol pendant les périodes d'interculture longue, avec trois volets d'action: i) l'exclusion d'apports d'effluents azotés sur les sols nus, ou en hiver; ii) l'incorporation dans le sol des résidus de culture, pauvres en azote; iii) la mise en place de cultures intermédiaires ou, à défaut, la promotion de repousses de cultures (Laurent et Mary, 1992; Justes *et al.*, 1999). Ces techniques, de gestion de l'interculture, doivent être associées à la pratique de fertilisation raisonnée de la culture suivante (Thorup-Kristensen et Nielsen, 1998).

Une question est de savoir si la mise en œuvre systématique des BPA peut conduire à une réduction durable des risques de lixiviation d'azote, à l'échelle de plusieurs années et du bassin hydrologique, sachant que les fuites d'azote doivent rester faibles par rapport aux entrées d'azote (Machet *et al.*, 1997). Généraliser les résultats obtenus à l'échelle parcellaire est difficile, car les conditions d'application des BPA ne peuvent être partout optimales. L'expérimentation numérique permet de comparer les impacts de divers scénarios (Hansen *et al.*, 2001), mais présente des risques pour établir un diagnostic en référence à une norme. Une solution plus robuste consiste en l'expérimentation à l'échelle du bassin. Il est préférable d'utiliser un dispositif hydrologique isolé et, si possible, à faible temps de réponse. L'objectif du suivi du plateau de Montbérault, à Bruyères, est de tester expérimentalement si les BPA, mises en place par des agriculteurs, permettent de réduire durablement les fuites de nitrate et de satisfaire à la norme CE de l'eau des captages d'eau potable. Cet article quantifie les différents flux en entrées et sorties, et caractérise les compartiments pesant sur l'inertie du système hydrogéologique. Il s'appuie sur une caractérisation des pratiques agricoles et de leur impact sur la lixiviation du nitrate sous la zone racinaire (Beaudoin *et al.*, 2005).

2.2.2 Matériel et méthodes

2.2.2.1 Le site expérimental

2.2.2.1.1 Critères de choix

Le site de Bruyères-et-Montbérault est situé à 120 km au nord-est de Paris. Par rapport aux sites déjà étudiés au Nord de la France (Cheloufi *et al.*, 1990; Gaury, 1992; Lanquetuit, 1996), ce site combine plusieurs critères intéressants: 1) la nappe, localisée dans le calcaire du Lutétien, est presque isolée hydrologiquement; 2) elle est alimentée presque exclusivement par des zones agricoles de grande culture; 3) le temps de séjour du nitrate dans le système hydrologique est relativement court; 4) la nappe est libre ce qui réduit le risque d'une dénitrification souterraine; 5) la teneur en nitrate des captages augmente régulièrement depuis plus de 25 ans (figure 2.2/1); 6) la zone d'alimentation de l'aquifère est modeste (187 ha), ce qui permet d'en faire un suivi détaillé. 7) la grande variabilité de la couverture pédologique permet une étude comparative de la sensibilité des sols à la lixiviation du nitrate (Beaudoin *et al.*, 2005), ou des pesticides (Coquet *et al.*, 2005).

2.2.2.1.2 Caractéristiques géomorphologiques, géologiques et tectoniques

Le site est un plateau sédimentaire des assises tertiaires du Bassin Parisien. Il est délimité au Nord-ouest et au Nord-est par la "Cuesta" de l'Ile de France: les versants y sont pentus et occupés par la forêt (Figure 2.2/2). Les couches sédimentaires de l'Eocène sont les suivantes: sables de Beauchamp et argile sableuse de St Gobain de l'Auversien (épaisseur 12 m), marnes et caillasses du Lutétien supérieur (17 m),

calcaires grossiers du Lutétien (25 m), argile de Laon (2 m) et sables de Cuise de l'Yprésien (50 m). Deux dépôts de limon loessique quaternaire les ont recouverts. Ils ont été partiellement érodés mais atteignent, par endroits encore, 7 mètres d'épaisseur. Le calcaire du Lutétien a été soumis à des diaclases d'origine tectonique. Le pendage général des assises tertiaires est de 0.15 % vers le Sud-Sud-ouest (Cholley, 1943). La subsidence du Bassin Parisien a provoqué de légers mouvements tectoniques, « L'anticlinal du Soissonnais » est situé entre les synclinaux de l'Ardon et de la Bièvre qui ont la même direction Sud-Ouest/Nord-Est. Cette ride présente en outre une ensellure au niveau de Montbérault, où ont été préservées les formations auversiennes pouvant atteindre une douzaine de mètres d'épaisseur. La fracturation des couches calcaires sub-horizontales peut conduire à inverser localement le pendage. Des matériaux ont été localement exploités : le calcaire lutétien au lieu dit la Carrière, en amont des sources Zézin, à l'Ouest du bassin, et le limon des plateaux, au lieu dit la Borne, en amont des sources St-Pierre, au Nord du bassin.

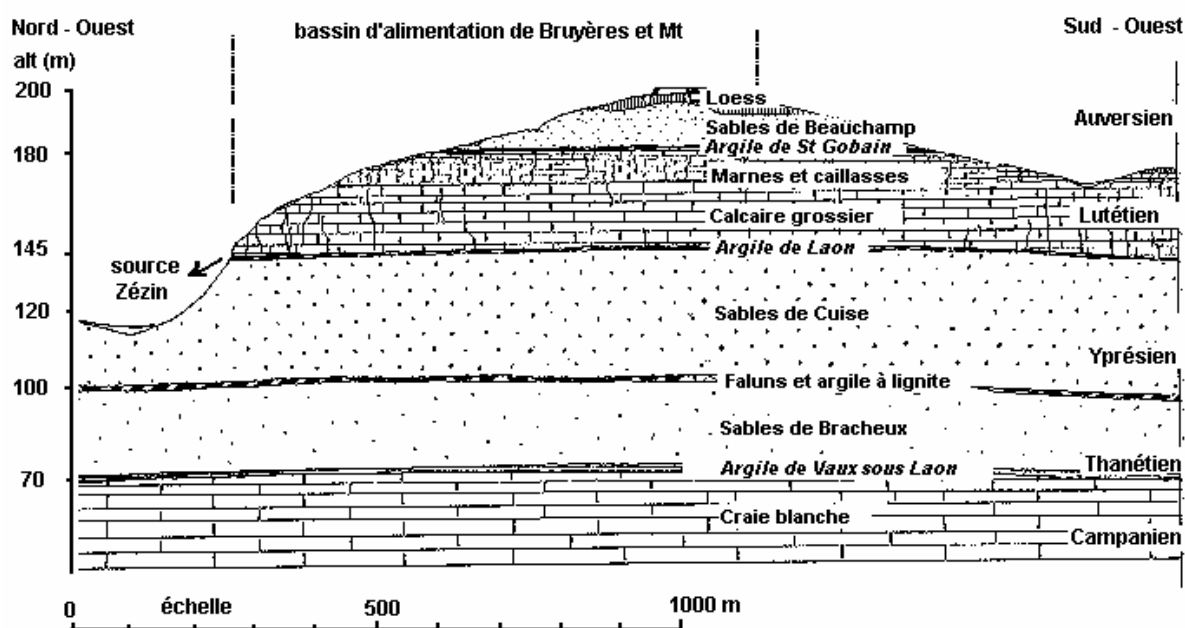


Figure 2.2/2 : Coupe géologique NO-SE (direction indiquée à la figure 2.2/3) et série stratigraphique du site de Bruyères.

2.2.2.1.3 Caractéristiques hydrologiques

L'aquifère principal est constitué par les calcaires grossiers du Lutétien inférieur. Son plancher est formé par l'argile de Laon qui affleure à l'altitude 147 m. Une vingtaine de sources de déversement de l'aquifère principal sourdent au pourtour du plateau (Figure 2.2/2). Les sables de Beauchamp (Auversien) constituent un second aquifère, superficiel, dont l'eau réalimente l'aquifère principal, plus profond. Le Lutétien Supérieur contient par endroit des zones saturées qui génèrent l'apparition de mouillères à mi-pente. Le ruissellement concerne surtout les eaux provenant des surfaces goudronnées.

L'affleurement de l'argile de Laon détermine précisément les 2/3 du périmètre d'alimentation de l'aquifère principal (figure 2.2/3). La définition du reste du périmètre est basée sur les deux hypothèses suivantes: i) la limite sud du bassin suit l'affleurement méridional des sables auversiens, au delà la crête topographique ; ii) les limites est et ouest suivent chacune l'arc méridien qui relie la crête et l'axe de chaque talweg. La première hypothèse s'appuie sur l'existence de l'ensellement du plancher de l'Auversien et le fait que celui-ci ne génère pas de mouillère, à l'Est ou au Sud, contrairement au Nord et à l'Ouest. La deuxième hypothèse s'appuie sur les faits, qu'à l'Ouest, la source Zézin est localisée sur le flanc droit de son talweg et non sur la médiane de celui-ci, et qu'à l'Est, le plateau est très étroit. La partie du territoire située au Sud Est serait donc hors du périmètre d'alimentation,

Les sources Zézin et St-Pierre sont captées et font l'objet d'analyse chimique depuis 1965. Pour la source Zézin, ayant le plus fort débit, la concentration en nitrate augmentait au rythme moyen de 1.2 mg NO₃ l⁻¹ an⁻¹ ; cet accroissement est représentatif des captages des nappes du Lutétien de la région.



Figure 2.2/3 : Photographie aérienne du site de Bruyères (mission IGN du 20/07/1996). Schéma des limites du bassin et de la localisation des sources et des stations de mesures météorologiques et piézométriques.

Sources :

- Les sources majeures sont indiquées par un numéro de code (1 = Zézin; 2 = Fontaine ND; 3 = St-Pierre; 4 = St-François; 5 = Bélier) ;
- les sources mineures de la nappe du Lutétien sont indiquées par une croix;
- les sources mineures de la nappe de l'Auversien sont indiquées par le symbole "s".

Limites :

- Le trait rouge sinueux représente l'affleurement de l'Argile de Laon, limite du bassin hydrologique à l'Est et à l'Ouest. La trait orange représente la ligne de crête, limite supposée, du bassin, au Sud.
- Le trait rouge rectiligne localise la coupe géologique présentée en Figure 2.2/2.

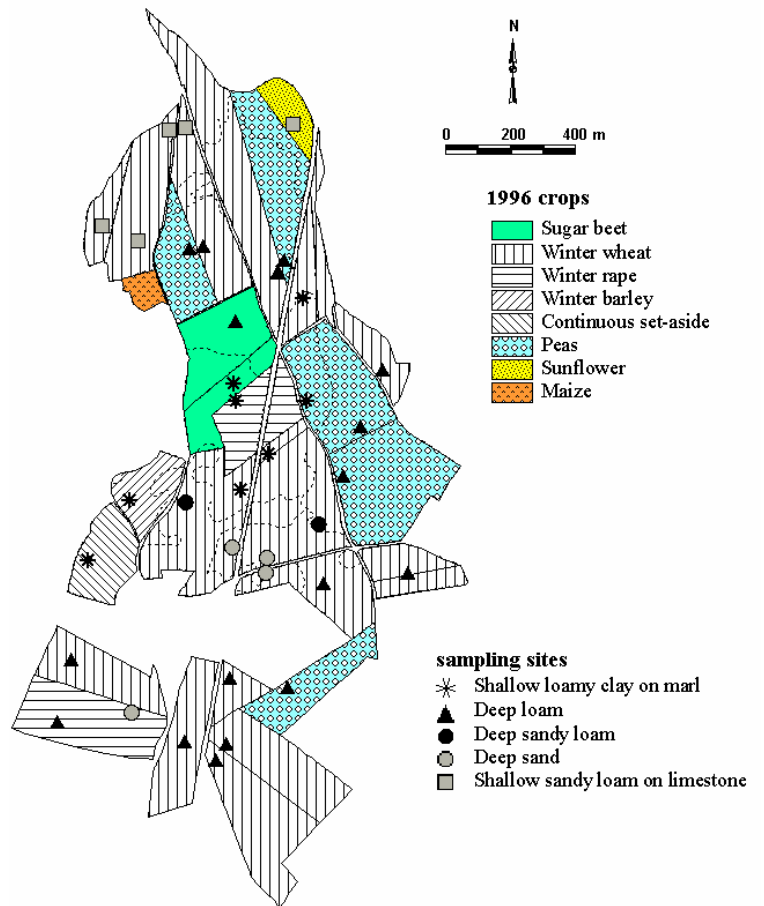


Figure 2.2/4 : Parcelle agricole du site de Bruyères et localisation des stations de mesures sur les sols et les végétaux.

Cultures :

- Sugar beet = betteraves sucrières,
- Winter rape = colza d'hiver,
- winter barley = escourgeon,
- Continuous set-aside = jachère couverte permanente,
- Peas = pois de printemps,
- Sunflower = tournesol,
- Maize = maïs.

Matériaux-sols

- Shallow loamy clay on marl = limon argileux développé dans les marnes et caillasses
- Deep loam = limon épais
- Deep sandy loam = limons sableux épais (colluviaux)
- Dep sand = sables épais (faiblement enracinés)
- Shallow sandy loam on limestone = limon sableux développé dans les calcaires grossiers

2.2.2.1.4 Caractéristiques pédologiques

Une carte pédologique a été établie à l'échelle du 1/5000. Les sols sont majoritairement des luvisols, calcosols et colluviosols (AFES, 1995). Des phénomènes périglaciaires de cryoturbation et de solifluxion ont remanié localement ces matériaux. Les limons éoliens ont évolué en sols bruns lessivés; certains ont été rajeunis par l'érosion. Les parcelles agricoles sont très hétérogènes. Les textures de surface sont le plus souvent limono-sableuses, limono-argilo-calcaire et limono-sablo-calcaire, avec une

pierrosité volumique moyenne de 0,5 et 10%, respectivement. La fréquence des types de texture, à 40 cm de profondeur, est la suivante: limono-argileuse 57%; argilo-calcaire 21%; sablo-calcaire 14%; sableuse 6%; autres 2%. Ces matériaux sont assez poreux, bien structurés et permettent un bon drainage sur l'épaisseur de la zone d'enracinement.

Les profondeurs maximales d'enracinement du blé ont été mesurées à la floraison en 1993, selon la méthode des cartes verticales d'impacts racinaires (Nicoullaud *et al.*, 1994). Elles s'avèrent être caractéristiques du matériau-sol (Tableau 2.2/1). Les teneurs en éléments grossiers et les masses volumiques des principaux matériaux ont été mesurées respectivement par analyse mécanique et gammamétrie. Les différences entre substrats génèrent une forte variabilité de la réserve utile (RU) des sols (Tableau 2.2/1).

	Limons épais éoliens	Limons sableux sur sables	Limons sableux colluviaux	Limons argilo-calcaires sur marnes et caillasses	Sables limoneux sur calcaire grossier
Profondeur d'enracinement (cm)	158 (3)	53 (2)	<i>120</i>	97 (15)	88 (6)
Réserve Utile (mm)	256 (26)	104 (14)	<i>188</i>	173 (29)	174 (30)
Part de la surface cultivée (%)	56	5	3	24	12
Nombre de sites d'observation suivis	17	4	2	8	5

Tableau 2.2/1 : Profondeur d'enracinement maximale (observée sur blé d'hiver) et réserve utile en eau, part de la surface qu'ils représentent et nombre de sites d'observation correspondant à chaque matériau géologique du bassin de Bruyères. Les valeurs entre parenthèses correspondent à l'écart type; la valeur en italique est estimée.

2.2.2.1.5 Caractéristiques climatiques

Le climat est de type océanique à influence continentale. Les paramètres climatiques moyens sur 35 ans (1961-1996), proviennent de la station météorologique de St-Quentin à 50 km de Bruyères. La température moyenne mensuelle varie de 2.4°C en janvier à 17.2°C en juillet; la moyenne annuelle est de 9.7°C. Les précipitations annuelles atteignent 695 mm ; elles sont réparties de façon homogène pendant l'année. L'évapotranspiration annuelle moyenne (ETP) est de 656 mm, avec un maximum de 117 mm en juillet et un minimum de 4 mm en décembre. Le drainage, principalement hivernal, atteint en moyenne 179 mm sous un sol enherbé dans les cases lysimétriques situées, sous un climat comparable, à Châlons-en-Champagne (Ballif, 1996).

2.2.2.1.6 Occupation des sols

L'activité économique sur le site est quasi exclusivement agricole. Sur les 187 ha du périmètre d'alimentation, 135 ha sont consacrés à la grande culture et 50 ha sont occupés par des bois, des prairies extensives ou des chemins. Les parcelles agricoles ont une surface moyenne de 5.5 ha avec des extrêmes de 0.5 à 17 ha. L'orientation des 3 exploitations concernées a été la polyculture avec élevage laitier jusqu'à la fin des années 1970. La production laitière a cessé; le seul élevage présent actuellement est un troupeau de moutons. L'intensification des cultures a été continue depuis les années 1950 et accentuée par des défrichements de prairies localisées sur les bordures du plateau; la grande majorité entre 1977 et 1983.

Les cultures de printemps, betterave, pois protéagineux, orge de printemps, tournesol, ou maïs, représentent 40% des surfaces agricoles (Tableau 2.2/2). Dans ce tableau, les cultures sont classées par ordre de semis, compris entre fin août pour le colza et mi-avril pour le tournesol. Le délai, entre récolte du précédent et date de semis de la culture suivante, correspond à la période d'interculture. Les successions les plus fréquentes sont betterave-blé (16%), pois-blé (15%) et blé-escourgeon (10%). En notant (w) les cultures semées avant l'hiver et celles semées au printemps, les successions w-s, w-w, s-s et s-w occupent respectivement 32, 26, 8 et 32% de la surface; leurs durées moyennes d'interculture sont de 237, 48, 171 et 31 jours. La durée moyenne annuelle d'interculture est de 114 jours. Les risques de pollution nitrique augmentent avec la durée de l'interculture, quand le sol est laissé nu.

	colza	escourgeon	blé	pois protéagineux	betteraves sucrières	orge de printemps, maïs, tournesol	jachères
1991-1995	6 (5)	14 (7)	34 (7)	16 (3)	21 (8)	8 (6)	2 (2)
1996-2001	10 (7)	8 (4)	45 (8)	15 (7)	15 (6)	4 (4)	3 (0)
1991-2001	8 (6)	11 (6)	40 (9)	15 (6)	18 (7)	6 (5)	2 (1)

Tableau 2.2/ 2 : Pourcentages moyens de la surface occupée par les cultures principales. Ecart type inter-annuel entre parenthèses.

2.2.2.1.7 Mise en oeuvre des bonnes pratiques agricoles

Des modifications de pratiques culturales ont été introduites en 1989 afin de lutter contre la pollution croissante de l'eau des captages. Les BPA concernent 21 parcelles et 145 ha dont 137 ha situés à l'intérieur du périmètre du bassin. Elles portent sur: 1) la fertilisation raisonnée ; 2) l'introduction de cultures intermédiaires avant toute culture de printemps ; 3) l'enfouissement des résidus de culture pauvres en azote. Les agriculteurs ont adhéré volontairement à ces BPA en 1989, puis ont bénéficié d'une aide européenne à partir de 1993 ("article 19"). Les parcelles ont été ensuite contractualisées entre 1996 et 2000 sous le régime des "mesures agri-environnementales" avec réduction d'intrants. Ces mesures ajoutent, au précédent cahier des charges, la réduction de 20% des apports d'azote et de pesticides.

La fertilisation est raisonnée selon la méthode du bilan prévisionnel d'azote minéral, à l'aide du logiciel AZOBIL, qui est paramétré pour 25 cultures (Machet *et al.*, 1990).

Les cultures intermédiaires pièges à nitrate sont des cultures de seigle ou de moutarde nématocide ou des repousses de colza ou d'escourgeon. La période conseillée pour le semis est la dernière décade d'août. Le seigle est semé au semoir centrifuge, suivi d'un déchaumage léger. La moutarde est semée par un semoir en ligne, après un déchaumage profond. Ces cultures intermédiaires sont détruites par un labour, effectué au plus tôt le 1^{er} décembre et au plus tard fin janvier. Les repousses sont détruites soit par labour en septembre si elles précèdent une culture d'hiver, soit en décembre.

2.2.2.2 Mesures expérimentales

2.2.2.2.1 Données climatiques

La pluviométrie est mesurée sur 4 sites, équipés de pluviomètres enregistreurs (Figure 2.2/3). La température de l'air sous abri, à deux mètres, est mesurée sur les sites m1 et m3. Des échantillons de pluie sont collectés en vue d'un dosage du nitrate et, pour certains, des isotopes ¹⁸O, ²H et ³H. L'évapotranspiration potentielle (ETP) est donnée par la station météorologique d'Aulnois-sous-Laon, située à 14 km au Nord-Ouest et à l'altitude 90 m. Les résultats annuels de ces mesures sont présentés dans le Tableau 2.2/3.

début	fin	Température (°C)	ETP (mm)	Pluie (mm)	P-ETP)(mm)
01/08	31/07	Moyenne	Cumul	Cumul	Cumul
1990	1991	9.5	692	570	-123
1991	1992	9.8	759	619	-141
1992	1993	10.1	667	765	98
1993	1994	10.0	740	853	114
1994	1995	10.8	712	829	117
1995	1996	9.4	716	544	-172
1996	1997	9.4	689	746	58
1997	1998	10.7	741	684	-57
1998	1999	10.2	755	835	80
1999	2000	10.2	758	909	151
2000	2001	10.5	764	1066	125
2001	2002	10.1	756	641	121
moyenne		10.1	729	755	31
Ecart type		0.5	33	153	119

Tableau 2.2/3 : Données climatiques annuelle sur le site Monbérault, à Bruyères (02), de août à juillet. ETP = Evapotranspiration Potentielle.

2.2.2.2 Mesures sur les sols et les cultures

Les mesures sont effectuées sur 36 stations permanentes d'observation choisies parmi les 21 parcelles cultivées (Figure 2.2/4). Ces stations représentent les différentes cultures et les matériaux sols. Les stocks d'eau (WS) et d'azote minéral du sol (SMN) sont mesurés sur les 36 stations 3 ou 4 fois par an. La profondeur des mesures est de 120 cm sur les sols limoneux épais; elle est de 90 cm sur les autres sols, dits superficiels. Les mesures sont faites aux périodes suivantes: 1) à la récolte; 2) en début de période de drainage; 3) en fin d'automne; 4) en milieu d'hiver. Les mesures sont effectuées par carottage à la sonde tubulaire de 2 cm de diamètre à raison de 6 carottes par tranche de 30 cm. Les carottes sont mélangées et congelées. Chaque échantillon est ensuite décongelé et soigneusement mélangé. Le dosage du NH_4^+ et du NO_3^- est effectué par colorimétrie en flux continu. Les ions nitrates sont réduits en nitrite sur une colonne de cadmium, puis colorés par la méthode de Griess-Ilosvay (Henriksen et Selmer, 1970). Les ions ammonium sont dosés selon la méthode à l'indophénol (Verdouw, 1977). Les résultats sont convertis en kg N ha^{-1} en fonction de la masse volumique de chaque matériau.

Les prélèvements des végétaux visent à déterminer la biomasse produite et les exportations d'azote. Les mesures faites sur les céréales, maïs et tournesol, permettent de calculer directement le rendement biologique. Les mesures faites sur les cultures de pois, de colza et de betterave, donnent uniquement les teneurs en azote et l'indice de récolte; le rendement "agriculteur" est alors utilisé comme référence pour connaître la masse des produits récoltés; leur teneur en azote est mesurée après broyage par la méthode Dumas.

2.2.2.3 caractéristiques et teneurs en eau et en nitrate des couches géologiques

Des carottages ont été effectués, en 1991 et 1995, sur les 10 premiers mètres des couches géologiques meubles, pour en connaître les stocks d'eau et de nitrate (Mary et al, 1992; Beaudoin *et al*, 2005). Ces observations ont été complétées en 1999, par 3 forages réalisés avec un carottier de diamètre 100 mm (Beaudoin *et al.*, 2001). Ils ont été implantés de façon à échantillonner les zones de battement maximal de la nappe (forages P1 et P2), et la zone proche de la source principale Zézin (forage P3). L'objectif était de quantifier les profils de teneur en eau et en nitrate en fonction de la présence ou non de la nappe de l'Auversien au-dessus de la nappe du Lutétien (Figure 2.2/2). Un deuxième objectif de ces forages, était d'y suivre la piézométrie; c'est pourquoi ils ont été effectués en fourrière de façon à ne pas trop gêner les pratiques agricoles. Les forages P1 et P2 ont été positionnés en "flûte de Pan", à 5 m de distance.

Les forages ont été réalisés d'abord par battage dans les horizons meubles, puis au trépan, avec injection d'eau, dans les matériaux calcaires. Les principaux substrats géologiques constituant le sous-sol ont été échantillonnés. Les carottes ont permis de déterminer l'épaisseur des différents horizons dont celle des vides présents dans les matériaux. 383 échantillons ont été décrits selon leur morphologie : masse volumique, couleur, consistance, texture, effervescence à l'acide, humidité, éléments secondaires. Les carottes ont été classées en 7 matériaux géologiques principaux. Les principaux horizons meubles ont fait l'objet d'une analyse physico-chimique, réalisée au laboratoire INRA d'Arras. Les échantillons analysés sont des cylindres de 6 cm de hauteur et 6 cm de diamètre, prélevés au sein des carottes à un pas de 25 cm. Pour se prémunir d'une éventuelle pollution par l'eau de forage de la carotte, seul l'intérieur des carottes et seules, les carottes non émiettées ont été dosées. Nous avons vérifié, sur quelques échantillons, que la teneur en azote de la couronne rejetée était égale à la teneur du cylindre central, lieu du dosage, ce qui conforte la validité de nos mesures.

Les forages, effectués en topographie plane ou convexe, sont supposés représentatifs pour l'étude des processus de circulation de l'eau. L'eau excédentaire, présente dans les zones saturées, a eu le temps de s'infiltrer avant la mesure. L'humidité mesurée est donc supposée être représentative de l'humidité matricielle, à l'exception de la zone d'enracinement. La teneur en nitrate mesurée ne peut pas être représentative de l'ensemble du bassin à cause de la position du forage sur des lieux de re-croisement d'épandage d'engrais. L'objectif n'est pas de quantifier les stocks d'azote dans l'absolu mais de déterminer la forme du profil de nitrate, pour caractériser la circulation de l'eau qui s'opère entre les deux nappes au droit de P1 et P2, et de vérifier l'existence d'un gradient vers P3.

2.2.2.4 Débits et concentrations aux exutoires

Les 5 sources, ayant un débit supérieur à $1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, font l'objet de mesures hebdomadaires (Figure 2.2/2). Les sources mineures, dont le débit est de 10 fois à 100 fois inférieur, font l'objet de mesures bisannuelles. Les mesures de débit sont effectuées par volumétrie ou limnimétrie. Les mesures

volumétriques, très reproductibles, sont faites sur toutes les sources. Les mesures limnimétriques concernent les sources 2, 3 et 5, dont les exutoires sont équipés d'une échancrure triangulaire. Le débit est calculé à partir de la hauteur d'eau mesurée selon la formule de Gourlet (Castany, 1967). Le limnimètre de la source 2 (Fontaine-ND) est équipé d'une sonde à ultrasons, reliée à une centrale CR2M enregistrant les données horaires, depuis 1992. Les 3 forages sont équipés d'un capteur de pression PARATRONIC relié à une centrale d'acquisition, depuis octobre 1999. Des mesures mensuelles manuelles sont faites avec une sonde lumineuse SEBA KLL.

Des échantillons d'eau sont prélevés en même temps que les mesures de débit volumétrique ou piézométriques manuelles. L'eau des forages est prélevée, sans pompage préalable, avec un échantillonneur manuel de liquide. La concentration en nitrate est mesurée systématiquement; l'abondance isotopique et la radioactivité spécifique des isotopes de l'eau ont été mesurées à certaines dates. Les abondances isotopiques en oxygène 18 (^{18}O) et deutérium (^2H), ont été mesurées par spectrométrie de masse; l'activité spécifique du tritium (^3H) a été mesurée sur un compteur à scintillation après concentration électrolytique de l'eau.

2.2.2.3 Calculs

2.2.2.3.1 drainage et lixiviation d'azote sous les racines à l'échelle du bassin

Les pertes d'eau et d'azote sont calculées avec le modèle LIXIM, à partir des mesures des profils d'eau et d'azote (Mary et al, 1999). Le modèle a été adapté pour prendre en compte l'impact de l'absorption des cultures en hiver (Beaudoin *et al.*, 2005). Des tests du modèle ont été réalisés sur des résultats d'expérimentations en sols développés sur limon profond et sur craie. Le modèle requiert les données suivantes : - teneurs initiales d'eau et d'azote sur la profondeur d'enracinement - capacité volumique de rétention en eau de chaque horizon - pluviométrie (P), évapotranspiration (ETP) et température moyenne de l'air (T). En l'absence d'incorporation de résidus entre les pas de mesure, la minéralisation nette peut être ajustée par méthode inverse. Le modèle d'éluion de LIXIM se base sur le concept de cellules de mélange ; ce type de modèle converge vers les modèles convectif-dispersif avec un temps de calcul 10 fois moindre (Gorres et Gold, 1996). La convergence s'opère quand l'épaisseur des cellules est égale à la moitié de la dispersivité et que celle-ci est moindre que 15cm, ce qui est le plus probable (Vander Plog *et al.*, 1995).

L'intégration temporelle, à l'échelle de la rotation culturale, est effectuée par addition des résultats des cycles successifs, en considérant qu'il n'existe pas d'interaction entre eux. Les quantifications sont clôturées à la date fixe du 31/07, pour comparer les flux entre années et entre rotations. Les effets croisés des types de sol et des types de culture, sur la concentration de l'eau de percolation sous les racines, sont présentés par Beaudoin *et al.* (2005). Les flux ont été calculés pour les années 1990/91 à 1998/99.

L'intégration spatiale, sur la zone cultivée, est faite au prorata de la surface représentée par chaque station de mesure. L'hypothèse est faite, qu'en absence de ruissellement, il n'existe pas d'interaction entre mailles, sur le plan hydrologique. La localisation des parcelles par rapport à chaque exutoire n'est pas prise en compte. Le calcul d'intégration fournit les flux sortant, sous la zone racinaire, à l'échelle du bassin, soit la quantité totale d'eau drainée et la quantité totale d'azote lixivié. La concentration moyenne annuelle ou inter-annuelle est alors égale à leur ratio. Le calcul du drainage dans les surfaces non cultivées est fait par bilan hydrique décadaire. Une concentration forfaitaire de $4.4 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ leur est affectée, d'après la concentration mesurée sous forêt lors d'un sondage profond en septembre 1995 (non présenté), et confirmée par les résultats obtenus sous un lysimètre enherbé (Ballif, 1996). Les rejets des habitants sont ajoutés au flux total de la zone non cultivée ($5 \text{ kg N habitant}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

La sensibilité des calculs, en fonction des incertitudes sur les valeurs d'entrée de LIXIM, est calculée en utilisant des fonctions de propagations simplifiées : - l'erreur sur la mesure de teneur en eau se propage sur le drainage avec un taux de 100% - l'erreur sur la mesure de SMN se propage proportionnellement au taux "quantité lessivée /SMN initial" et bornée par 1.0. Ces erreurs sont ensuite agrégées à l'échelle du bassin comme le sont les flux élémentaires. Une autre estimation de l'aléas affectant les sorties de LIXIM consiste à faire varier les dates de son initialisation. L'occurrence tardive du drainage, pour l'exercice 1995/96, a permis d'initialiser les calculs à 2 ou 3 dates différentes. Cela a permis de calculer un écart type sur les sorties du modèle. La profondeur de mesure des SMN a été portée à 150 cm en 1994, ce qui permet de comparer les flux obtenus pour les deux profondeurs, 120cm et 150cm, pour les années 1994/95 et 1995/96 pour l'ensemble de la zone cultivée (Beaudoin *et al.*, 2005). Les erreurs liées à la structure spatiale du dispositif, peuvent être assimilées aux erreurs d'interprétation

de la portée des mesures locales (Beckie, 1996). A défaut d'employer une méthode stochastique, la méthode a consisté à faire varier la part de la surface affectée aux stations les plus sensibles de chaque parcelle. Les biais et erreurs absolues ont été additionnés en considérant qu'ils étaient indépendants.

2.2.2.3.2 Stockage d'eau dans les couches géologiques

L'objectif est d'estimer le stock d'eau, contenu dans la micro-porosité des matériaux, qui représente la majeure partie de l'eau stockée dans l'aquifère. Il est nécessaire de connaître les volumes des couches géologiques, leur masse volumique et leur teneur en eau. La carte d'affleurement de ces matériaux, dressée à partir de la carte des sols, permet d'estimer les surfaces de la base des limons, des sables, des marnes et caillasses, du calcaire grossier et des sables glauconieux. Les volumes sont ensuite estimés, en assimilant chaque assise géologique à une pyramide régulière tronquée. Les pentes de chaque assise sont calculées en prenant les pentes réelles pour les limons et sables, ce qui donne l'angle θ entre l'horizontale et l'arête de la pyramide. Chaque horizon est ensuite divisé en couches superposées d'épaisseur H connue, à partir de la base B de l'assise géologique. La petite base b est ensuite calculée par :

$$b = \sqrt{B * H * \sqrt{2} / (\tan \theta * \sqrt{B^2})} \quad (1)$$

Le volume de roche R est alors :

$$R = H * (B + b) / 2 \quad (2)$$

Le volume des vides V se calcule de la même façon, avec la hauteur des lacunes h :

$$V = h * (B + b) / 2 \quad (3)$$

La masse de roche (M) est égale, pour chaque étage, à :

$$M = V * \rho \quad (4)$$

où ρ est la densité apparente du solide. L'humidité volumique H_v est :

$$H_v = \rho * H_p \quad (5)$$

où H_p est l'humidité pondérale matricielle. Le volume d'eau V_e contenu dans l'étage est :

$$V_e = H_v * R \quad (6)$$

Les valeurs moyennes de masse volumique, d'humidité matricielle volumique et d'humidité matricielle massique de chaque étage géologique, sont ensuite calculées :

$$\rho = \sum M / \sum R \quad (7)$$

$$H_v = \sum V_e / \sum R \quad (8)$$

$$H_p = H_v / \rho \quad (9)$$

2.2.2.3.3 Recharge de la nappe et stock d'eau de la zone saturée

Nous avons utilisé le modèle de Maillet pour simuler les débits à l'exutoire de l'aquifère et le volume de la zone saturée. Ce modèle assimile l'aquifère à un seul réservoir constitué d'un matériau poreux en équilibre hydrostatique (Castany, 1967). Selon la loi de Poiseuille, le débit à l'exutoire D ($m^3 s^{-1}$), est proportionnel à la charge hydraulique :

$$D = Ch \quad (10)$$

C étant la conductance de la nappe ($m^2 s^{-1}$) et h la hauteur piézométrique moyenne (m). Si l'on appelle A l'aire de l'aquifère (m^2), le volume de la zone saturée Q_{SZ} (m^3) est :

$$Q_{SZ} = Ah$$

On peut alors montrer que le débit à l'exutoire obéit à la relation :

$$D = I + (D_0 - I)e^{-\alpha t} \quad (11)$$

D_0 étant le débit initial ($m^3 s^{-1}$), α le coefficient de tarissement ($\alpha = C/A$, s^{-1}), et I la recharge ($m^3 s^{-1}$), supposé constant, sur le pas temps de mesure (1 semaine). En régime de tarissement ($I = 0$), cette équation s'écrit :

$$D = D_0 e^{-\alpha t} \quad (12)$$

α peut être calculé à partir des mesures de débit faites en été, lorsque le bilan hydrique est fortement négatif. Le volume de la zone saturée (Q_{SZ}) est proportionnel au débit de sortie :

$$Q_{SZ} = D/\alpha \quad (13)$$

2.2.2.3.4 Temps de renouvellement de l'eau dans le système hydrologique

Le temps de renouvellement moyen de l'eau de l'aquifère (TMR) peut être calculé à partir de la connaissance des stocks d'eau de la zone non saturée (Q_{UZ}) et saturée (Q_{SZ}), en faisant l'hypothèse de l'état stationnaire de la nappe:

$$MRT = (Q_{UZ} + Q_{SZ})/I \quad (14)$$

Q_{SZ} a été estimé pour la nappe du calcaire Lutétien à partir du modèle de Maillat selon l'équation (13). Le stock d'eau de la nappe des sables auversiens est négligé. Le volume Q_{UZ} est égal à la somme des stocks d'eau de chaque couche géologique.

2.2.2.3.5 Temps moyen de séjour de l'eau dans le système hydrologique

Une première campagne de mesures de tritium a été réalisée en 1991/92 (Beaudoin *et al.*, 1996). Elles nous ont permis d'estimer le temps moyen de séjour (TMS) de l'eau dans le système hydrologique. Le calcul est basé sur les mesures d'activité tritium et sur l'utilisation d'un modèle adapté, MULTIS (Richter et Szymczack, 1992). Les deux types extrêmes d'écoulement de l'eau sont considérés: le modèle "piston" dans lequel il n'y a aucun mélange des eaux, et le modèle de mélange parfait (Bolin et Rodhe, 1973). Ces deux modèles peuvent être associés en série ou en parallèle, suivant les conditions hydrogéologiques (Zuber, 1986).

Une deuxième campagne de mesures, portant à la fois sur les eaux des nappes et des sources, a été effectuée en juin 2000 et février 2001 afin de conforter ces résultats. Les teneurs en tritium mesurées sont comparées aux teneurs qu'aurait dû connaître l'eau, s'il n'y avait eu recharge, en fonction de la décroissance radioactive du tritium (demi-vie = 12.3 ans).

L'activité Tritium après N années d'une eau ayant initialement une activité A_0 est :

$$A = A_0 * \exp(-N * \text{Log}2/12.3) \quad (15)$$

Cela permet de calculer le taux de mélange de l'aquifère réalisé entre 1992 et 2001. Soient V_a le stock d'eau et A_a son activité tritium avant 1992; soient V_r le stock d'eau et A_r son activité tritium après 1992. La conservation des masses d'eau et de tritium donne les équations:

$$V = V_a + V_r \quad (16)$$

$$V.A = V_a.A_a + V_r.A_r \quad (17)$$

On en déduit le taux de renouvellement de l'eau depuis 1992:

$$V_r/V = (A - A_a) / (A_r - A_a) \quad (18)$$

2.2.3 Résultats et discussion

2.2.3.1 Flux d'eau et d'azote à l'entrée de l'aquifère

2.2.3.1.1 Données climatiques

Les normales calculées sur 12 années sont légèrement supérieures aux données trentenaires de St Quentin. La pluviométrie annuelle, sur les années étudiées (1990-2002), présente une grande variabilité: ainsi l'année 1995/96 a-t-elle été presque aussi sèche que l'année 1975/76, la plus sèche du siècle, et l'année 2000-01 a été très humide puisqu'elle excédent de près de 100 mm le maximum des 30 années antérieures (960 mm). La température est moins variable; seules les années 1996/97 et 1995/96 ont connu de longues périodes de gel. Les 5 dernières années font partie des années les plus chaudes des 12 dernières années.

2.2.3.1.2 Quantités d'azote minéral en fin d'automne et mi-hiver

Le stock d'azote nitrique de fin d'automne informe sur les risques potentiels de lixiviation. Le stock moyen, mesuré en fin d'automne sur l'ensemble du bassin, a été de 42 kg N ha⁻¹, en moyenne, sur le profil de sol (120 cm en sols profonds; 90 cm en sols superficiels). Ces stocks varient d'un facteur 2 en fonction des années, avec un écart-type inter-annuel de 10 kg N ha⁻¹ (Figure 2.2/5). Ces stocks varient aussi en fonction du type de succession culturale, mais assez peu en fonction des sols (Beaudoin *et al.*, 2005). A *contrario*, l'étude préliminaire effectuée par Machet et Mary (1990), avait montré que les excédents d'azote minéral étaient importants dans les sols superficiels, soumis à une fertilisation conventionnelle,

car les objectifs de rendements étaient surestimés. L'impact du type de culture est lié à la durée de l'interculture et à leur degré de développement avant la reprise du drainage. Les modifications de pratiques ont pour effet de réduire le stock d'azote nitrique du sol à la reprise du drainage et d'en réduire la variabilité (Beaudoin *et al.*, 2004). Les cultures intermédiaires ont réduit le stock d'azote minéral, de 40 kg N ha⁻¹ en moyenne, par rapport aux sols peu couverts ou laissés nus, indépendamment du type de sol.

Le stock moyen mesuré en milieu d'hiver a été de 44 kg N ha⁻¹ avec un écart-type inter-annuel de 14 kg N ha⁻¹ (Figure 2.2/5). Ces stocks varient selon un facteur 3, en fonction de l'année, mais assez peu en fonction de la succession culturale et des sols (Beaudoin *et al.*, 2005). La variation de stock entre la fin d'automne et le milieu d'hiver est nettement positive les années-récolte 1991 1993, 2000, 2002; elle est nettement négative les années récolte 1994 et 2001. Le stock d'azote nitrique de milieu d'hiver résulte des effets de la lixiviation, de la minéralisation et de l'absorption d'azote. Cette dernière est assez faible et compense partiellement l'effet de la minéralisation. Les années à variation positive (négative) représentent les années à faible (forte) lixiviation. La lixiviation s'est poursuivie les années à fort drainage printanier, en 1994, 1995, 1998, 2001. L'estimation précise de la lixiviation nécessite de recourir à un modèle d'éluion.

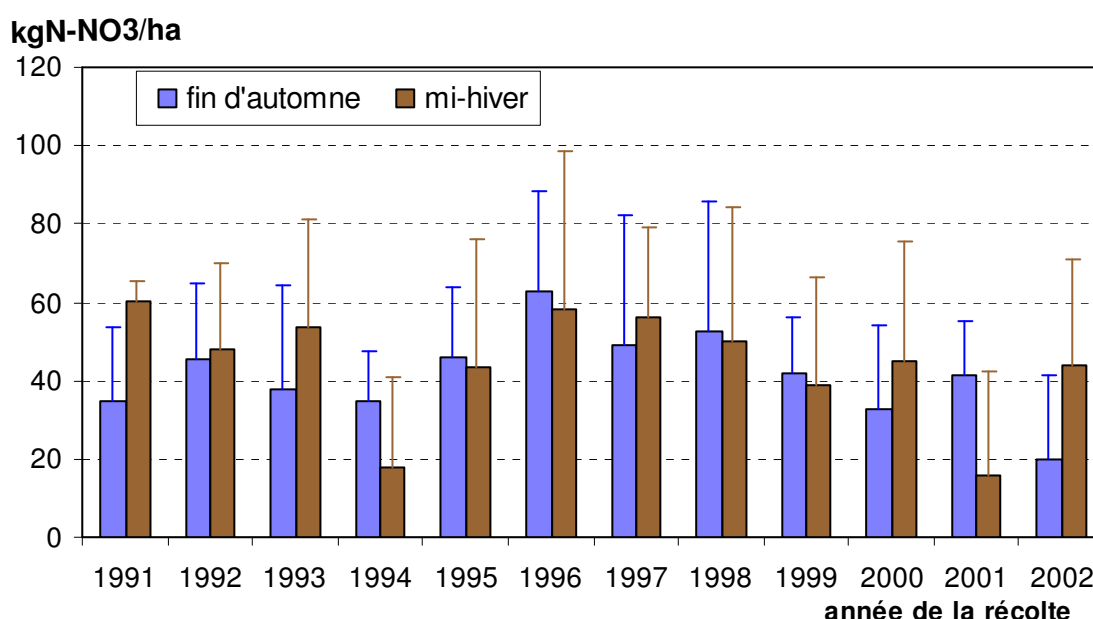


Figure 2.2/5 : Moyenne et écart type des stocks d'azote nitrique (kg N ha⁻¹) des 36 stations de mesure du site de Bruyères en fin d'automne et milieu d'hiver qui précèdent la récolte.

2.2.3.1.3 Drainage et lixiviation sous la zone cultivée

Pendant les 8 ans d'étude, sur la zone cultivée, le drainage, le lessivage et la concentration sont respectivement de 225 mm an⁻¹, 24 kg N ha⁻¹ an⁻¹ et 46 mg NO₃ l⁻¹. Les moyennes annuelles, du drainage et du lessivage, pondérées sur l'ensemble de la zone cultivée, sont fortement variables (Tableau 2.2/4). Le drainage annuel moyen pondéré, varie de 83 à 453 mm an⁻¹, sur les 8 années étudiées. Les pertes d'azote varient de 8 à 44 kg N ha⁻¹ an⁻¹. La concentration moyenne annuelle pondérée varie de 39 à 56 mg NO₃ l⁻¹. La concentration varie beaucoup moins avec les années. Compte tenu de la stabilité des reliquats d'azote minéral en fin d'automne sur l'ensemble de la période 1990-2002, nous faisons l'hypothèse que la concentration moyenne de l'eau de percolation, pendant les années 2000-2002, ne diffère pas significativement de celle calculée pour les années précédentes.

Les incertitudes moyennes inter-annuelles pondérées, d'origine aléatoire affectant ces calculs, seraient de ± 1.6 mm an⁻¹, ± 0.6 kg N ha⁻¹ an⁻¹ et ± 1.0 mg NO₃ l⁻¹ sur la zone cultivée, au risque de première espèce de 0.1, (Tableau 2.2/5). Ces chiffres sont d'un ordre de grandeur similaire à ceux obtenus en faisant varier la date d'initialisation pour l'année 1995/96 : 3.5 mm an⁻¹, 0.4 kg N ha⁻¹ et 2.6 mg NO₃ l⁻¹. Le calcul pratique pour une année validerait le calcul théorique. La deuxième incertitude est liée aux erreurs possibles sur la représentativité des stations; l'hypothèse basse et l'hypothèse haute correspondent respectivement à affecter 1/3 et 1/2 de la surface de la zone cultivée en zone sensible au lessivage. Le drainage, le lessivage et la concentration sont alors modifiés respectivement de ± 0.8 mm an⁻¹,

$\pm 1.0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ et $\pm 1.6 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Les incertitudes totales sur les flux moyens pondérés sont donc de $\pm 2 \text{ mm an}^{-1}$, $\pm 2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1} \pm 3 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Le premier biais étudié vient de la profondeur de mesure de 120 cm utilisée en sols limoneux (Tableau 2.2/5) ; il est estimé respectivement en 1994/95 et 1995/96 pour la zone cultivée à $+12$ et $+8 \text{ mm.an}^{-1}$ sur le drainage, $+2.6$ et $+0.8 \text{ kg N ha}^{-1}$ sur le lessivage et à $+1.7$ et $+0.4 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ sur les concentrations des eaux de drainage. Le deuxième biais est dû à la non prise en compte de l'impact des fourrières dans le dispositif de calcul. Des zones de croisement des apports d'engrais de 10 m de largeur représenteraient 13% de la surface cultivée. Si l'excédent de fertilisation était localement de 100 kgN ha^{-1} , il amènerait un excédent de SMN à la récolte d'environ 40 kgN ha^{-1} (Beaudoin *et al.*, 2005). En absence de culture piège à nitrate, ou de colza en automne, l'application du taux de lessivage annuel du SMN de fin d'automne à cet excédent donne une majoration locale de 20 kg ha^{-1} du lessivage moyen. En présence de CC ou de colza, la majoration serait nulle. En intégrant la fréquence de ces deux situations, la concentration moyenne sous la zone cultivée serait majorée de $+2 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Ces deuxième et troisième biais auraient donc un ordre de grandeur comparable et sont opposés. L'estimation globale néglige les interactions possibles entre les différentes sources d'erreur. Le calcul de la concentration moyenne de l'eau de drainage semble fiable, donc à l'échelle interannuelle.

01/08	fin 31/07	drainage (mm an^{-1})	lixiviation ($\text{kgNha}^{-1}\text{an}^{-1}$)	concentration ($\text{mg NO}_3.\text{l}^{-1}$)
1990	1991	155	14	39
1991	1992	101	9	40
1992	1993	278	25	40
1993	1994	453	44	43
1994	1995	325	37	50
1995	1996	83	8	45
1996	1997	122	15	56
1997	1998	194	21	48
1998	1999	310	38	55
Moyenne		225	24	46
Ecart type		117	13	6

Tableau 2.2/ 4 : Drainage, lixiviation et concentration en nitrate moyenne annuelle pondérée de l'eau de percolation calculée à partir des données des mesures effectuées sur les 36 stations de mesures et du modèle LIXIM (Beaudoin *et al.*, 2005).

	drainage (mm an^{-1})	lixiviation ($\text{kgNha}^{-1}\text{an}^{-1}$)	concentration ($\text{mg NO}_3.\text{l}^{-1}$)
a) aléas des mesures de stocks d'eau et d'azote	± 1.6	± 0.6	± 1.0
b) aléas de l'intégration spatiale	± 0.8	± 1.0	± 1.6
c) biais sur la profondeur d'enracinement	$+8.6$	$+2.2$	$+3.7$
d) biais du à la sur-fertilisation en fourrière	0	- 1.3	- 2.2
Total de toutes les erreurs	$+8.6 \pm 2.4$	$+0.9 \pm 1.6$	$+1.6 \pm 2.6$

Tableau 2.2/5 : Incertitudes des calculs des flux moyens pondérés sous la zone cultivée du bassin.

- hypothèse $CV = 20\%$ sur les mesures: mesures de reliquat.
- biais résultant d'une profondeur de calcul de lessivage moindre que la profondeur d'enracinement en sol limoneux (120cm au lieu de 150 cm)
- biais résultant de la non prise en compte des croisements d'apports d'azote dans les fourrières (supplément d'apport de 100 kg sur 13.08 ha)
- intervalle de confiance résultant du changement d'échelle (extrapolation spatiale basée sur deux limites d'extension des zones à enracinement superficiel : 44 ha et 67 ha).

Contrairement aux données élémentaires, la quantité d'azote lixivié, à l'échelle du bassin, est fortement corrélée à la quantité d'eau drainée. Pourtant chaque valeur moyenne intègre une forte variabilité liée aux types de sol et aux types de rotation culturale (Beaudoin *et al.*, 2005). Ce résultat peut s'expliquer par trois facteurs complémentaires : (i) la variance de l'ensemble se réduit avec l'augmentation du nombre d'individus; ainsi les incertitudes relatives sur les flux intégrés sont de 0.6% pour le drainage et de 2.5% pour le lessivage ou la concentration, soit 10 fois moindres que celles des sorties élémentaires de LIXIM; cela est cohérent puisque la variance se réduit proportionnellement au nombre d'observations (Gorres et Gold, 1996) ; (ii) les améliorations culturales permettent de réduire et donc de stabiliser, autour d'un minimum, la quantité d'azote lessivable; les simulations de Gorres & Gold, 1996, montrent ainsi que la variabilité est moindre, en système de fertilisation raisonnée, qu'en système conventionnel ; (iii) la gamme de variation des capacités de rétention en eau des sols est comparable à celle du drainage annuel, ce qui réduit la variabilité du taux moyen annuel de lessivage.

2.2.3.1.4 Drainage et lixiviation sur l'ensemble du bassin

Sur l'ensemble du bassin, les flux moyens sont de 221 mm an⁻¹, 19 kg N ha⁻¹an⁻¹ et 37 mg NO₃ l⁻¹ (Tableau 2.2/6). A l'échelle du bassin, l'apport d'eau de la zone de friches et de forêt réduit encore les variations de concentration. Les zones marginales apportent une marge de sécurité pour l'obtention d'une eau potable. Dans un but opérationnel, se focaliser sur le résultat de la seule zone cultivée ne serait pas pertinent car les zones marginales sont intrinsèques au système étudié : les bois occupent les fortes pentes caractéristiques du contexte géomorphologique qui génère l'hétérogénéité des sols des parcelles cultivées.

zone	flux annuels totaux			flux annuels moyens		
	surface ha	drainage (1000m ³ an ⁻¹)	lessivage Kg an ⁻¹	drainage (mm an ⁻¹)	lixiviation (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	concentration (mg NO ₃ .l ⁻¹)
cultivée	139	351	3682	225	24	46
non cultivée	48	115	237	212	4	9
bassin	187	466	3918	221	19	37

Tableau 2.2/6 : Drainage, lixiviation et concentration en nitrate moyenne annuelle pondérée de l'eau de percolation sous la zone cultivée interne au périmètre du bassin, sous les zones incultes ou habitées et pour l'ensemble du bassin d'alimentation enveloppe des 5 sources.

Pour évaluer l'impact des BPA sur le site, il faut considérer la valeur de 46 ± 3 mg NO₃ l⁻¹ obtenue en zone cultivée seule. Ces résultats permettent de répondre positivement sur l'efficacité des BPA pour respecter la norme de potabilité dans l'eau de percolation. Les conclusions sur l'efficacité des BPA peuvent être aussi extrapolées aux régions des limons des plateaux ayant des parcelles planes et homogènes. Les BPA y seraient à la fois efficaces et nécessaires pour 3 raisons : - la valeur moyenne de 31 mg NO₃ l⁻¹ obtenue sous en sol limoneux est vite hypothéquée par des techniques culturales mal maîtrisées (cf Tableau 2.1/8) - ces régions sont souvent dépourvues de forêts et de prairies : ce qui exclut toute dilution - leurs systèmes de culture, à forte valeur ajoutée, sont souvent basés sur des productions de printemps, qui justifient d'autant plus une maîtrise de l'azote (Paux, 1999).

2.2.3.2 Caractérisation des matériaux et solutés en sous sol

2.2.3.2.1 Nature des matériaux forés

Les profondeurs atteintes ont été de 13, 49 et 19 m respectivement dans les forages P1, P2 et P3. Les carottes ont été conservées et ont fait l'objet d'une description morphologique (Maucorps *et al.*, 2001). Des lacunes de matériaux sont apparues à la remontée de certaines carottes faites au trépan. Ces lacunes révèlent vraisemblablement l'existence de vides de nature tectonique (diaclases) ou karstique.

Nous avons pu en déduire les profondeurs d'apparition et donc l'épaisseur des strates de faciès variés. L'examen des carottes révèle l'extrême variabilité verticale des matériaux : - dans la transition entre l'Auverisien et le Lutétien : les lits de sables roux et d'argile très compacte alternent avec un pas de l'ordre de 10 cm; - dans le Lutétien supérieur, par l'alternance des marnes et des caillasses avec un pas un peu plus grand; -entre le calcaire grossier et les sables glauconieux, avec des alternances répétées de sables et de calcaires. L'argile de St-Gobain contient 52% d'argile et 40% de sable ; le pH eau est neutre.

L'argile de Laon présente une composition très variable, en fonction de l'existence d'horizons ligniteux : en P2, elle contient 55% d'argile et 16% de matière organique; en P3, elle contient 46% d'argile et 1.4% de matière organique; le pH eau y est basique. Au sein du calcaire grossier, en P2, à la profondeur 36 m (12.45 m au dessus de l'argile de Laon), nous avons noté l'existence de phénomènes d'oxydo-réduction qui pourraient correspondre à la zone de battement maximal de la nappe. L'alternance de matériaux perméables et imperméables devrait avoir des conséquences importantes sur la circulation de l'eau.

2.2.3.2 Humidité pondérale et teneur en azote minéral dans les forages

Les mesures ne décrivent qu'un quart de l'épaisseur des matériaux forés. Les données des sondages P1 et P2 sont présentées comme si ces derniers étaient rigoureusement superposés.

Les humidités pondérales varient de 0.05 à 0.60 g eau g⁻¹ matériau sec, en fonction de la texture du matériau (Figure 2.2/6). Les marnes et caillasses (situées 20 à 25 m au-dessus de la couche d'argile de Laon) sont le siège de variations verticales très fortes. Les humidités des calcaires grossiers du Lutétien mesurées dans les forages P2 et P3, sont assez proches, pour une même altitude. Elles varient entre 0.05 et 0.26 g g⁻¹; cette dernière valeur approche la valeur donnée par Bousquié (1979), à partir de mesures de laboratoire, pour la porosité accessible à l'eau.

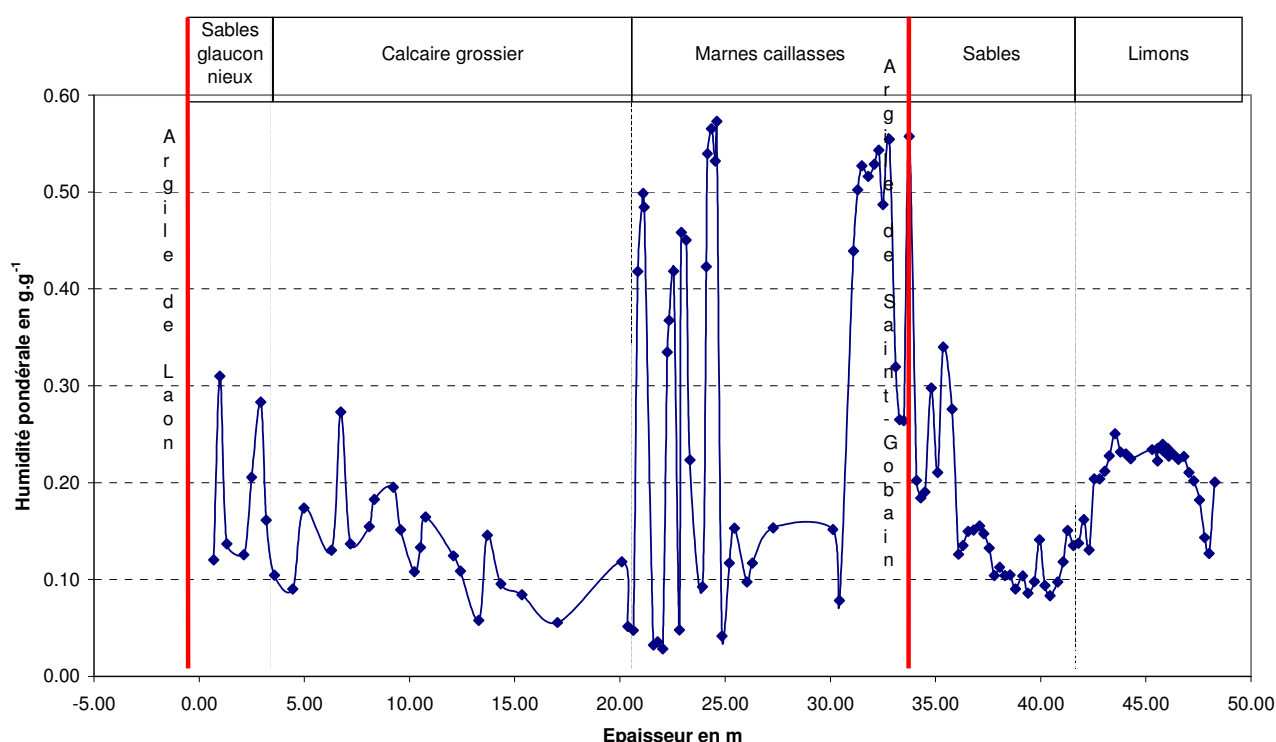


Figure 2.2/6 : Profils d'humidité pondérale (%) des forages P1 et P2 considérés comme superposés.

Les teneurs en nitrate de l'eau contenue dans le matériau, sont également très variables, de 0.5 à 40 mg N-NO₃ l⁻¹, soit de 2 à 210 mg NO₃ l⁻¹. Ces variations ne sont pas corrélées à celles de la teneur en eau, à l'exception des calcaires du Lutétien dans le forage P2, où un gradient croissant d'eau et de nitrate apparaît avec la profondeur. Différents niveaux de teneur en nitrate apparaissent. Dans le profil P1-P2, les concentrations sont de l'ordre de 45 à 90 mg N-NO₃ l⁻¹, dans les limons et sables, puis de l'ordre de 20 mg N-NO₃ l⁻¹ dans les marnes et caillasses et la partie sommitale du calcaire grossier, et enfin croissent assez régulièrement avec la profondeur jusqu'à 70 mg NO₃ l⁻¹. Dans le sondage P3, qui explore exclusivement le calcaire grossier, les concentrations montrent 3 paliers en fonction d'une profondeur croissante : - de l'ordre de 20 mg NO₃ l⁻¹ jusqu'à 7 m, puis un palier à 70 mg NO₃ l⁻¹ jusqu'à 12 m, puis un gradient croissant atteignant 120 mg NO₃ l⁻¹ à 15 m et enfin un palier à 70 mg N-NO₃ l⁻¹.

Les teneurs en ammonium varient entre 0 et 5 mg N-N H₄ L⁻¹, ce qui est surprenant car l'ammonium est une forme d'azote fortement adsorbée sur le complexe argilo-humique. Deux pics de 13-14 mg N H₄ L⁻¹ apparaissent dans les profils P1 et P2. Le premier pourrait correspondre à une zone de battement de nappe des sables auversiens (+37 m au dessus de l'argile de Laon,); le second est situé à la

transition entre les marnes et le calcaire grossier à cérithes sous jascent (+22 m). Ils pourraient être dus à une réduction disséminatrice du nitrate.

Là où un transfert vertical et conservatif du nitrate est possible, les teneurs mesurées sont assez cohérentes avec celles calculées avec le modèle de lessivage LIXIM (Beaudoin *et al.*, 2005) et avec celles mesurées dans des sources. En P1-P2, la concentration moyenne de $65 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ sur les 5 premiers mètres de limon est deux fois plus élevée que celle calculée précédemment sous la zone racinaire avec LIXIM, pour le même type de sol. Ceci résulterait de l'effet de la fourrière, générant des apports excessifs d'azote. La concentration de $125 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ au niveau de la nappe des sables auversiens est en cohérence avec les teneurs calculées dans l'eau de percolation sortant de la zone racinaire en zone sableuse. En P3, sous un sol caillouteux, la faible concentration en nitrate dans les 6 premiers mètres s'explique par la mise en jachère de la parcelle en 1993 (non présenté). Le plateau de $70 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ qui apparaît ensuite est probablement dû aux pratiques améliorées avant la mise en jachère. Enfin, la teneur atteignant $120 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ serait héritée des pratiques initiales conventionnelles. En dessous, la concentration est influencée par la nappe.

La nappe du Lutétien sur la partie sommitale du plateau est protégée par l'aquifère de l'Auversien, voire des nappes fugaces ou localisées au sein des marnes et caillasses. La zone de battement maximal de la nappe du Lutétien au sommet du plateau pourrait atteindre 15 m au-dessus de l'argile de Laon; elle n'atteint donc pas l'étage de l'argile de St-Gobain ou celui des marnes et caillasses. La nappe du Lutétien ne pourra donc pas être en charge, ce qui rend une dénitrification généralisée peu probable. Le nitrate en transit vers cette nappe pourrait être néanmoins dénitrifié localement et temporairement.

2.2.3.3 Flux d'eau et d'azote à l'exutoire

2.2.3.3.1 Débits d'eau à l'exutoire et niveaux piézométriques

Le débit moyen mesuré de l'ensemble des sources est de $39.5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$; le débit de la source Zézin est de $18.5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$; les débits des sources Fontaine-ND et St-Pierre sont respectivement de 5.5 et $7.0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (Tableau 2.2/7). La contribution de la source Zézin au total est de 47%. Les débits des sourcins et sources de l'Auversien ne dépassent pas quelques dixièmes de $\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$. A l'échelle inter-annuelle, la contribution de chaque source à l'ensemble est très stable malgré de fortes fluctuations des débits. Le calcul du débit total du bassin est estimé comme le débit total mesuré, en ne comptant que la moitié du débit de la source du Bélier, accru d'un coefficient stable pour intégrer les débits des sourcins issus du Lutétien.

	ST Pierre			Zézin	FND	St François	Bélier	Total mesuré
	Total	Nord	Sud					
Débit ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$)	5.5	4.6	1.4	18.5	7.0	3.1	4.9	39.5
% débit mesuré	0.14	0.12	0.04	0.47	0.18	0.08	0.12	1.00
Concentration ($\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$)	61	56	73	54	56	39	37	52

Tableau 2.2/7 : Débit moyen horaire, part du débit dans le total des débits mesurés, concentration moyenne et débit total des sources du Lutétien du plateau de Bruyères, de 1990 à 2002. FND = Fontaine Notre Dame.

Les variations inter-annuelles de débit sont importantes: le débit total est passé de $58 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ en juillet 1989 à $20 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ en août 1992, puis à $84 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ en mai 2001. Les débits de la source Zézin, Fontaine-Notre Dame (FND), St-François présentent des fluctuations saisonnières fortes et synchrones (Figure 2.2/7). Les débits des sources FND et St-François sont fortement corrélés avec ceux de la source Zézin (coefficients de corrélation respectifs $r = 0.98$ et 0.90). Les débits croissent lentement en automne puis plus ou moins brutalement avec la reprise des pluies efficaces. Le temps de réponse des débits aux épisodes pluvieux d'hiver est de l'ordre de la semaine pour Zézin mais de 2 à 3 mois pour St Pierre. Ensuite, les débits régressent à un rythme exponentiel.

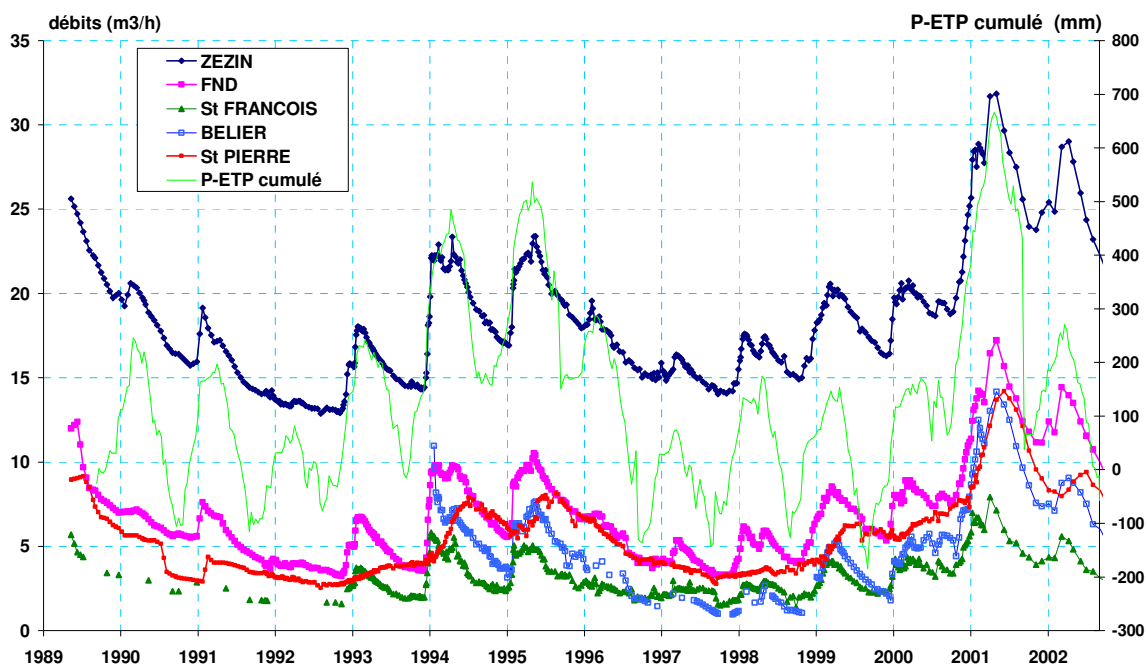


Figure 2.2/7 : Cinétiques du cumul P-ETP depuis 1989 et des débits des principales sources étudiées du plateau de Bruyères ($\text{m}^3 \text{heure}^{-1}$) de 1989 à 2002. La source St Pierre est l'addition de deux branches (Nord et Sud).

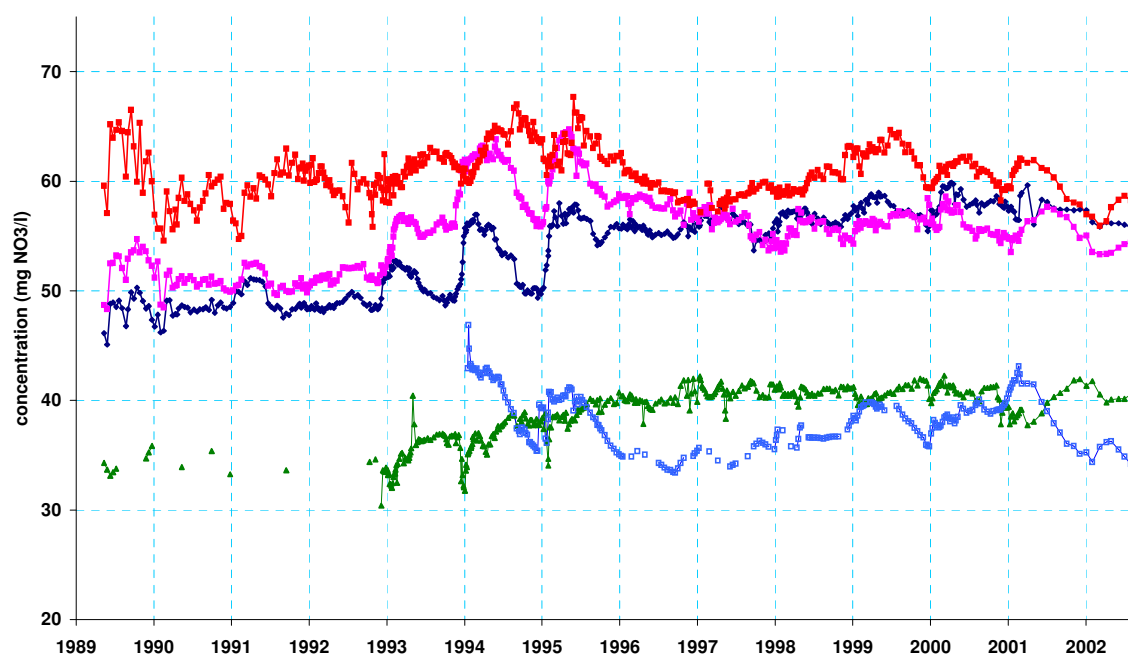


Figure 2.2/8 : Cinétiques des teneurs en nitrate des principales sources étudiées du plateau de Bruyères ($\text{mg NO}_3 \text{L}^{-1}$) de 1989 à 2002. La source St Pierre est le mélange de deux branches (Nord et Sud).

Les données piézométriques sont disponibles depuis fin 1999 (Figure 2.2/9). Les hauteurs de nappe diffèrent fortement entre les trois piézomètres. La hauteur en P2 a présenté une hauteur très forte au moment du forage, qui s'est répétée en février-mars 2000. La première est probablement due à des infiltrations d'eau suite au forage ; la seconde peut être considérée comme un artefact fugace puisque cette haute valeur ne s'est pas répétée pendant le fort excédent P-ETP de 2000/2001. Les variations temporelles sont plus importantes pour le piézomètre P1, décrivant la nappe de l'Auverisien. La pente pendant le tarissement est beaucoup plus forte en P1 qu'en P2 et P3. Les hauteurs piézométriques étaient maximales en avril 2001 en P1 (4.0 m), en juillet 2001 en P2 (11.7 m) et en avril 2001 (3.1 m) en P3.

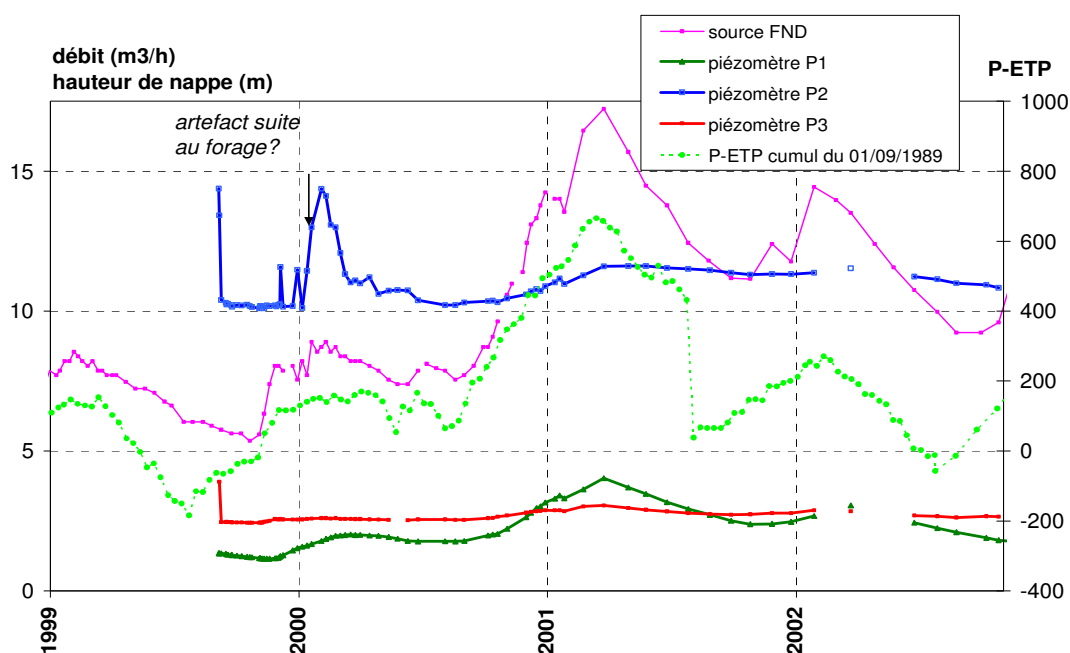


Figure 2.2/9 : Cinétiques comparées du cumul P-ETP (mm) depuis 1989, du débit de la source Fontaine Notre Dame ($m^3 h^{-1}$) et des hauteurs piézométriques des aquifères du plateau de Bruyères de 1999 à 2002.

Les différences de débit seraient dues à leurs différences d'altitude (Cabon, 1993). La stabilité des contributions et le synchronisme des variations des débits des sources Zézin, Fontaine-ND, St-François et Bélier suggère que leurs nappes sont en équilibre piézométrique ou bien sises dans des structures hydrologiques similaires. Cependant, cela ne peut être qu'une relation de structure car la hauteur maximale piézométrique en P2 est atteinte en juillet 2001, de façon amortie et décalée dans le temps. Le tarissement qui suit y est lui-même beaucoup plus amorti que celui visible à l'exutoire. Les débits des sources St-Pierre présentent ce même décalage temporel par rapport aux sources Zézin et FND alors que leur bassin est dépourvu des étages de l'Auverisien et du Lutétien supérieur. Il est probable que les matériaux de ces deux étages génèrent des circulations latérales hypodermiques qui influencent les sources Zézin, FND, St François et du Bélier.

2.2.3.3.2 Concentration de l'eau à l'exutoire et dans les piézomètres

En 1970, la concentration nitrique de la source Zézin atteignait déjà 20 mg l^{-1} (Figure 2.2/1). La concentration a ensuite cru régulièrement depuis 1974. La concentration de la source St-Pierre (mélange des deux branches) a augmenté plus rapidement dans les années 1970 puis s'est stabilisée autour de $75 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ à partir de 1980.

La concentration moyenne pondérée du nitrate à l'échelle du bassin est de $52 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (Tableau 2.2/ 7). Celle de la source principale, Zézin, est de $54 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Les concentrations des deux branches de la source St-Pierre diffèrent. Les sources mineures ont des concentrations assez stables et égales à $\pm 5 \text{ mg l}^{-1}$ près de cette moyenne. Les concentrations des sources issues de la nappe de l'Auverisien sont en baisse: celle située au centre du hameau de Monbérault est passée de 109 en septembre 1994 à $49 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ en octobre 2000; celle située plus au Nord, de 79 à $49 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$.

Les variations des concentrations en nitrate montrent des fluctuations saisonnières (Figure 2.2/8). Les fluctuations sont plus marquées pendant les années très pluvieuses de 1993-1994 que celles de 2001-2002. De 1989 à 1998, en fin d'automne les concentrations de toutes les sources augmentent simultanément avec le débit; seule la concentration de la source St-François décroît brièvement puis augmente rapidement. Les mêmes années, la tendance est généralement inverse en fin d'hiver. Depuis 1998, les fluctuations sont moindres malgré la forte crue de 2000/2001. Les teneurs des sources Zézin et Fontaine-ND diminuent quand les débits augmentent et inversement.

Les différences de concentration entre sources s'expliquent, par le type d'occupation du sol et la nature du sol, dans la zone d'alimentation présumée de chaque source. Ainsi, la faible concentration des sources St-François et Bélier est attribuable à la part importante de forêt présente dans le voisinage des sources. Les concentrations initiales élevées des sources de l'Auverisien sont probablement dues aux

conduites de fertilisation non raisonnée, des sols de texture sableuse qui alimentent cette nappe, telles que les ont décrites Machet et Mary, 1990. La concentration élevée à la source St-Pierre Sud ne peut s'expliquer uniquement par la sensibilité au lessivage des sols calcaires qui l'environnent; les sources qui la jouxtent, dont St-Pierre Nord, ont des concentrations inférieures et proches de la moyenne du bassin. Le facteur temporel est un deuxième élément explicatif de la valeur actuelle des concentrations aux exutoires de l'aquifère le plus profond.

La concentration en nitrate de l'eau prélevée, dans le piézomètres de P1 était proche de 70 mg NO₃ l⁻¹ en 2000/2001 puis est descendue à 50 mg NO₃ l⁻¹ courant 2002. Celle de P2 a varié entre 40 et 47 et celle de P3, entre 86 et 72, pendant la même période (non présenté).

2.2.3.4 Stocks d'eau et temps de renouvellement

2.2.3.4.1 Coefficient de tarissement et volume de la nappe

Les mesures réalisées montrent que les débits des sources décroissent exponentiellement en fonction du temps au printemps et en été. Il est donc possible d'appliquer le modèle de Maillet et de calculer le coefficient de tarissement. Les coefficients de tarissement des sources Zézin, Fontaine-ND et St-François, calculés en été, sont respectivement de 0.33 ± 0.02 , 0.78 ± 0.13 et 0.99 ± 0.19 an⁻¹. Cependant, les valeurs, obtenues au printemps, leur sont supérieures d'environ 50%. Elles correspondraient à un régime encore influencé par le déversement de la nappe de l'Auvervien. La stabilité interannuelle des coefficients permet de faire une modélisation hydrogéologique statique.

Le débit total à l'exutoire était à son maximum en 2001 ($56 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) et minimal en 1992 ($22 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). En prenant un coefficient de tarissement moyen de 0.48 an^{-1} pour l'aquifère principal, la capacité Q_0 de la zone saturée était de $1.0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ à son maximum et de $0.4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ à son minimum. Le coefficient d'emménagement volumique de la zone saturée a été estimé à $0.10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, par Cabon, 1993. Le toit de la nappe aurait une altitude moyenne variant entre +3 et +7 m au dessus de l'exutoire. Cela est cohérent avec les hauteurs piézométriques maximales observées en 2001 en P2, au sommet du plateau et, en P3 sur le versant en amont de Zézin (Figure 2.2/3).

2.2.3.4.2 Porosité utile au stockage de l'eau du réservoir

Les paramètres de stockage de l'eau des matériaux géologiques ont été définis grâce aux observations des sondages à 10 m et aux 3 carottages (Tableau 2.2/8). La pierrosité des marnes et caillasses est mal connue: elle varie entre 0.20 et $0.50 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (d'Aray et Tirat, 1968 ; Caous et Comon, 1976). Le stock d'eau cumulé des calcaires grossiers diffère peu, entre les sondages P1 et P2, malgré des différences de faciès. Les humidités volumiques moyennes sont proches de celles mesurées sur les cailloux calcaire du Lutétien en surface; ces dernières, assez variables, atteignent en moyenne $0.25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Ces valeurs sont bien supérieures au coefficient de $0.10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ utilisé pour la modélisation de la zone saturée. La porosité intersticielle serait deux fois supérieure à la macroporosité, qui seule, sert aux circulations rapides. Mais cette porosité matricielle n'est peut être pas partout occupée par l'eau. Les marnes pourraient jouer un rôle de "parapluie percé" au dessus du calcaire, rendant inaccessibles à l'eau certaines zones du calcaire Lutétien. Des diaclases observées à leur affleurement pourraient y créer des court-circuits. Le stockage de l'eau dans la zone non saturée s'élèverait donc à $14 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ au maximum. Il est plus de dix fois supérieur au stock d'eau de la zone saturée.

Couche géologique	Surface de base (ha)	Epaisseur maximale (m)	Lacunes ou vide ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	Masse Vol. apparente (g sol cm^{-3})	Humidité pondérale (g eau g ⁻¹ sol)	Humidité volumique ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	Stock d'eau ($10^3 \cdot \text{m}^3$)
Limon des plateaux	110	6.8	0.000	1.57	0.20	0.32	2.3
Sables Auverviens	44	7.5	0.000	1.48	0.15	0.22	0.7
Marnes & C. Lutétien	69	10.9	0.002	1.67	0.26	0.44	2.7
Calcaire gros. Lutétien	187	12.9	0.003	2.62	0.10	0.26	5.0
Sable glauc. Lutétien	187	4.0	0.000	1.75	0.15	0.27	1.5
Total du bassin	187	42.0	0.002	2.08	0.14	0.30	14.2

Tableau 2.2/ 8 : Dimensions et caractéristiques des étages géologiques mesurée sur les forages et estimation des stocks d'eau contenu dans la porosité matricielle (micro-porosité) des roches du bassin.

2.2.3.4.3 Temps moyen de renouvellement moyen (TMR)

Le temps moyen de renouvellement est le ratio entre le stock d'eau et le flux d'eau, soit d'entrée, soit de sortie (Tableau 2.2/9). Deux valeurs extrêmes sont plausibles pour les stocks : prendre en compte tous les stocks mesurés au Tableau 2.2/8 (hypothèse haute); considérer que le calcaire lutétien n'est pas accessible au *turn over* de l'eau, à cause des cheminements préférentiels (hypothèse basse). La valeur moyenne de drainage agricole représente une entrée dans l'aquifère de $0.466 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$, moyenne de 8 années. Nous extrapolons cette valeur aux années à venir. La moyenne des débits totaux estimés de 1990 à 2002 est de $0.36 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$, en négligeant les variations de stock et en affectant un coefficient de 12%, en supplément, pour les sources non mesurées. Le TMR serait compris entre 21 et 41 ans.

hypothèse	stock d'eau (10^6 m^3)	flux d'eau annuel		temps de renouvellement	
		drainage (10^6 m^3)	débits (10^6 m^3)	haut an	bas an
moyenne	14.8	0.47	0.36	32	41
basse	9.8	0.47	0.36	21	29

Tableau 2.2/9 : Quantité d'eau stockée dans les zones non saturée et saturée, drainage moyen, débit moyen et temps moyen de son renouvellement.

- Le drainage moyen annuel est calculé de 1991 à 1999, le débit moyen est calculé de 1991 à 2002.
- Le stock d'eau est égal à la somme des zones non saturée et saturée, avec exclusion de celui des calcaires grossiers pour l'hypothèse basse.

2.2.3.5 Etude des transferts internes

2.2.3.5.1 Teneurs en Tritium des eaux des sources et de la nappe

Les teneurs en tritium mesurées dans les pluies à Laon sont proches de celles mesurées à Thonon, ce qui est conforme aux circulations atmosphériques sous nos latitudes. Les résultats des mesures ^3H effectuées sur les 4 principales sources du bassin en 1992 et 1993 permettent de séparer nettement les sources qui ont la même activité ($36 \pm 1 \text{ UT}$), et la source St-Pierre Nord qui présente une activité plus forte de $53 \pm 2 \text{ UT}$ (Tableau 2.2/10). Les teneurs en tritium des eaux prélevées dans la nappe des piézomètres P1 et P2 pendant l'hiver 2000/2001 sont proches et supérieures à celle du piézomètre P3 (Tableau 2.2/11). L'eau de l'aquifère auversien est assez récente, ce qui est cohérent avec son altitude. Que la valeur, en P2, soit égale à celle de P1 et inférieure à celle de P3, pose question. Il est possible que cette donnée soit le résultat d'un artefact dû au forage, puisque le niveau piézométrique a été anormalement élevé, en février 2000. Il est possible aussi que l'eau extraite en P2 résulte d'un mélange d'eaux infiltrées avant et après le marquage des eaux de pluie au tritium des années 1960-63.

Source	concentration en Tritium (UT)	part du flux total	concentration en nitrate ($\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$)	hypothèse de transfert des solutés	TMS (ans)
Zézin, FND, St Pierre Sud, St François	36 ± 1	85%	42-58	100% Mélange	21.5 (18-26)
				93% Mélange +7% Piston	18.5 (16-35)
St Pierre Nord	53 ± 2	3%	76	100 %Piston	25.0 (20-26)

Tableau 2.2/10 : Activité spécifique du tritium (^3H) en 1991 ou 1992 des sources et temps moyen de résidence (TMR) de la molécule d'eau dans les système hydrologique, suivant deux hypothèses de transfert des solutés. Les valeurs entre parenthèses représentent l'intervalle de confiance (issu de Beaudoin et al., 1996).

Les évolutions comparées des teneurs des eaux de source du Lutétien et des pluies sont présentées au Tableau 2.2/11. Les teneurs de la source Zézin sont voisines de celles du forage P3 et assez proches de celles mesurées à la source St Pierre Sud. La source Zézin, dont le bassin correspond à des assises épaisses de 40-50 m, a donc une teneur en tritium moindre que celle de St Pierre-Nord dont le bassin est

alimenté par des assises limitées au calcaire grossier, recouvert partiellement de quelques mètres de limons. Les teneurs de la source St Pierre Nord se confirment être supérieures.

piézomètres	altitudes (m)		Type de nappe	Tritium (UT)	
	en surface	du prélèvement		05/02/2001	05/06/2001
P1	197	186	Auversien	12 (±1)	15 (±1)
P2	197	155	Lutétien	13 (±1)	14 (±1)
P3	166	147	Lutétien	19 (±1)	20 (±2)

Tableau 2.2/11: Teneurs du Tritium dans l'eau de la nappe en février 2001 au niveau des forages. Les valeurs entre parenthèses représentent l'intervalle de confiance.

2.2.3.5.2 Temps moyen de séjour (TMS) et taux de renouvellement

Dans la simulation avec le modèle Multis, l'écoulement a été supposé être essentiellement de type mélange dans la majeure partie des limons, sables auversiens et des calcaires. Cette hypothèse est étayée par la stabilité des mesures du $\delta^{18}\text{O}$ qui indique en effet un mélange important des eaux (Beaudoin et al, 1996). Le temps de séjour de l'eau (TMS) dans l'aquifère alimentant les sources Zézin, FND, St-François et de St-Pierre Sud est proche de 20 ans (Tableau 2.2/11). La source St-Pierre Nord produit des eaux plus anciennes avec une écoulement qui serait de type piston à travers les fissures des bancs calcaires.

Le taux de renouvellement calculé en 9 ans varie de 0.20 pour Zézin à 0.53 pour St-Pierre Sud, avec une incertitude assez grande pour la première. Le taux renouvellement de l'eau de St-Pierre Nord serait aussi supérieur à celui de Zézin, ce qui est contradictoire avec les calculs du TMS de ces deux sources. Ces résultats remettent en cause les hypothèses de calcul du TMR des eaux de Zézin, car le système hydrologique y est plus complexe que celui de St-Pierre. L'argile de St Gobain, voire les marnes, doivent jouer un rôle de gouttière et concentrer les flux. L'origine de l'eau doit varier entre les phases de crue et de tarissement. Le calcul du TMS de l'eau des sources Zézin et FND pourrait rester valide, sauf si une partie de l'eau est plus ancienne que 1960. Le dosage de CFC, à des fins de datation, pourrait être utile (Gascuel- Odoux *et al.*, 2006).

2.2.3.5.3 Temps de réponse du système

Le temps de réponse peut se définir de différentes façons : soit le temps pour obtenir une égalité entre les concentrations entre les teneurs à l'entrée et à la sortie du système, en supposant que les premières soient stables, ce qui correspond au TMR, soit comme le délai pour obtenir une inflexion dans la cinétique des concentrations.

Les estimations, indépendantes du temps de renouvellement de l'eau (TMR et TMS) donnent des résultats assez convergents. L'hypothèse basse occultant le stock dans le calcaire grossier et donc court-circuitant cet étage, donne une TMR proche du TMS de Zézin. Le TMS est un estimateur qui nivelle des différences probablement fortes entre les parcelles, liées à la localisation de celles-ci par rapport à l'exutoire (Styczen et Storm, 1995). Ainsi, Vinten et Dunn (2001) calculent un temps de transit variant de 3 à 400 ans, suivant les parcelles pour un aquifère de 400 ha en Ecosse.

L'inflexion des courbes de cinétique de concentration est avérée pour la source Zézin alors qu'elle ne l'est pas pour la source St-Pierre Nord (Figure 2.2/10). La représentation de l'évolution des teneurs en fonction de la recharge cumulée, calculée à l'aide du modèle de Maillet (équation 11), montre plus clairement cette inversion (Figure 2.2/11). Les sources exutoires de l'aquifère de l'Auversien, dont les eaux se recyclent en amont de Zézin ont aussi connu une décroissance. Cependant leurs débits et concentrations ne peuvent diluer assez les eaux de Zézin. L'inversion de la pente de la cinétique des concentrations en fonction du temps sur les sources principales pourrait s'expliquer par deux hypothèses antagonistes: - 1) la baisse est permise par l'introduction des BPA et le temps de réponse du système est de l'ordre de 10 ans : 2) la baisse est liée à une réduction antérieure des pertes en nitrate, probablement celle qui a succédé au pic lié à la destruction des prairies, et le temps de réponse est de l'ordre de 20 ans. La première hypothèse est confortée par deux arguments : - i) les prairies défrichées se situaient sur des parcelles en pente; le passage du pic de pollution à l'exutoire a été très étalé dans le temps alors que le phénomène de dé-corrélation de la concentration et de la recharge s'est établi assez rapidement; - ii) les reprises de débit des sources de Zézin, de FND se produisent sans élévation du niveau piézométrique de P2, ce qui signifie que les eaux ne viennent pas à ce moment du centre du plateau. La deuxième hypothèse pourrait être étayée par le fait que, même à une faible altitude, le front de dépollution

dû aux BPA n'avait pas encore atteint la nappe en 1999 dans le forage P3. Cependant cet argument conforte aussi le i) de la première.

La perception du début de la réponse est fonction du stock d'eau à renouveler et de sa concentration. Pour estimer les concentrations antérieures, il est difficile d'utiliser les mesures réalisées sur les sondages profonds, à cause de leur variabilité. Les teneurs en nitrate du sous-sol, mesurées lors des sondages profonds en 1991, variaient de 6 à 50 mg NO₃ l⁻¹ sous-sol limoneux et de 51 à 136 sous-sol sableux (Mary et al, 1992). Dix sondages, effectués entre 5 et 25 m de profondeur dans des matériaux crayeux de Picardie, ont révélé des teneurs moyennes variant entre 25 et 76 NO₃ l⁻¹ (Normand *et al.*, 2004). Le recours à la modélisation est une alternative. La concentration de l'eau de percolation, avec un scénario conventionnel, a été simulée égale à 88 mg NO₃ l⁻¹ (Beaudoin *et al.*, 2004). Une modélisation agronomique, couplée à un modèle hydrologique, permettrait d'effectuer une reconstitution historique des flux passés en considérant le bassin de chaque source comme une répétition de l'expérimentation engagée.

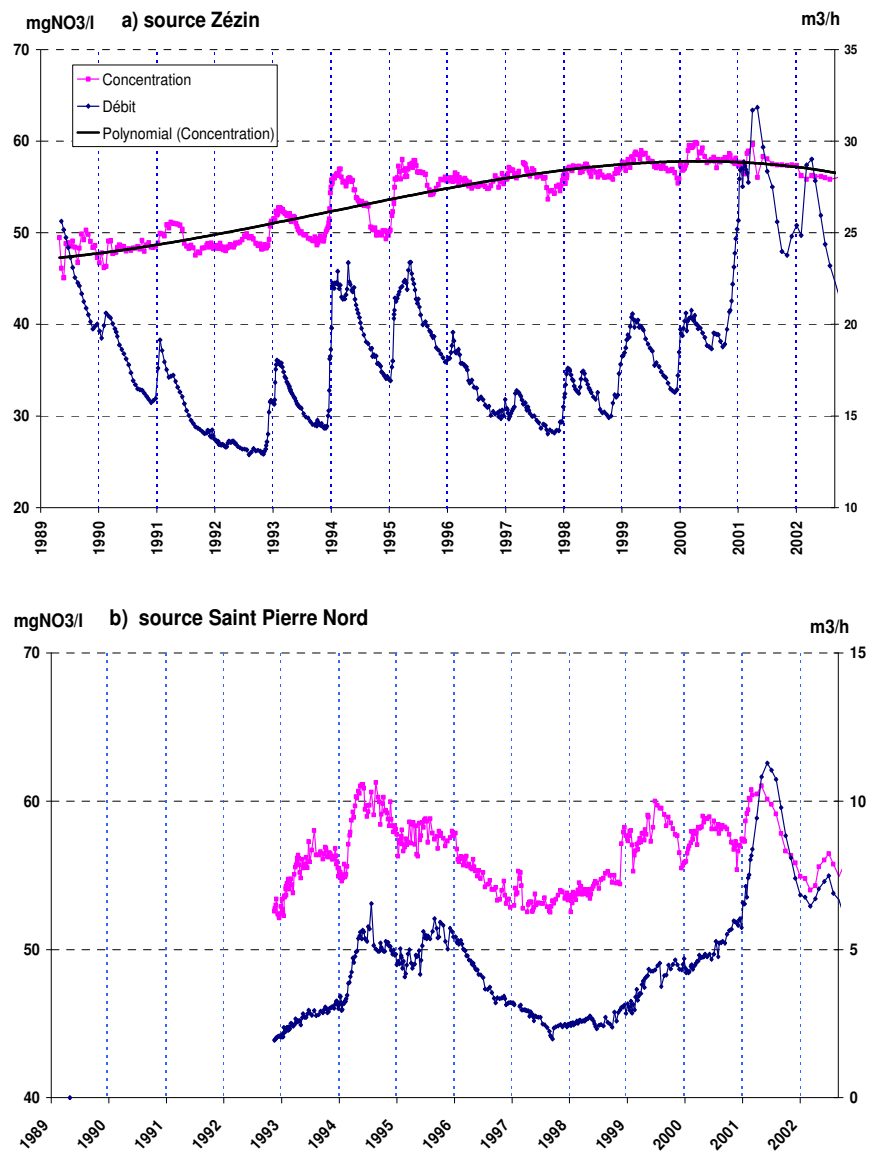


Figure 2.2/10 : Cinétiques comparées débits ($m^3 h^{-1}$) et des teneurs en nitrate ($mgNO_3 l^{-1}$) des sources Zézin et St Pierre Nord, du plateau de Bruyères de 1989 à 2002.

Le délai de réponse pour un complet renouvellement, est soumis aussi à l'inertie du stock de matière organique labile (Mariotti, 1997). Le temps de renouvellement du stock labile de la matière organique, est équivalent ici à celui TMR. Cela signifie que l'état d'équilibre du système ne sera jamais atteint, car les pratiques culturales évolueront en fonction du contexte économique et du changement de climat.

2.2.3.5.4 Schéma de circulation spatio-temporelle

Les corrélations positives, entre les augmentations de débit et de concentration, observées dans les premières années, ne sont pas causales, telles celles que l'on peut trouver dans les périmètres drainés (David et al, 1997). Elles sont structurelles; pendant la recharge, l'eau mobile entraînerait du nitrate, présent à forte concentration dans la zone non saturée, vers la nappe. Ceci expliquerait la forte augmentation temporaire de la concentration observée au moment de la reprise de débit, dans presque toutes les sources. *A contrario*, la zone non saturée proche de la source St-François serait pauvre en nitrate car son périmètre rapproché est recouvert de forêt. Il se produit alors une dilution de l'eau lors la reprise de débit. Pendant la période de tarissement, la concentration de la nappe se ré-homogénéise, et atteint une valeur d'équilibre, plus élevée toutefois que l'année précédente. Ce schéma diffère de celui de

nappes de socles fracturés de Bretagne, où c'est la zone saturée elle-même qui présente des stocks stratifiés de nitrate (Gascuel- Odoux *et al.*, 2006). Il diffère aussi de celui donné pour le bassin de Vittel, où les eaux composant les forts débits ont un temps de résidence faible et une concentration élevée (Gaury, 1992).

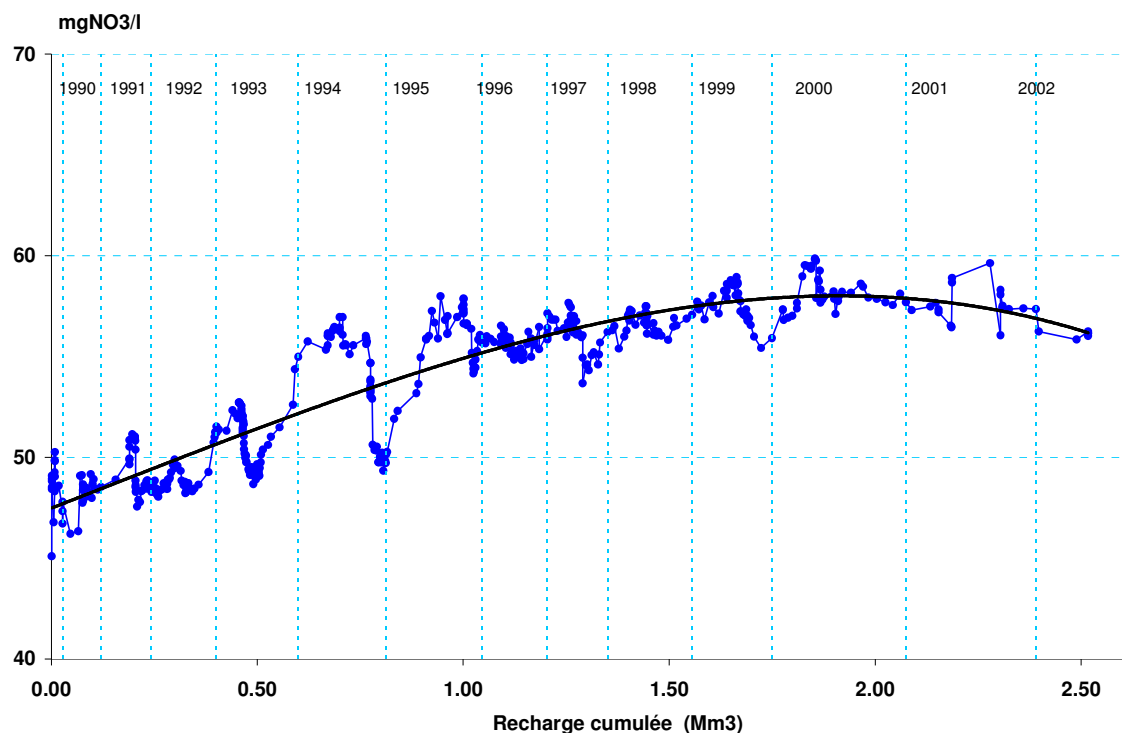


Figure 2.2/11 : Evolution de la concentration ($\text{mgNO}_3\text{ l}^{-1}$) à la source ZEZIN en fonction de la recharge cumulée pour cette source (Mm^3), de 1990 à 2002.

sources et pluies	type de donnée	Mesures du Tritium (UT)					Taux de renouvellement	
		nov. 91	mars 92	oct. 92	juin 00	févr. 01	moyen	extrêmes
Zézin	mesurée	38 (± 1)	37 (± 1)		21 (± 2)	17 (± 2)	0.35	0.20 - 0.53
	théorique	38	37	36	23	22		
St Pierre Nord	mesurée	56		52 (± 1)	25 (± 1)	21 (± 1)	0.47	0.40 - 0.53
	théorique	56	55	53	35	33		
St Pierre Sud	mesurée	40		38 (± 1)	17 (± 2)	15 (± 1)	0.53	0.43- 0.61
	théorique	40	39	38	25	24		
St Pierre total	mesurée	52	56 (± 2)	49 (± 1)	23	19	0.48	0.39 - 0.55
	théorique	52	51	49	32	31		
Pluie	mesurée	12 (± 1)		10 (± 1)	9 (± 1)	7 (± 1)		
	théorique	12	12	11	7	7		

Tableau 2.2/ 12: Teneurs du tritium dans l'eau des sources du Lutétien et estimation de la quantité d'eau renouvelée entre 1991 et 2001, d'après un modèle de mélange parfait.

- La valeur dite théorique est calculée à partir de la décroissance naturelle de la radio-activité du Tritium ; elle correspond à la teneur qu'aurait pris les eaux si le renouvellement était nul.
- Les valeurs entre parenthèses représentent l'intervalle de confiance; les données dépourvues d'intervalle de confiance sont des valeurs estimées.

Un schéma plus complexe est nécessaire pour comprendre le temps de réponse des sources Zézin et FND. Dans la partie sommitale du plateau, l'eau de l'aquifère de l'Auversien et les nappes fugaces des Marnes et caillasses protégeraient la nappe du Lutétien en son centre. En période de recharge, la zone saturée serait alimentée par ces flux d'eau, latéraux, auxquels s'ajouteraient les flux verticaux issus des terrains calcaires. En période de tarissement, ces flux influenceraient momentanément la nappe du Lutétien, ce qui expliquerait l'existence de deux rythmes successifs de décroissance exponentielle. Ces circulations latérales draineraient des eaux qui ont été rapidement dépolluées entre 1990 et 2000. Elles seraient connectées à des diaclases ou des vides d'origine karstique. En période d'étiage, une homogénéisation des eaux de la nappe se produit progressivement telle que celle décrite par Gascuel-Odoux *et al.*, 2006. Cette hypothèse invaliderait le calcul du temps de renouvellement (Tableau 2.2/12) mais peut être pas celui du temps de séjour (Tableau 2.2/10) pour la source Zézin. Ce schéma de recyclage de l'eau d'une nappe perchée est comparable à celui utilisé par Vinten et Dunn, 2001. Le type de circulation s'inspire de celui donné pour la source de 'En Bardi spring', où deux principaux flux se produisent – un lent drainage de type piston au sein de la matrice poreuse de la craie, avec une forte concentration, - un drainage rapide dans les fissures, avec une faible concentration (Burg, Heaton, 1998). Ce schéma permet de comprendre à la fois les délais de réponse des débits et pourquoi les faibles concentrations obtenues sous les parcelles, depuis la mise en place des BPA, influencent déjà les cinétiques de teneurs en nitrate des sources Zézin et Fontaine-ND.

2.2.4 Conclusion

Dans un contexte de drainage relativement faible, la minimisation du stock d'azote nitrique de fin d'automne est un objectif prioritaire, pour répondre à la norme de 50 mg NO₃ l⁻¹ dans l'eau des captages. Les "bonnes pratiques agricoles" (BPA), mises en place systématiquement depuis 1990 sur le dispositif de Bruyères, aboutissent à une valeur moyenne, assez stable, de 42 kg N ha⁻¹ en fin d'automne. Ce résultat semble *a priori* perfectible; il est cohérent avec les références expérimentales régionales concernant les BPA. La concentration moyenne de l'eau de percolation a été quantifiée à 37 mg NO₃ l⁻¹, avec une bonne précision.

La concentration en nitrate de l'eau des sources a continué d'augmenter à un rythme moyen identique aux 20 années précédentes, d'environ 1 mg NO₃ L⁻¹ an⁻¹, malgré la mise en place des BPA. Le dosage du Tritium dans les eaux de source conduit à estimer le temps moyen de séjour du nitrate entre 18 et 25 ans. Ce chiffre s'explique par l'épaisseur et/ou la forte micro-porosité de certaines couches aquifères. Le temps de réponse des sources Zézin et FND apparaît moindre; il est probable que des transferts rapides se produisent entre le sommet du plateau et les sources.

Le bassin peut être considéré comme une unité hydrologique assez bien circonscrite pour l'étude d'applications agronomiques. Le dispositif est représentatif des parcelles de grande culture, au sols de bonne perméabilité et à faible drainage annuel, du Nord Bassin Parisien. Il permet d'établir des bilans d'eau à l'échelle du bassin, car le délai de transmission de la charge hydraulique est compris entre 1 semaine et 3 mois. Le système étudié ne permet pas d'établir les bilans de solutés. En cela, il devient représentatif des problèmes que pose la majorité des aquifères profonds, dans leur prévention à l'égard de la pollution nitrique : problème économique de gestion des pratiques à long terme, problème écologique de modélisation en lien avec le changement climatique.

Remerciements

Nous remercions vivement E. Venet pour son appui technique, ainsi que G. Alavoine, A. Lindor, M. Sarrazin, S. Ravailleau, et N. Vigour. Les agriculteurs, F. Chédeville, R. et P. Mory, B. et M. Pillois, W. Varlet sont vivement remerciés pour leur collaboration. Des membres du conseil municipal, Me Drocourt et E. Mercier ont aussi contribué à l'acquisition de données.

Nous remercions aussi la Région Picardie, l'ADEME et l'Agence de l'Eau du Bassin Seine Normandie pour leurs aides financières.

Références : reportées à la fin du mémoire.

2.3 Conclusion partielle

L'étude réalisée à l'échelle d'un bassin hydrologique a consisté à quantifier l'impact des pratiques agricoles, effectives ou alternatives, sur les fuites d'eau et de nitrate, vers l'aquifère. La quantification de l'impact des BPA actuelles sur la concentration de l'eau de percolation s'est appuyée sur le modèle LIXIM (Mary et al, 1999). Le modèle a été complété pour pouvoir prendre en compte l'absorption d'azote d'automne ou de fin d'hiver, à l'aide du forçage thermo-dépendant. Les résultats intégrés à l'échelle de 8 ans montrent l'importance des facteurs croisés "culture" et "sol" sur les variations de la concentration de l'eau de percolation. Les impacts de la nature des cultures ou des CIPAN sont tributaires d'un facteur d'échelle temporelle : l'amplitude relative, liée à la nature des cultures, passe de 98% à l'échelle annuelle à 52% à l'échelle de la rotation culturale. L'abattement relatif permis par les CIPAN passe respectivement de 51% à 23%. La concentration moyenne annuelle montre une relative stabilité, autour de la valeur de 45 mgNO₃-1, malgré de fortes fluctuations interannuelles du drainage. Des carottages, effectués sur plusieurs mètres de profondeur, montrent aussi des valeurs de concentration réduites au sommet de la zone non saturée, du fait des modifications des pratiques. Ces résultats permettent de répondre positivement sur l'efficacité des BPA par rapport à la norme de potabilité.

Quand un diagnostic précis est requis, la méthode utilisant le modèle de calcul LIXIM 6.0 est généralisable à d'autres situations où des sondages sont techniquement possibles. Elle a l'avantage pédagogique de permettre de relier le lessivage à des stocks d'azote. Vouloir accéder à une valeur de concentration moyenne représentative, demande d'adapter la densité de sondages selon des critères géostatistiques. Dans de nombreux départements français, des réseaux de parcelles de mesures de reliquats d'entrée et de sortie d'hiver ont été suivis durant plusieurs années. Leurs données pourraient être valorisées pour accéder à un diagnostic de pertes en nitrate et appuyer les travaux de modélisation..

Le calcul de la concentration moyenne se base sur l'idée que les flux issus des parcelles se mélangent fortement au sein de l'aquifère. Cette hypothèse est en grande partie vérifiée par le calcul du temps de séjour de la molécule d'eau dans l'aquifère, estimé à 25 ans, à l'aide du dosage du Tritium et par volumétrie des horizons aquifères. Le suivi des teneurs en nitrate de l'eau des captages montre qu'il a fallu attendre 10 ans pour constater un changement de la pente de la cinétique des concentrations au principal exutoire. La dépollution significative des eaux issues de la nappe perchée de l'Auverisien, susceptibles de se ré-infiltrer ensuite dans des diaclases, explique en partie la rapidité de cette réponse.

La valeur obtenue en zone cultivée n'est que légèrement inférieure à la norme européenne, mais elle ne doit pas être considérée seule. Le contexte géomorphologique qui implique une proportion assez importante de sols assez superficiels, défavorables pour la qualité de l'eau, favorise la présence de zones de forêt sur les versants du plateau : la concentration moyenne est ainsi diminuée, à la valeur de 36 ± 3 mg NO₃ l⁻¹ sur notre site. Les fortes relations entre concentration moyenne et type de sols, entre type de sol et géologie, géologie et topographie, induisent une forte relation entre concentration moyenne et position topographique et donc géographique. Une amélioration supplémentaire de la concentration en sols filtrants demanderait de moduler les règles de décision concernant l'azote en fonction de ces sols, avec spatialisation du territoire et réduction d'intrants ou mise en jachère sur les parcelles les plus polluantes. Les données acquises peuvent servir à effectuer des simulations d'impact de ces scénarios sur la concentration moyenne de l'eau de percolation.

3 Simulation d'impacts de scénarios techniques aux échelles annuelle et du bassin hydrologique

« L'avenir, tu n'as pas à le prévoir, seulement à le permettre ».

de St Exupéry, cité par La Vie, janvier 2001

3.1 Simulation de l'impact de différents scénarios agronomiques sur les pertes de nitrate à l'échelle d'un bassin hydrologique

Article publié avec la référence :

Beaudoin N^a., Parnaudeau V^a., Mary B^a., Makowski D^b. et Meynard J.-M^b., 2004. Simulation de l'impact de différents scénarios agronomiques sur les pertes de nitrate à l'échelle d'un bassin hydrologique. *In* Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux. P. Monestiez, S. Lardon et B. Seguin Eds, Coll. Science Update, INRA Editions, p 117-141.

^aINRA- unité d'agronomie LRM - ^bINRA-unité d'Agronomie – Grignon.

Abstract

The European Union encourages improved agricultural practices to reduce nitrate leaching. In the case of 'MAE' regulation ('mesures agri-environnementales'), the farmer has to reduce N fertilization rate by 20% relative to the optimum rate and establish cover-crops before spring crops. We have combined models and experimental databases to evaluate the impact of these practices on crop production and nitrate leaching. The simulation was applied to a small agricultural catchment monitored during 6 years. Two models were used successively : (I) a statistic model predicting crop yield, grain nitrogen content, N in crop residues and mineral N remaining in soil at harvest; (II) a deterministic model simulating crop growth, water and N balances from harvest to the next year. Four scenarios were simulated: conventional practices (S1), optimized fertilization (S2), optimized fertilization + cover crops (S3), reduced fertilization + cover crops (S4 = MAE). The model could be validated for scenario S3. The simulated concentration of nitrate in drained water was 88, 81, 56, and 53 mg NO₃ L⁻¹ for scenarios S1 to S4, respectively. The interest of cover crops is clearly demonstrated. The reduction of N fertilization had a smaller effect than the establishment of cover crops for decreasing nitrate concentration. However, a greater effect of reducing N fertilization can be expected in a long term or in heterogeneous fields receiving homogeneous applications of N fertilizer.

3.1.1 Introduction

C'est pour satisfaire aux exigences de protection de l'environnement que l'Union Européenne a mis en place en 1992 des mesures dites agri-environnementales ou "MAE" (Perret *et al.*, 1997). Cet article présente les résultats d'une étude conduite sur l'impact potentiel d'une de ces mesures, en comparaison avec des conduites "conventionnelle" ou raisonnée (Beaudoin *et al.*, 1998, Beaudoin *et al.*, 1999). L'effet des MAE sur les rendements, la qualité des produits, le drainage de l'eau et le lessivage du nitrate est quantifié à l'échelle d'un petit bassin hydrologique représentatif des systèmes de culture du Nord Bassin Parisien.

En région de grande culture, la pollution nitrique des nappes souterraines est principalement d'origine agricole (Guillemin et Roux, 1993). Or pour que l'agriculture soit à la fois productive et durable, il faut envisager des pratiques qui permettent d'atteindre un bon niveau de production et des risques minimaux pour l'environnement (Mary, 1997). Une stratégie fréquemment préconisée est la diminution des entrées d'azote dans le système, par un meilleur ajustement et une réduction de la fertilisation azotée. Cette mesure seule est cependant très controversée car considérée insuffisante pour résoudre le problème de la pollution nitrique (Macdonald *et al.*, 1989). Si une fertilisation excédentaire augmente les risques de lixiviation de nitrate à l'échelle d'une succession culturale, une fertilisation optimale est loin de les éliminer ; une autre source de nitrate potentiellement lixiviable consiste en l'azote minéralisé pendant les intercultures (Addiscott *et al.*, 1991; Laurent et Mary, 1992; Machet *et al.*, 1997). Les pertes effectives de nitrate dépendent alors de la nature de la succession culturale. Cependant, il est probable qu'à long terme la réduction de fertilisation réduise le potentiel de minéralisation. D'autres techniques sont proposées pour réduire les pertes de nitrate, et notamment une meilleure gestion de l'interculture: i) l'implantation de cultures intermédiaires; ii) une meilleure gestion des résidus de récolte; iii) la réduction du travail du sol.

Des changements structurels peuvent également être proposés, tels que des modifications de la nature des cultures ou de l'occupation des sols. Les MAE avec réduction d'intrants concernent les intrants azotés et les produits phytosanitaires, sur secteurs spécifiques où il est établi que les pratiques agricoles influencent fortement la qualité des eaux superficielles ou souterraines. Le premier programme quinquennal des MAE s'est terminé en 1997. Il a donc été nécessaire d'évaluer l'efficacité du dispositif mis en place afin de décider de l'opportunité de reconduire ou de modifier ces mesures.

Les MAE imposent aux praticiens deux contraintes importantes. La première est la réduction des apports azotés d'au moins 20 % par rapport à la dose qui serait conseillée pour atteindre le rendement "moyen" de la parcelle. Cette mesure est destinée à réduire la quantité d'azote minéral restant dans le sol en fin de culture et donc de minimiser les quantités d'azote minéral qui sont susceptibles d'être lessivées pendant l'hiver. Toutefois cette diminution de la fertilisation azotée risque fort d'être préjudiciable aux rendements, voire même à la qualité des récoltes (Makowski *et al.*, 1999). La seconde contrainte consiste en l'implantation de cultures intermédiaires piège à nitrates (CI) pendant les intercultures longues, entre les récoltes d'été et les semis de printemps. Ces cultures ont pour objectif principal d'absorber les nitrates du sol, qu'ils proviennent du reliquat de fin de culture ou de la minéralisation des matières organiques du sol qui se produit pendant l'automne. Elles nécessitent de la part de l'agriculteur un travail supplémentaire d'implantation ainsi que l'achat de semences. Les conséquences de telles cultures, par rapport à un sol laissé nu pendant l'automne, sur le bilan azoté, sont complexes (Thorup-Kristensen et Nielsen, 1998) : i) en cas de lixiviation importante des nitrates du sol, la décomposition de la CI fournit un apport supplémentaire et peut entraîner une économie d'engrais azoté de la culture suivante ; ii) en cas de faible lessivage en hiver, le piégeage d'azote opéré par la CI reste apparent et implique un surplus de fertilisation azotée de la culture suivante. Évaluer l'impact des MAE implique de bien prendre en compte ces interactions entre : fertilisation, gestion de l'interculture et conditions pédo-climatiques.

D'un point de vue méthodologique, l'évaluation d'une telle mesure est difficile. En effet, l'expérimentation se prête assez mal à ce type d'étude pour plusieurs raisons : i) la durée de 5 ans de ces mesures est insuffisante pour mesurer directement les conséquences d'un changement de pratiques sur la qualité des eaux souterraines, puisque le temps de percolation de l'eau de la surface jusqu'à la nappe phréatique est généralement supérieur à 5 ans; ii) la comparaison expérimentale de deux exploitations, l'une appliquant les MAE et l'autre non, suppose que les exploitations soient identiques, afin que d'autres facteurs n'interagissent pas avec les techniques tenant à la MAE, seule ; iii) cette mesure a été appliquée de manière très parsemée sur le territoire, car elle a été contractualisée à la parcelle et non à l'échelle d'une exploitation, ni *a fortiori* à l'échelle de tous les exploitants d'un même bassin hydrologique.

Le seul critère d'évaluation pertinent est donc la concentration de l'eau qui percole juste en-dessous de la zone racinaire, quoique les mesures soient difficiles à effectuer et à interpréter à cause de leur variabilité spatiale et temporelle. Enfin les résultats expérimentaux sont difficilement généralisables d'un milieu à un autre, du fait de leur forte dépendance aux contextes culturels, climatiques et pédologiques (Mary *et al.*, 1997). En revanche, le problème peut être plus facilement abordé à l'aide de modèles de simulation tels que la littérature en propose aujourd'hui. À l'aide d'un modèle, ayant été suffisamment bien calé et validé, il est possible de comparer différents scénarios (avec ou sans application des MAE) sur un grand nombre de parcelles et sur plusieurs séries d'années. Les modèles qui existent à l'heure actuelle semblent assez satisfaisants pour qu'une telle démarche soit mise en œuvre. La validité des résultats dépend directement du respect du domaine de définition et de l'adaptation des modèles à l'objectif visé (Passioura, 1996).

Dans cette étude, l'évaluation des MAE est effectuée par simulation, en comparant des scénarios agronomiques, qui combinent différents niveaux de fertilisation et divers modes de conduite de l'interculture (l'implantation ou non de CI, enfouissement retardé ou non des résidus de culture). Le bassin hydrologique étudié est subdivisé en unités pédo-culturelles sur lesquelles on fait tourner les modèles. Les résultats sont ensuite agrégés à l'échelle du bassin. Le présent article décrit les méthodes de paramétrage et de test des modèles et les résultats concernant l'impact environnemental des MAE.

3.1.2 Matériels et méthodes

3.1.2.1 Principe général

Les conséquences, d'une réduction de fertilisation et des modalités de gestion de l'interculture sur le rendement des cultures principales et le lessivage de nitrate, sont simulées grâce au couplage de deux modèles : un modèle de réponse des cultures à l'azote et un modèle de simulation des bilans d'eau et

d'azote dans le sol et la culture (STICS). Certaines sorties du premier modèle sont utilisées comme entrées dans le second modèle ; par contre les sorties du second ne sont pas reprises par le premier (Figure 3.1/1). L'enchaînement des deux modèles permet de comparer les impacts de scénarios agronomiques pendant une période de 18 mois, sur l'ensemble d'un bassin hydrologique, tout en limitant les risques de dérives des modèles. Les simulations portent sur six années culturales (du 1/09 de l'année n au 31/08 de l'année $n+1$), considérées indépendantes, allant de 1991/92 à 1996/97.

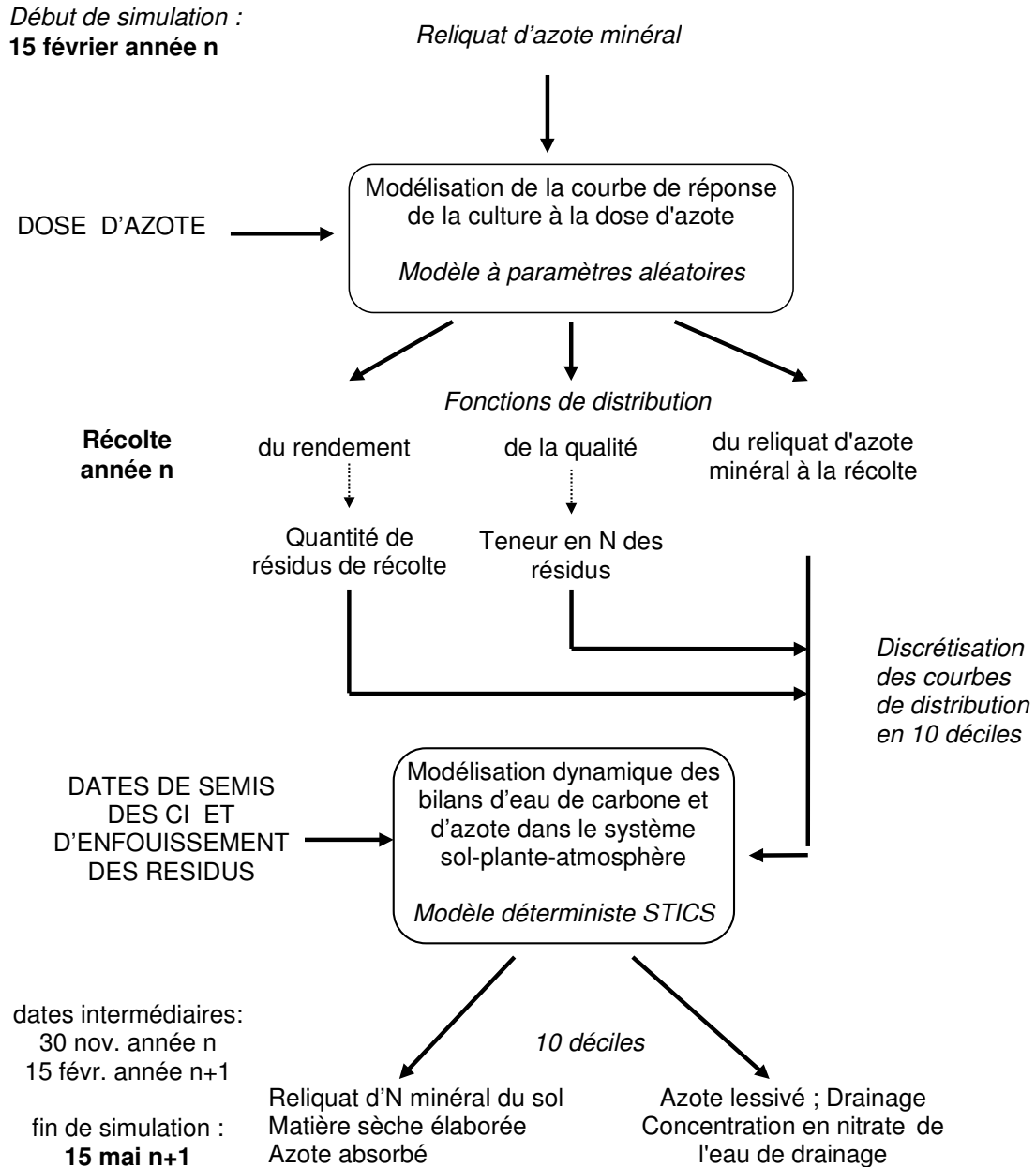


Figure 3.1/1. Organigramme décrivant l'enchaînement des 2 modèles.

- en caractères gras : dates de début et de fin de simulation ;
- encadré : modèles;
- en majuscules : variables d'entrée étudiées dans les scénarios;
- les autres données d'entrée des modèles sont énumérées en tableau 3.1/1.

Les modèles ont préalablement été calibrés sur des jeux de données indépendants, provenant d'essais du Nord de la France. Le couplage des deux modèles, est testé puis appliqué, à l'échelle d'un petit bassin hydrologique situé à Bruyères, près de Laon (Beaudoin *et al.*, 1998). Les systèmes de culture y sont représentatifs de ceux du Nord Bassin Parisien. Les données concernant les variables d'entrée (incluant les techniques culturales) et certaines variables de sortie des modèles, ont été acquises de 1990 à 1997. Elles portent sur 36 sites d'étude représentatifs des parcelles agricoles et des principaux types de

sol. Les données permettent de tester certains résultats de simulations. Cependant, une comparaison entre données observées et simulées n'est valide que si les deux hypothèses suivantes sont vérifiées: (H1) l'un des scénarios correspond à la situation de Bruyères; (H2) les unités de simulation doivent être assez nombreuses pour que les erreurs aléatoires, dues aux mesures, se compensent.

Les scénarios agronomiques sont ensuite comparés dans les mêmes conditions que la validation sur le bassin de Bruyères (rotations de cultures, types de sol et années climatiques).

3.1.2.2 Le modèle 1

Le premier modèle est un modèle de réponse à l'azote, qui prédit le rendement des cultures, la teneur en protéines des grains, la masse et la teneur en azote des résidus de récolte et la quantité d'azote minéral du sol à la récolte, en fonction de la dose d'engrais azoté (Makowski *et al.*, 1999). Les données d'entrée, qu'il requiert, sont aisément accessibles : reliquat d'azote minéral du sol en sortie d'hiver, caractéristiques du sol (Tableau 3.1/ 1) ; ces informations sont aussi les données d'entrée du logiciel de préconisation de la fertilisation azotée AZOBIL (Machet *et al.*, 1990) qui est appliqué sur le site de Bruyères.

C'est un modèle statistique, calé sur un réseau d'essais agronomiques réalisés dans des conditions pédo-climatiques très variées, ce qui a pour avantage d'éliminer les risques de biais. C'est aussi un modèle stochastique, qui génère une fonction de probabilité pour chacune des variables prédites. Cela permet de connaître les effets moyens d'une stratégie de fertilisation, mais également les distributions probabilistes de la production et du reliquat d'azote minéral à la récolte. La part de la variabilité qui n'est pas explicitement prise en compte dans les caractérisations du milieu par le modèle, est intrinsèquement intégrée dans les paramètres aléatoires : c'est notamment le cas de la variabilité climatique.

Le modèle a été paramétré, indépendamment, à l'aide de données d'essais de courbe de réponse à l'azote, réalisés dans le Bassin Parisien sur les cultures de blé (37 essais), orge de printemps (10), colza (12) et betterave sucrière (20).

nature	1) modèle de réponse à l'azote	2) modèle STICS
Conditions initiales	Profil d'azote minéral du sol en début de simulation	Profils de teneur en eau et azote minéral du sol en début de simulation
Données météorologiques	Quantité d'azote mobilisée par la culture température moyenne annuelle	Précipitation, température minimale, température maximale, évapo-transpiration potentielle, rayonnement global journaliers
Données pédologiques	Pour la couche labourée : teneur en azote organique, teneur en argile, teneur en carbonate de calcium, Pour chaque horizon : épaisseur, densité apparente, humidité à la capacité au champ, humidité au point de flétrissement	Pour la couche labourée : <i>idem</i> , + albédo Pour chaque horizon : <i>idem</i> ,
Techniques culturales	Date de semis, Dose d'engrais Nature et quantité de résidus de la culture Quantité d'amendements organiques	Date de semis Dates et doses d'irrigation et de fertilisation, Date et profondeur de travail du sol, Quantité et rapport C/N des résidus de culture

Tableau 3.1/ 1. Entrées des modèles.

3.1.2.3 Le modèle 2

Le second modèle est un modèle de culture appelé STICS (Brisson *et al.*, 1998), qui simule la production de biomasse, les exportations d'azote par les cultures, le drainage et la lixiviation du nitrate au delà de la zone racinaire. C'est un modèle dynamique à pas de temps journalier. Le modèle est initialisé avant le semis de la culture, avec les données des profils initiaux de teneur en eau et d'azote minéral, de quantité de résidus de culture incorporés au sol et de leur teneur en azote. Le modèle calcule le développement potentiel et la croissance de la culture. La croissance peut être réduite par un stress azoté et/ou un stress hydrique qui affectent d'abord la croissance foliaire et l'absorption d'azote. STICS simule

les principaux processus du sol : les transformations d'azote (minéralisation et organisation), l'absorption d'eau et d'azote par les plantes, et les flux d'eau (évaporation, transpiration et drainage). Le sol est considéré comme un réservoir multicouches, dont chaque couche est caractérisée par son contenu en eau et en azote minéral. STICS est un modèle de type "engineering" (Passioura, 1996) qui prend en compte les principaux déterminants culturaux, pédologiques et climatiques, de la production de matière sèche et de la lixiviation du nitrate. Les données d'entrée sont assez facilement accessibles (Tableau 3.1/1).

Ce modèle a été initialement paramétré et validé, en sol nu, et pour deux cultures : blé et maïs (Brisson *et al.*, 1998). Cependant nous avons pu le tester de nouveau, avec nos propres jeux de données, dans des conditions similaires à celles des scénarios simulés. STICS a été ensuite paramétré pour le colza (culture principale) et le seigle (culture intermédiaire), car ces cultures occupent une surface significative du site. Elles peuvent absorber des quantités importantes d'azote durant l'automne et l'hiver, ce qui influence largement le lessivage. Les paramètres ont tout d'abord été recherchés dans la littérature, car la plupart d'entre eux ont une signification biologique et peuvent exister dans d'autres modèles. Les autres paramètres, spécifiques de STICS, ont été optimisés pour l'étude. Pour le paramétrage de STICS-seigle, les paramètres acquis sur le blé ont servi dans un premier temps de valeurs par défaut, la littérature relative à la culture de seigle étant moins précise.

Les jeux de données utilisés, dans le paramétrage puis le test du modèle pour la culture du colza, ont été fournis par des expérimentations dans lesquelles les conditions d'alimentations hydrique et azoté étaient limitantes ou non (Tableau 3.1/2). L'optimisation a d'abord été réalisée sur les expérimentations réalisées en conditions non limitantes. Elle est fondée sur la minimisation de l'écart quadratique moyen RMSE² (Root Mean Square Error) entre données simulées et observées. Le paramétrage ainsi obtenu a été testé sur d'autres données obtenues dans des conditions expérimentales diverses. Lorsque les résultats ne sont pas satisfaisants, l'étape précédente est recommencée dans une procédure de type "essai-erreur". L'optimisation a été prioritairement réalisée sur la variable azote minéral du sol, quitte parfois à obtenir des résultats moins bons sur les sorties concernant la plante, car notre objectif principal était de bien quantifier le lessivage. La comparaison des variables observées et simulées porte d'abord sur les données ayant servi à la paramétrage ("validation répliquative"), puis sur des jeux de données indépendants ("validation prédictive"; Delécolle *et al.*, 1996).

Culture Localisation	Jeu de données Référence	Date de semis	Peuplement (plantes.m ²)	Fertilisation (kg N ha ⁻¹)	Sol matériau
Colza d'hiver					
Grignon	(Dejoux, 1998)	3 dates : août, septembre, octobre	3 densités : 60, 90 et 120	3 doses: 0, 50 et 200	limon
Rafidin	(Gosse et al., 1998)	9 septembre	64	2 doses: 0, 272	craie
Arcis-sur-Aube	(Mary et al., 1995)	3 septembre	53	néant	craie
Aulnay-aux-Planches	(Mary et al., 1995)	30 août	110	néant	craie
Connantre	(Mary et al., 1995)	6 septembre	128	néant	craie
Seigle (CI)					
Warmeriville	(Justes, non publié)	1 octobre	260	2 doses : 0 et 190	craie
Bruyères	(Beaudoin, non publié)	10 août	200	30	sable
Saint Jean-sur-Moivre	(Beaudoin, non publié)	2 dates : 16 août et 16 septembre	315	3 doses: 0, 170 et 220	craie

Tableau 3.1/2. Données expérimentales utilisées pour paramétrer ou valider les modules spécifiques de STICS : colza et seigle (culture intermédiaire).

$$^2 \text{RMSE} = \frac{100}{obs} \sqrt{\sum_i^n (obs_i - sim_i)^2 / n}$$

3.1.2.4 L'enchaînement des 2 modèles

Pour un scénario donné, le premier modèle est initialisé au 15 février de l'année « n » à partir des données d'entrée acquises sur le site. Il simule l'état azoté³ du système sol-plante à la récolte de l'année « n ». Il rend 50 tirages aléatoires, pour chaque site et année. Cela produit 50 triplets de variables d'état à la récolte (quantité d'azote minéral du sol, quantité de résidus, teneur en azote). Ils sont regroupés en dix triplets correspondant aux 10 déciles de la quantité d'azote minéral. Ces triplets servent à initialiser le modèle STICS qui simule ensuite 10 fois de suite chaque site et année. Les simulations avec STICS débutent à la récolte de l'année « n » et se terminent au 15 mai de l'année « n+1 ». Cela minimise les risques de divergence entre les prédictions du modèle et les valeurs observées. On fait l'hypothèse que le drainage d'eau sous la zone racinaire est nul entre le 15 mai et la récolte de l'année « n+1 ». Cette hypothèse est vérifiée sur le site de Bruyères pendant les 10 années étudiées (1990/1999).

3.1.2.5 Le site expérimental de Bruyères

Le site d'étude de Bruyères est un plateau sédimentaire de l'ère tertiaire, situé dans le Nord de la France. Il est presque exclusivement agricole; il alimente un aquifère bien délimité par la Cuesta de l'Île de France (Mary *et al.*, 1997). Les cultures pratiquées sont le blé d'hiver (38 %), la betterave à sucre (18 %), le pois (15 %), l'orge d'hiver (9 %) et le colza (9 %). La nature des sols varie surtout en fonction des matériaux géologiques: limon épais (56 % SAU), marne et caillasse (24 %), calcaire grossier (12 %) et sable épais (5 %). Tous présentent un bon drainage naturel au sein de la zone d'enracinement. Face à la pollution nitrique croissante de l'aquifère, les pratiques agricoles ont été améliorées depuis 1990 par conduite des parcelles en fertilisation raisonnée, et mise en place systématique de cultures intermédiaires (CI) avant chaque culture de printemps. L'impact des pratiques, sur la concentration de l'eau aux exutoires, ne peut être évalué directement, car le temps de réponse du bassin est estimé à 21 ans ; cela nécessite de s'intéresser à une variable intermédiaire qui est la concentration de l'eau de percolation sous la zone racinaire. Pour cela, des mesures régulières, de profils d'eau et d'azote minéral, sont effectuées en 36 sites sur la profondeur maximale d'enracinement (120 cm en limon profond, 90 cm dans les autres sols). Ils sont représentatifs de toutes les cultures et des principaux matériaux sols, ce qui donne 1, 2, voire 3 sites pour une même parcelle agricole. Ils servent à calculer les quantités d'eau drainée et de nitrate lixivié en chaque site, en utilisant le modèle de calcul LIXIM (Mary *et al.*, 1999). Les résultats obtenus par ce calcul seront appelés "données observées", compte tenu du fait qu'ils reposent sur de nombreuses mesures de terrain (Mary *et al.*, 1997).

3.1.2.6 Les scénarios évalués

Huit scénarios ont été simulés. Ils sont constitués de 4 scénarios principaux comportant chacun 2 variantes (Tableau 3.1/3). Trois doses de fertilisation azotée sont testées :

- la dose de référence, raisonnée, appelée « dose AZOBIL » est calculée avec le logiciel AZOBIL en utilisant l'information reliquat azoté mesuré en sortie hiver ; elle est appliquée aux scénarios S2 et S3;
- la dose "conventionnelle" est une dose constante pour chaque culture, définie à dire d'expert comme représentative de celle pratiquée par les agriculteurs de la région; elle correspond en moyenne à la dose AZOBIL + 4% pour la betterave, à la dose AZOBIL + 11% pour le colza, à la dose AZOBIL + 20% pour l'orge et à la dose AZOBIL + 24% pour le blé; elle est appliquée au scénario S1.
- la dose "MAE" (scénario S4) est égale à la dose raisonnée diminuée de 20% ; elle est appliquée au scénario S4.

Deux modes de gestion de l'interculture sont également simulés: 1) la date d'enfouissement des résidus de culture, précoce (18 août, cas des scénarios S1a et S2a) ou tardive (20 octobre, cas des 6 autres scénarios); 2) la date d'implantation des cultures intermédiaires: précoce (18 août, cas des scénarios S3a et S4a) ou tardive (03 septembre, cas des scénarios S3b et S4b). Les scénarios S2 et S3 se distinguent donc par la présence ou non d'une CI, qui est supposée être une culture de seigle. Les pratiques qui ont été effectivement réalisées par les agriculteurs à Bruyères, sont intermédiaires entre les scénarios S3a et S3b. L'incorporation tardive des résidus de culture est parfois considérée comme une façon de réduire les

³ Il ne simule pas la teneur en eau du sol à la récolte, qui est supposé stable et égale à celle mesurée.

pertes en nitrates (Mary *et al.*, 1996), au moins pendant l'hiver de l'année d'incorporation (Catt *et al.*, 1998).

Scenario	Symbole	Fertilisation azotée	Culture intermédiaire (CI)	Enfouissement des résidus de culture
Conventionnel	S1a	Dose "agriculteur"*	néant	le 18 août
Conventionnel	S1b	Dose "agriculteur"*	néant	le 20 octobre
AZOBIL	S2a	Ajustée	néant	le 18 août
AZOBIL	S2b	Ajustée	néant	le 20 octobre
AZOBIL + CI	S3a	Ajustée	semée le 18 août	le 18 août
AZOBIL + CI	S3b	Ajustée	semée le 3 septembre	le 18 août
MAE	S4a	Réduite**	semée le 18 août	le 18 août
MAE	S4b	Réduite**	semée le 3 septembre	le 18 août

Tableau 3.1/3. Modalités des scénarios testés.

- * dose constante, pratiquée pour maximiser la marge brute, sans contrainte environnementale.
- ** 80% de la dose ajustée à l'aide du logiciel AZOBIL.

3.1.2.7 Les simulations réalisées avec STICS

Les successions de cultures simulées sont celles qui ont été réellement pratiquées à Bruyères, à l'exception des jachères qui sont substituées par une rotation standard. Chaque simulation commence le jour de récolte du précédent cultural. Les valeurs initiales des teneurs en eau des profils au début de la simulation sont celles observées sur le site de Bruyères, à la récolte de la culture précédente. Le reliquat azoté total dans le profil est celui simulé pour le scénario en question par le modèle de réponse ; la répartition dans le profil correspond à la répartition moyenne observée *in situ* (Tableau 3.1/4). Les sorties du modèle ont été considérées aux 3 dates suivantes :

- au 30 novembre, qui est la date moyenne de reprise du drainage, et des mesures de profil hydrique et azoté ont été faites à une date proche. La reprise du drainage a varié entre le 6 novembre et le 18 décembre, selon les années;
- au 15 février, qui est la borne supérieure des dates de mesure du profil d'eau et d'azote minéral, utilisés pour le calcul de la dose de fertilisant azoté;
- au 15 mai, à partir de laquelle le drainage et le lessivage sont toujours terminés, à cette date, sous culture.

Entrées		Origine des données
Données techniques		Données du site de Bruyères
Données météorologiques		Données du site de Bruyères
Données pédologiques		Données du site de Bruyères
Données culturales		Données du site de Bruyères
Humidité initiale du sol		Données du site de Bruyères
Reliquat azoté initial	Quantité totale	Sorties du modèle de réponse
	Distribution dans le profil	Données du site de Bruyères
Résidus de culture	Matière sèche	Sorties du modèle de réponse
	Teneur en azote	Sorties du modèle de réponse

Tableau 3.1/4. Origine des données d'entrées utilisées pour tester les scénarios agronomiques.

3.1.2.8 Expression des résultats

Un ensemble de 17 280 simulations a été effectué. Ce chiffre résulte du nombre de scénarios (8), du nombre d'années (6), du nombre d'unités pédo-culturelles (36) et du nombre de triplets d'initialisation (reliquat N, quantité de résidus, teneur en N) issus de chaque simulation du modèle de réponse à l'azote (10).

Pour chaque scénario et chaque site, nous avons calculé la moyenne et l'écart type intra-station de chaque flux de sortie, à partir des simulations faites sur les 10 déciles des valeurs initiales. Ces valeurs ont

ensuite été sommées pour chaque année sur l'ensemble du bassin, au prorata de la surface représentative de chaque site. Les covariances sont estimées comme nulles puisque les stations sont indépendantes. Enfin elles sont intégrées sur les six années, les covariances entre années étant supposées nulles. Cela permet d'estimer que l'écart type moyen pondéré du flux représente celui de la population issue des 50 tirages; l'intervalle de confiance de la moyenne, au risque 0.05, est égal alors à deux fois sa valeur. La concentration moyenne en nitrate, sur les 6 années, est égale au rapport du flux cumulé d'azote lessivé et du flux cumulé d'eau drainée.

3.1.3 Résultats

3.1.3.1 Evaluation des modèles à l'échelle de la parcelle homogène

3.1.3.1.1 Test des modèles génériques 1 et 2

Le paramétrage du modèle stochastique de la réponse des cultures à la fertilisation azotée a été testé uniquement pour sa valeur répliquative (Beaudoin *et al.*, 1998 ; Makowski *et al.*, 1999). Le test du modèle dans sa valeur prédictive a été ensuite fait à l'échelle du bassin.

Le modèle STICS, publié par Brisson *et al.*, 1998, a été testé en l'état avec des situations de sol nu et de blé d'hiver. Les résultats se sont avérés satisfaisants pour le sol nu. Avec le blé, le modèle sous-estimait l'indice foliaire durant l'automne ce qui est préjudiciable dans l'estimation de l'absorption d'azote en automne. Aussi 2 paramètres concernant la vitesse d'augmentation de l'indice foliaire ont été modifiés. Nous avons aussi constaté que l'évapotranspiration était légèrement surestimée par le modèle au printemps; ce résultat n'a cependant pas d'influence notable sur le lessivage, car nos simulations s'achèvent à cette période.

3.1.3.1.2 Paramétrage et validation "répliquative" de STICS-colza

Le travail de paramétrage a concerné la culture de colza en phase végétative. Les paramètres obtenus sont présentés dans le Tableau 3.1/5.

Nom	Définition	Colza	Source	Seigle
tdmin	Température de base pour le calcul des unités de développement (°C)	0	Leterme, 1985	0
tdmax	Température maximale pour le calcul des unités de développement (°C)	25		28
phobase	Photopériode qui ralentit au maximum le développement des espèces de jours longs (h)	6	Habekotté, 1996	6.5
phosat	Photopériode qui ralentit au maximum le développement des espèces de jours courts (h)	15	Habekotté, 1996	20
tgmin	Base de température utilisée pour la levée (germination et croissance du coléoptile) (°C)	4.5		0
stpltger	Durée phase semis-germination pour atteindre 100% des graines germées (°C j)	38	Bruckler, 1979	50
belong	Paramètre de la logistique d'élongation du coléoptile	0.115	Durr (com. pers.)	0.012
celong	Paramètre de la logistique d'élongation du coléoptile	1	Optimisation	3.2
dlaimax	Vitesse de croissance maximale de la surface foliaire d'une plante par degré (m ² °C-1)	0.0012	Optimisation	0.037
bdens	Densité de plantes au-delà de laquelle il y a compétition (plantes m ⁻²)	7	Brisson (com. pers.)	7
extin	Coefficient d'extinction du rayonnement global	0.85	Gosse <i>et al.</i> , 1997	0.50
tcmmin	Base de température utilisée pour la croissance (°C)	4.5	Gosse <i>et al.</i> , 1999	0
tcmmax	Température maximale au-delà de laquelle il n'y a plus croissance (°C)	40		40
tcopt	Température optimale de croissance (°C)	13.5	Robelin et Triboi, 1983	15
efcroiveg	Efficienc de conversion maximale en phase végétative (g MJ-1)	2.7	Optimisation	4.25
kmax	Coefficient cultural maximal	1	Leterme (com. pers.)	1.2
psisto	Potentiel foliaire seuil de fermeture stomatique (bars)	9	Brisson (com. pers.)	15
psiturg	Potentiel foliaire seuil de turgescence (bars)	3	Tardieu (com. pers.)	4
zprlim	Profondeur max du profil de référence (m)	1.60	Gosse <i>et al.</i> , 1997	120
zpente	Profondeur à laquelle la densité racinaire est réduite de moitié (m)	0.95	Optimisation	70
croirac	Vitesse de croissance du front racinaire (cm °Cj-1)	0.07	Gosse <i>et al.</i> , 1997	0.12
jvc	Nombre de jours vernalisants (j)	40	Leterme, 1985	46
stlevamf	Durée de la phase levée-accélération maximale de la croissance foliaire (°Cj)	300	Optimisation	260
stamflax	Durée de la phase accélération maximale de la croissance foliaire-LAI maximal (°Cj)	650	Optimisation	401
stlaxdrp	Durée de la phase LAI maximal-début de remplissage des grains (°Cj)	300	Optimisation	812
adens	Paramètre de compensation densité-croissance foliaire	-0.82	Optimisation	-0.6
elmax	Elongation maximale du coléoptile à l'obscurité (cm)	5	Dürr (com. pers.)	8

Tableau 3.1/5. Valeurs des paramètres spécifiques de STICS pour les cultures de colza et de seigle en phase végétative .

Le résultat a été évalué à l'aide de critères statistiques proposés par Loague et Green (1991) : l'écart quadratique moyen (RMSE) et l'écart moyen (M) entre valeurs observées et simulées (Tableau 3.1/6).

Culture Jeux de données	Mode de simulation	Nombre de mesures		N minéral sol en début de simulation observation (kg N ha ⁻¹)	N minéral sol en cours de simulation		Stock d'eau du sol		Azote absorbé	
		Sol	Plante		M (kg N ha ⁻¹)	RMSE (%)	M (mm)	RMSE (%)	M (kg N ha ⁻¹)	RMSE (%)
STICS-colza										
Rafidin N270	Calibration	17	13	94	3	10	-3	4	5	12
Rafidin N0	Calibration	11	10	96	0	18	7	4	-10	37
Arcis-sur-Aube	Prédiction	2	4	137	18	18	0	1	34	47
Aulnay-aux-Pl.	Prédiction	3	4	207	-24	15	46	11	94	64
Connantre	Prédiction	3	4	148	-7	41	-20	9	30	43
STICS-seigle (CI)										
Warmeriville N190	Calibration	12	6	54	6	12	5	3	-5	19
Warmeriville N0	Calibration	12	6	62	6	24	-1	4	-2	28
Bruyères	Prédiction	4	4	41	-1	18	2	3	-10	80
St Jean s/Moivre D1	Prédiction	5	4	63	9	34	-3	4	-48	61
St Jean s/Moivre D2	Prédiction	3	6	88		29		6	-9	21
St Jean s/Moivre D3	Prédiction	3	6	88		14		3	-9	14
St Jean s/Moivre D4	Prédiction	3	6	88		17		3	-24	22

Tableau 3.1/6. Résultats de l'évaluation de STICS-colza et STICS-seigle : écart moyen (M) et écart quadratique moyen RMSE entre valeurs observées et simulées.

La simulation de l'absorption d'azote et celle de la quantité d'azote minéral du sol par STICS-colza sont particulièrement satisfaisantes à l'automne et correctes jusqu'en mars (Figure 3.1/2). A partir de mars, le modèle diverge car il simule mal l'absorption consécutive à la fertilisation de printemps. Toutefois cette divergence ne porte pas à conséquence dans notre étude. En effet, la probabilité que le nitrate soit entraîné sous la zone racinaire à partir de mars est très faible, à cause de la diminution du drainage et compte tenu de la profondeur d'enracinement du colza qui excède 1 mètre (Gabrielle *et al.*, 1998).

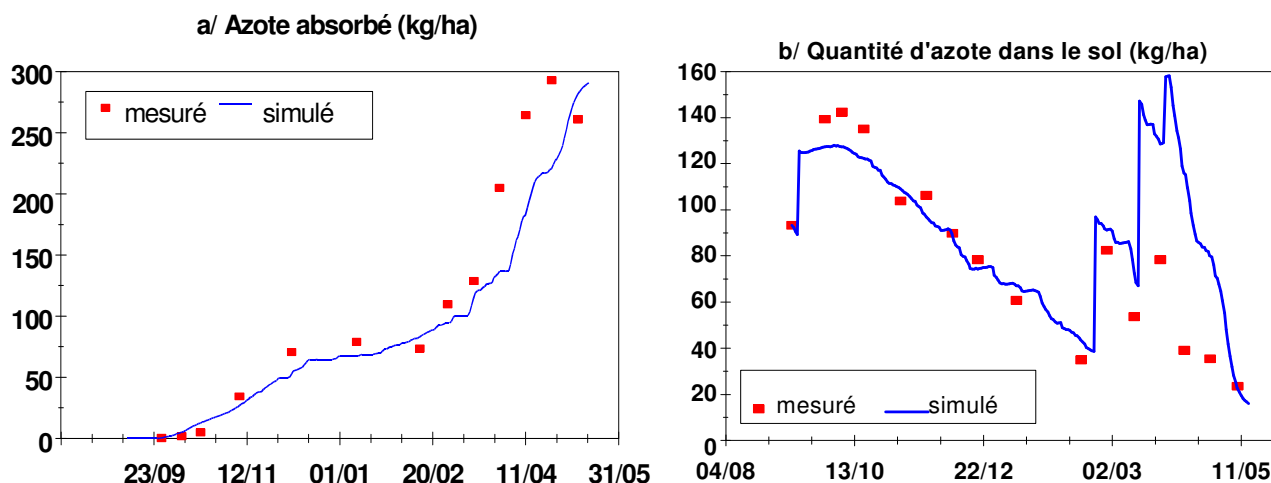


Figure 3.1/2. Comparaison entre les données observées de l'expérimentation du Rafidin (Tableau 3.1/2) et les résultats de la simulation avec STICS pour l'azote absorbé par le colza (a) et l'azote minéral du sol (b) ; année culturale 1994/95.

Les écarts moyens M pour les différentes variables, calculés sur des jeux de données comportant un nombre suffisant de mesures, montrent qu'il n'y a pas de biais systématique (Tableau 3.1/6). Les valeurs du RMSE sont assez faibles. La simulation de l'azote minéral dans le sol, qui est la variable la plus pertinente dans le cadre de l'étude, est assez bonne puisque le RMSE est inférieur à 18%. Le stock d'eau

dans le sol est très bien simulé (RMSE = 4%). Les simulations sont un peu moins bonnes pour l'azote absorbé par le colza en conditions d'azote limitant (sans apport d'azote).

3.1.3.1.3 Validation "prédictive" de STICS-colza

Le nombre de variables et de valeurs mesurées étant relativement faible, il a été nécessaire de recourir à plusieurs essais (Tableau 3.1/6). L'écart moyen sur la variable azote minéral est au maximum de 24 kg N ha⁻¹, ce qui est acceptable compte tenu de la précision des modèles et de la variabilité spatiale de cette variable (Whitmore, 1995). Par contre on observe un écart élevé pour la variable azote absorbé. De façon générale, les RMSE obtenus pour l'azote minéral et le stock d'eau du sol sont assez faibles, excepté pour le jeu de données de Connantre pour lequel l'écart quadratique moyen de l'azote minéral est de 41%. Les résultats sont globalement moins bons pour l'azote absorbé par la culture de colza (RMSE compris entre 12 et 64%). Toutefois il faut remarquer que la qualité des simulations est indépendante de la quantité d'azote minéral présente dans le sol au début de la simulation. Ce point est crucial dans cette étude puisque les différents scénarios vont se différencier par rapport à cette variable. Nous avons donc considéré que les résultats obtenus avec STICS-colza étaient suffisamment fiables à l'échelle parcellaire pour le calcul de la lixiviation de l'azote (Tableau 3.1/6).

3.1.3.1.4 Paramétrage et validation "répliquative" de STICS-seigle

Le travail de paramétrage a concerné le seigle en culture intermédiaire (Tableau 3.1/5). La majorité des paramètres obtenus sont extrapolés du « module culture de blé » de STICS. Les autres ont été optimisés sur les 2 jeux de données de Warmeriville, qui se différencient par le niveau de fertilisation azotée. Les RMSE obtenus sont très faibles pour l'eau du sol (3 et 4%), et faibles pour l'azote minéral (12 et 24%). L'azote absorbé est moins bien simulé, mais les écarts moyens M restent faibles : -5 et -2 kg N ha⁻¹ (Tableau 3.1/6).

3.1.3.1.5 Validation "prédictive" de STICS-seigle

Les simulations sont très satisfaisantes en ce qui concerne l'eau dans le sol, et un peu moins bonnes pour l'azote minéral ; toutefois on n'observe pas de biais systématique (Tableau 3.1/6). La variable la moins bien simulée est à nouveau l'azote absorbé, qui est de plus systématiquement sous-estimé. Cependant les moyennes des valeurs observées (résultats non présentés) sont faibles, ce qui explique que le RMSE est élevé en valeur relative, mais correct en valeur absolue. De plus, comme précédemment, la qualité des simulations ne semble pas liée à la quantité d'azote minéral initialement présente dans le profil. Les résultats obtenus sont donc acceptables, mais uniquement pour le calcul du lessivage du nitrate.

3.1.3.2 Evaluation du modèle à l'échelle du bassin

Jusqu'à présent, les deux modèles n'ont été testés que séparément, à la parcelle, et dans une gamme restreinte de conditions. A Bruyères, la quantité importante de données, acquises sur l'azote et l'eau du sol, permet d'effectuer une validation du modèle couplé de 1990 à 1995, pour les pratiques réelles des agriculteurs. Celles-ci correspondent au scénario S3. En effet, des CI ont été semées dans 80 % des cas avec interculture longue, plutôt tardivement. L'existence fréquente de repousses de colza et d'orge d'hiver rend la situation plutôt comparable au scénario S3a.

Nous avons donc comparé les résultats de simulation du scénario S3a aux valeurs observées sur le site de Bruyères pour les 5 premières années (Tableau 3.1/7). L'azote minéral du sol à la récolte simulé par le modèle de réponse, est légèrement surestimé. Cependant il n'y a pas de biais systématique : il semble que l'écart soit dû à des erreurs aléatoires. Elles viennent probablement de la façon dont le climat est pris en compte, non pas comme une donnée d'entrée, mais intégré dans la partie aléatoire du modèle stochastique.

Les autres résultats sont fournis par le modèle STICS. Le reliquat azoté de fin novembre est correctement simulé sur l'ensemble de la période, alors qu'on observe des écarts année par année. Cela peut s'expliquer par le décalage entre les dates de mesure et la date simulée ou par le développement des repousses, qui diffère d'une année à l'autre : les repousses et les CI étaient très développées en 1992-93, au contraire de l'année 1995-96. Les différences se compensent sur les 5 années. Pour le reliquat d'azote minéral du 15 février, la simulation est correcte sur l'ensemble de la période, mais on observe un écart important notamment pour l'année 1993-94 : une surestimation de 28 kg N ha⁻¹. La simulation du drainage est satisfaisante pour l'ensemble de la période 1991-1996 ainsi qu'à l'échelle annuelle. Le drainage est légèrement sous-estimé, en particulier 1991-1992. Cela peut résulter de la tendance à

surestimer l'évaporation, déjà mentionnée. A l'échelle du bassin, le lessivage apparaît fortement corrélé au drainage, ce qui n'est pas vrai à l'échelle parcellaire. Cela validerait d'ailleurs l'hypothèse H2, comme quoi les phénomènes aléatoires se compenseraient. La concentration nitrique de l'eau de drainage est correctement simulée, en moyenne (Figure 3.1/3), avec les mêmes tendances annuelles que le lessivage. On constate qu'à l'exception de l'année 1991-1992, les concentrations sont supérieures à 45 mg NO₃ l⁻¹; ce qui est élevé malgré la mise en place de pratiques plus respectueuses de l'environnement. En conclusion, STICS est validé à l'échelle pluriannuelle sur l'ensemble de la période.

A l'échelle annuelle, les écarts observés peuvent provenir d'erreurs de simulation, de l'imparfaite adéquation entre le scénario S3a et le cas réel, ou des incertitudes sur les valeurs "observées" elles-mêmes.

		91-92	92-93	93-94	94-95	95-96	96-97	Moyenne (91-96)	RMSE (91-96)%
SMN récolte (kg Nha ⁻¹)	Obs.	39	57	44	50	36	(45)	44	18
	Sim.	49	48	51	46	44	55	48	
SMN 30/11 (kg Nha ⁻¹)	Obs.	58	44	44	63	69	(66)	56	39
	Sim.	48	82	54	39	58	79	56	
SMN au 15/02 (kg Nha ⁻¹)	Obs.	68	61	62	28	54	(71)	55	29
	Sim.	54	69	34	39	64	74	52	
Eau drainée (mm)	Obs.	91	279	396	283	85	Nd*	248	17
	Sim.	59	289	378	272	69	128	213	
Azote lessivé (kg Nha ⁻¹)	Obs.	8	30	44	36	9	nd	26	34
	Sim.	4	35	50	23	4	18	23	
Teneur de l'eau drainée (mg NO ₃ l ⁻¹)	Obs.	39	48	49	56	46	nd	45	31
	Sim.	31	54	59	38	27	61	42	

Tableau 3.1/7. Comparaison des données observées (obs.) et simulées (sim.) pour le scénario S3: reliquats d'azote à la récolte, au 30/11 et au 15/02; quantités d'eau drainée et d'azote lessivé; et concentration nitrique de l'eau drainée. Chaque valeur est la moyenne de 360 simulations.

*nd= non déterminé, car plus de la moitié des parcelles relevaient alors du scénario S4.

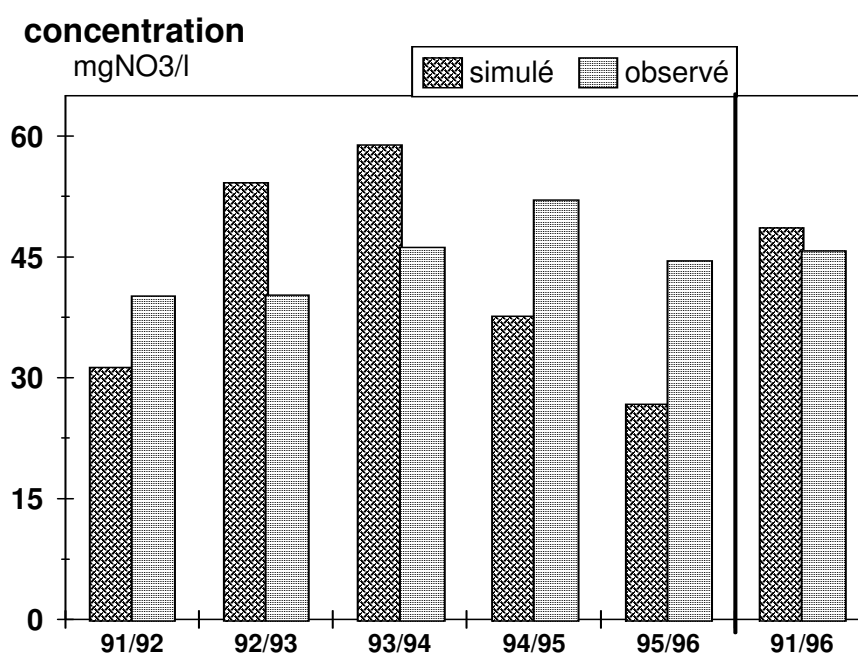


Figure 3.1/3. Concentrations nitriques moyennes, observée et simulée avec le scénario S3, de l'eau drainée, à l'échelle du bassin hydrologique. Moyennes annuelles et moyenne inter-annuelle.

3.1.3.3 Comparaison des 4 principaux scénarios

Nous considérons d'abord les 4 principaux scénarios (S1, S2, S3 et S4), en faisant la moyenne des sous-traitements a et b. A l'échelle annuelle, le classement des concentrations des scénarios est stable (Figure 3.1/4). Cette faiblesse ou l'absence d'interaction entre les scénarios et les années ainsi que l'imprécision constatée à l'échelle annuelle nous conduisent à nous intéresser, par la suite, aux moyennes inter-annuelles. Les résultats inter-annuels des variables à enjeu environnemental sont présentés au Tableau 3.1/8.

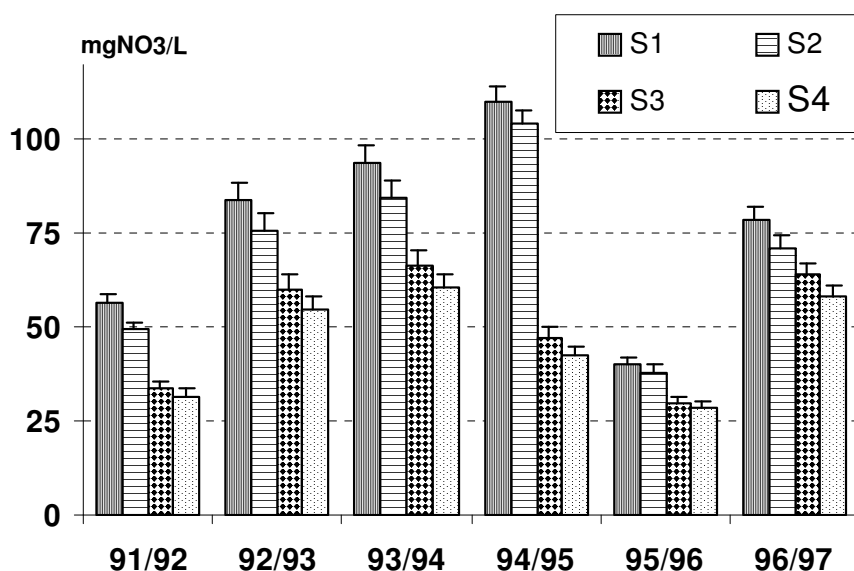


Figure 3.1/4. Comparaison des 4 scénarios : concentration moyenne annuelle pondérée en nitrate de l'eau drainée dans le bassin hydrologique de Bruyères de 1991 à 1997. Les barres d'erreur représentent l'écart type intra-site moyen pondéré (tiré des 10 déciles).

Scénario	Conventionnel S1	AZOBIL S2	AZOBIL + CI S3	MAE S4
Reliquat azoté à la récolte (kg/ha)	60 (0.3)	49 (0.2)	49 (0.2)	45 (0.2)
Reliquat au 30/11 (kg/ha)	105 (0.6)	93 (0.5)	65 (0.3)	62 (0.3)
Reliquat azoté au 15/02 (kg/ha)	90 (0.5)	81 (0.4)	61 (0.4)	59 (0.3)
Drainage (mm)	207 (0)	207 (0)	202 (0)	202 (0)
Azote lessivé (kg/ha)	41 (1.0)	38 (0.9)	26 (0.9)	24 (0.7)
Concentration de l'eau drainée (mg NO ₃ l ⁻¹)	88 (1.5)	81 (1.4)	56 (1.2)	53 (1.1)

Tableau 3.1/8. Comparaison des 4 principaux scénarios : valeurs moyennes pondérées (écart types) des reliquats d'azote minéral à la récolte, au 30/11 et au 15/02, des quantités d'eau drainée et d'azote lessivé et de la concentration en nitrate de l'eau drainée.

La quantité d'azote minéral à la récolte dépend logiquement du niveau de fertilisation azoté : le reliquat le plus élevé est obtenu pour le scénario "conventionnel" (S1), et le plus faible pour le scénario MAE (S4). On notera cependant qu'il y a peu d'écart entre la dose raisonnée (S2 et S3) et la réduction d'intrant (S4). La quantité d'azote minéral simulée, au 30 novembre, se différencie davantage entre scénarios. L'introduction des CI a un effet bien supérieur à celui d'une réduction de 20% de la fertilisation. Au 15 février, les écarts entre scénarios sont plus faibles, car le lessivage de l'hiver entraîne un nivellement des quantités d'azote minéral.

Le drainage simulé apparaît très peu dépendant, de la dose de fertilisant ou de l'implantation de CI : il diminue seulement de 207 à 202 mm dans les scénarios où il y a présence de CI. La différence entre les scénarios, avec et sans culture intermédiaire, ne se traduit, en terme de production de matière sèche moyenne à l'échelle du bassin, que par une différence de 0.9 t ha⁻¹ au 30 novembre. Cette faible différence de production peut expliquer la faible diminution de drainage qui résulte de l'augmentation de l'évapotranspiration, induite par la présence de la culture intermédiaire par rapport au sol nu. Le surcroît d'évapotranspiration, simulé par le modèle, est d'environ 60 litres par kg de matière sèche produite. Cette valeur est inférieure à celle des 115 L. kg⁻¹ citée par Meisinger *et al.* (1991), après une revue de différents essais expérimentaux; elle est néanmoins comprise dans la fourchette de 50-120 L. kg⁻¹ donnée par Justes *et al.* (1999) pour du radis. Par contre, les quantités moyennes d'azote absorbé par les cultures au 30 novembre varient de 8 à 32 kg N. ha⁻¹ des scénarios S1 ou S2 aux scénarios S3 ou S4.

Les quantités d'azote lessivé varient fortement entre scénarios, entre 24 et 41 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Ces différences de quantités d'azote lessivé ne sont pas stables entre années, parce que la nature des cultures présentes ne l'est pas et aussi du fait des variations du climat. Comme le drainage moyen varie peu entre scénarios, la concentration nitrique moyenne de l'eau de percolation varie proportionnellement au lessivage (Tableau 3.1/8). Les valeurs des intervalles de confiance au risque de 0.05 peuvent être estimés égales au double de celles des écart types. Les concentrations du nitrate simulées de S1, S2 et S3 (88, 81 et 56 mg NO₃ l⁻¹) seraient significativement différentes alors que celles de S3 et S4 (56 et 53 mg NO₃ l⁻¹) le seraient à un degré bien moindre.

On remarquera que la concentration de l'eau est supérieure à 50 mg NO₃ l⁻¹ pour tous les scénarios. Cela signifie que, dans ce système pédo-climatique et cultural, les mesures prises sont insuffisantes pour satisfaire à la norme européenne de potabilité. En l'absence de processus d'épuration naturelle, tels que la dénitrification dans l'aquifère, il est donc indispensable de conserver sur le bassin des zones non cultivées qui auront un effet de dilution dans la nappe (jachères enherbées ou zones forestières).

3.1.3.4 Comparaison des 8 scénarios élémentaires

La comparaison des 8 scénarios permet de nuancer ces conclusions. La concentration en nitrate de l'eau de percolation est sensiblement plus faible lorsque les CI sont semées plus tôt (Figure 3.1/5), car l'absorption d'azote est plus efficace. Les résultats obtenus au 30/11 sur l'ensemble du bassin montrent que la quantité d'azote accumulé dans le couvert végétal est en moyenne de 37 kg N ha⁻¹ pour le scénario S3a et de 24 kg N ha⁻¹ pour le scénario S3b, qui ne se distinguent que par la date de semis des CI.

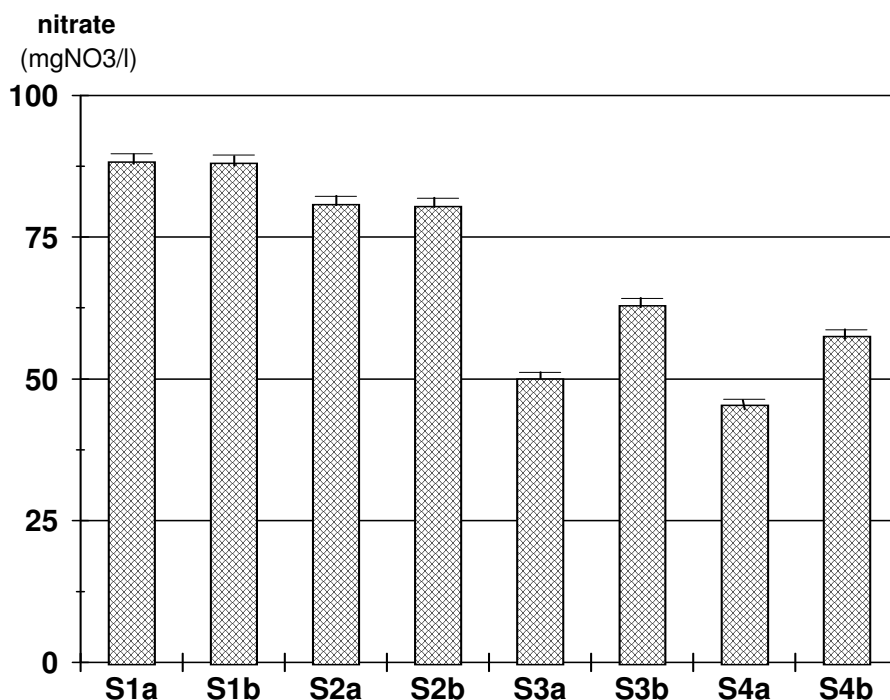


Figure 3.1/5. Comparaison des 8 scénarios: concentration moyenne inter-annuelle en nitrate de l'eau drainée dans le bassin hydrologique de Bruyères (période 1991-1997).

En revanche, le modèle ne simule aucun impact de la date d'incorporation des résidus de culture sur le lessivage du nitrate : l'incorporation tardive des résidus ne réduit ni n'augmente systématiquement la minéralisation nette du sol. Ainsi au 30 novembre, la minéralisation nette d'azote, liée à la décomposition des résidus de culture est, en moyenne, de -13 kg N ha^{-1} , lorsque l'incorporation est précoce (traitement S1a) et -10 kg N ha^{-1} pour une incorporation tardive des résidus de culture (traitement S1b). Cette quasi-absence de différence résulte du fait que dans la plupart des situations, la quantité d'azote minéral disponible, dans la couche d'incorporation des pailles, est faible, ce qui réduit l'intensité de l'organisation d'azote (Recous *et al.*, 1995; Mary *et al.*, 1996).

3.1.3.5 Effets des différents types de sols

La comparaison des résultats obtenus avec les différents types de matériaux-sol est possible car les différentes unités sont simulées indépendamment et les rotations culturales sont quasiment identiques pour tous les types de substrats, à l'exception des sols calcaires où les cultures de pois apparaissent moins fréquemment, au profit des implantations de tournesol ou de colza. Les sols du bassin diffèrent principalement par la texture et la profondeur potentielle d'enracinement des cultures ; cela se répercute sur la réserve en eau utile aux cultures et sur la capacité totale de rétention en eau du sol. Comme la teneur en azote total varie peu entre sols, la vitesse de minéralisation dépend surtout de la texture et du taux de calcaire.

Nous avons comparé l'effet du type de sol pour le scénario S3 (Figure 3.1/6). Le drainage est plus important dans les sols sableux. Les écarts de drainage, entre les différents sols, sont importants dès le 30 novembre et se stabilisent après le 15 février. A culture et année constantes, ces écarts dépendent de la réserve en eau utile des sols, qui est en moyenne de 210, 160, 170 et 90 mm pour les limons, calcaires, marnes et sables respectivement.

La concentration en nitrate de l'eau de percolation présente des variations entre sols bien supérieures (Figure 3.1/7). Bien que les écarts entre scénarios varient selon le type de sol, le classement reste le même. Ces différences s'expliquent grossièrement par le taux de renouvellement de la solution du sol, qui est le rapport du drainage sur la capacité de rétention en eau du sol; ce taux est un indicateur de la fraction lessivée du reliquat de début de drainage (Mary *et al.*, 1997). La capacité de rétention en eau atteint en moyenne 400, 250, 300 et 180 mm, respectivement : dans les substrats limoneux, calcaires, marneux et sableux. Le taux moyen de renouvellement varie donc de 0.5 dans les sols limoneux à 1.2 dans les sols sableux. Ce qui implique des pertes en azote, très différentes entre les sols, pour un volume drainé variant beaucoup moins. En moyenne, le reliquat est complètement lessivé en sol sableux, contrairement aux autres sols. Cela se confirme du fait que, dans les simulations, les concentrations augmentent avec le drainage cumulé, à l'exception des sols sableux, où le drainage est tel qu'il y a un effet de dilution à partir du 15 février (non présenté).

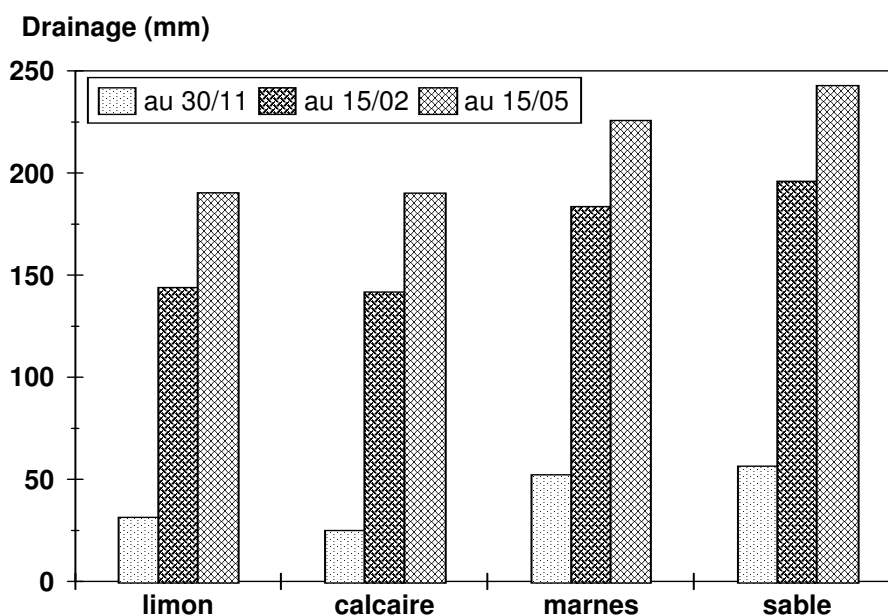


Figure 3.1/6. *Quantité d'eau drainée, calculée à 3 dates de l'année, pour chaque type de sol du bassin hydrologique avec le scénario S3 (moyenne de la période 1991-1997).*

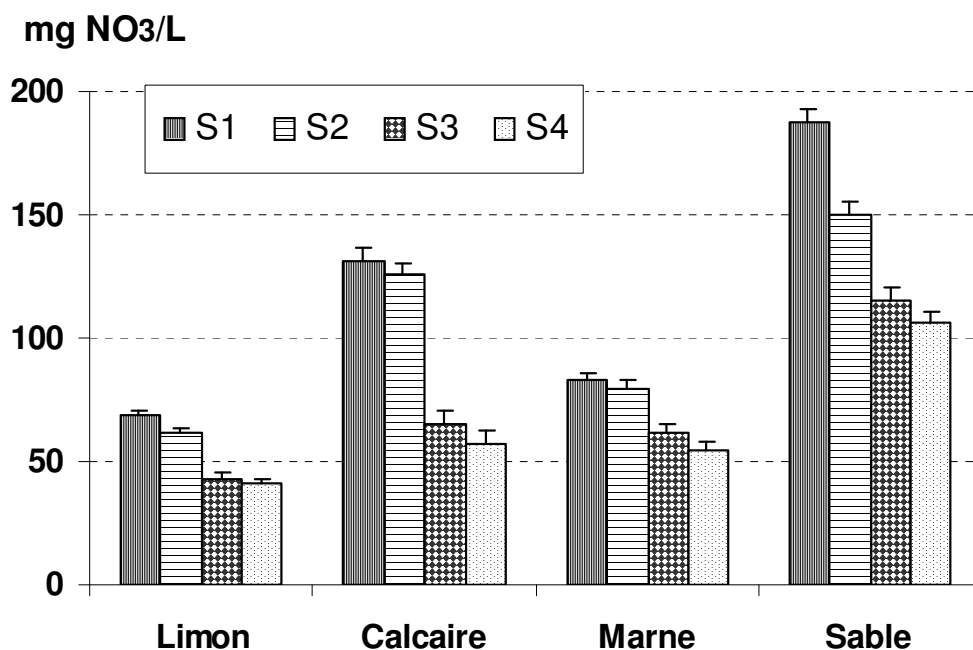


Figure 3.1/7. Concentration nitrique moyenne de l'eau drainée, calculée pour chaque scénario et chaque type de sol du bassin hydrologique (moyenne et écart type intra-site de la période 1991-1997).

3.1.4 Discussion

3.1.4.1 Validité des résultats obtenus

3.1.4.1.1 Prise en compte des effets de réduction de fertilisation et d'introduction des Cultures Intermédiaires piège à nitrate

Nos résultats indiquent que lorsque la fertilisation est raisonnée (scénario S3), la réduction d'intrants (scénario S4) n'engendre qu'une faible diminution du lessivage d'azote. Ce résultat est cohérent avec la bibliographie concernant le reliquat d'azote minéral à la récolte, en parcelles sous ou non fertilisées (Macdonald *et al.*, 1989 ; Meynard *et al.*, 1997). L'abattement de concentration, permis par le passage d'une fertilisation "conventionnelle" (S1) à une fertilisation raisonnée (S2), est plus important, mais il dépend des critères choisis pour définir les doses de fertilisation du scénario conventionnel. Ainsi, les conclusions de différents auteurs sur les effets d'une diminution de la fertilisation divergent ; ces apparentes contradictions résulteraient des différences de type de sol ou de niveau de fertilisation, ou bien de durées de simulation différentes (Hansen et Djurhuus, 1996). Une comparaison précise de résultats doit prendre en compte la fréquence de non-réalisation de l'objectif de rendement de la culture principale et la probabilité que les excédents, qu'elle génère, soient lixivés (Sébillotte et Meynard, 1990).

Le raisonnement de la fertilisation a moins d'impact sur les pertes de nitrate que l'implantation systématique de cultures intermédiaires (passage de S2 à S3). D'autres résultats confirment l'efficacité des cultures intermédiaires en tant que pièges à nitrate (Chapot, 1995; Thorup-Kristensen et Nielsen, 1998). Davies *et al.* (1996) montrent que dans certaines conditions, l'implantation de seigle en septembre peut diminuer le lessivage de 90%. Toutefois, ils soulignent également que ces cultures doivent être implantées assez précocement pour absorber l'azote avant la période de drainage.

3.1.4.1.2 Classement des impacts des scénarios

Les résultats de nos simulations pour les sols calcaires sont très proches de ceux obtenus expérimentalement, en sol de craie, à Thibie⁴, dans le département de la Marne (Machet *et al.*, 1997). Les

⁴ dans l'essai de l'AREP, à Thibie (51), les impacts croisés, d'une réduction de fertilisation azotée et de l'introduction de cultures intermédiaires sur la concentration nitrique de l'eau de percolation, sont comparés, en rotation betterave-pois-blé, de 1991 à 1995. La concentration est mesurée à l'aide de bougies poreuses. Les cultures

résultats montrent que : 1) sans culture intermédiaire, la concentration de l'eau atteint de $144 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ avec une fumure raisonnée et $120 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ avec une fertilisation réduite; 2) avec des CI, la concentration de l'eau est de $74 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$, avec une fertilisation raisonnée, et de $62 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$, avec une fertilisation réduite. Or, nos simulations donnent les résultats respectifs suivants: 139, 124, 65 et $57 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$. Les sites étudiés sont comparables en termes de capacité totale de rétention en eau et d'albédo des sols. Dans l'essai de Thibie la réserve utile en eau est plus élevée, mais les parcelles reçoivent une dose d'azote plus forte, ce qui conduit à des reliquats d'azote en début drainage comparable à ceux simulés, en sols calcaires, à Bruyères. Cette étude a aussi montré que l'implantation de cultures intermédiaires (2 ans /3) réduisait le drainage d'environ 20 mm an^{-1} , ce qui est un peu plus élevé que les résultats de la présente étude, puisque nous avons simulé une réduction de 5 mm an^{-1} pour des CI pratiquées 2 ans /5.

Les impacts de scénarios conventionnel, optimisé ou en MAE ont été simulés avec le modèle DAISY à l'échelle d'un bassin hydrologique au Danemark (Thirup *et al.*, 1999). Les concentrations moyennes simulées de l'eau de percolation sont respectivement de 95, 70 et $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$. Ces valeurs sont proches des résultats de la présente étude, pourtant effectuée dans un contexte assez différent. Ce travail indique que les impacts relatifs des scénarios sont voisins et que le scénario MAE est également tout juste suffisant pour permettre de souscrire à la norme de potabilité.

La hiérarchie, que nous avons établie entre les scénarios, semble donc très cohérente avec les données expérimentales et d'autres approches par simulation.

3.1.4.1.3 Limites dans la modélisation des évolutions temporelles

- à moyen terme, seuls les effets annuels, des pratiques mises en œuvre sur le stock d'azote minéral du sol, sont simulés. La durée de la période de simulation de 15 mois ne permet pas d'enchaîner les années ; les sorties du modèle STICS ne sont pas utilisées comme entrées pour le modèle stochastique de réponse à l'azote. Cette absence de bouclage n'a pas de conséquence sur le calcul de l'impact des scénarios, qui comprennent un ajustement de la fertilisation basé sur la mesure du reliquat initial ; la méthode prend en compte explicitement ces arrières effets. Par contre, dans le cas du scénario conventionnel, les reports de stocks d'azote minéral ne sont pas pris en compte; l'absence de bouclage conduit à y sous estimer le lessivage se produisant à moyen terme.

- sur un plus long terme, les différents scénarios joueront sur les stocks d'azote organique du sol et donc sur la minéralisation nette d'azote par le sol, ce qui n'est pas pris en compte avec nos simulations annuelles. D'une part, l'impact à long terme de différents niveaux de fertilisation, est mis en évidence expérimentalement sur des essais tels que ceux conduits à Rothamsted (cité par Recous *et al.*, 1997). Cette question concerne en particulier le scénario conventionnel. D'autre part, l'impact de l'incorporation des résidus des CI conduit à enrichir également le sol en azote total. Nous avons réalisé des simulations à partir d'études en cases lysimétriques faites par Chapot (INRA Colmar). L'effet cumulatif des cultures intermédiaires, systématiques, est assez faible au bout de 10 ans : les CI augmenteraient à long terme la minéralisation annuelle moyenne de 10 à $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Cela se confirme expérimentalement par les résultats de l'essai de Thibie. Les conséquences sur la teneur en nitrate de l'eau de drainage devraient être faibles, tant que les semis de CI seront poursuivis.

3.1.4.1.4 limites dans la prise en compte de la variabilité spatiale :

- la fertilisation azotée a été définie pour chacun des 36 sites d'observation, considérés comme gérés indépendamment. Cela correspond à une hypothèse implicite de fertilisation de précision, ce qui n'est évidemment pas encore la pratique actuelle. En fait, la conduite uniforme de parcelles hétérogènes conduit à sur-fertiliser certaines zones de la parcelle, car la dose d'engrais est calculée pour atteindre le rendement maximum, au moins sur la zone la plus productive, si ce n'est sur l'ensemble de la parcelle (Machet et Mary, 1990). Il aurait ainsi fallu définir des règles de décision de la dose d'azote au sein d'une même parcelle comprenant plusieurs sites de mesure. Les concentrations pour les scénarios S1, S2 et S3 sont donc probablement sous-estimées. Par contre il vraisemblable, que dans le scénario S4, la réduction de dose diminue assez le reliquat d'azote minéral à la récolte, pour que celui-ci s'approche du minimum recherché. La concentration simulée en S4 serait correcte.

- l'extrapolation des données de sorties des 36 sites de mesures, à l'échelle du bassin conduit à négliger d'éventuelles d'interactions entre les variables pédologiques. La généralisation de STICS, par un

intermédiaires pièges à nitrate sont introduites dans toutes les inter-cultures, longues ou courtes. La fertilisation est optimisée ou bien réduite de 35% en dessous de la dose optimale.

SIG intégrant la variabilité spatiale du milieu, constituera un progrès (Nicoullaud *et al.*, 2004). Cependant, cette méthode exige des approches complémentaires, telles l'établissement de règles de pédotransfert des paramètres du modèle, ou la définition de règles d'appareillement des valeurs initiales. Enfin, cela demande de maîtriser les risques de dérive du modèle à moyen terme, déjà mentionnés en introduction.

3.1.4.2 Généralisation des résultats obtenus

3.1.4.2.1 effets respectifs de la réduction de fertilisation et de l'introduction des CI

L'intérêt de la mise en place de la MAE est donc d'associer les deux pratiques : planter des cultures intermédiaires et raisonner la fertilisation. Les résultats de cette étude ne peuvent être utilisés pour privilégier l'une ou l'autre des deux recommandations. Cependant leurs impacts respectifs sont tributaires du contexte pédo-climatique, et plus simplement, du taux de renouvellement de la solution du sol. L'impact des cultures intermédiaires sur le lessivage dépend aussi du contexte cultural dans lequel elles sont pratiquées. Dans cette étude, les CI ont été introduites dans le cadre d'une fertilisation raisonnée (scénarios S3 et S4), ce qui limite la quantité d'azote minéral qui est à piéger. Les CI sont d'autant plus indispensables que la fertilisation est excédentaire, ou que des amendements organiques à forte libération d'azote sont apportés après récolte (lisiers, vinasses, ...). Réciproquement, la fertilisation azotée de la culture suivante doit être ajustée, car une partie significative de l'azote absorbé par les CI redevient disponible.

3.1.4.2.2 Extrapolation des résultats

Nos simulations indiquent que les concentrations prévisibles sont toutes supérieures à la norme de potabilité de $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$, à l'exception du scénario MAE avec des implantations précoces de CI (S4a). Cela montre donc que les efforts, destinés à remédier à la pollution azotée des nappes phréatiques profondes, doivent être poursuivis longtemps avant que l'on obtienne des concentrations nitriques satisfaisantes. Cependant, l'extrapolation de la valeur absolue de ces résultats à d'autres contextes agricoles doit être envisagée avec précaution, en intégrant différents aspects de notre démarche :

- le modèle stochastique a été calibré à l'aide de résultats d'essai venant principalement du Bassin Parisien, ce qui représente une aire maximale d'extrapolation.

- le milieu physique représenté est celui des sols non hydromorphes, sans ruissellement de surface ni de sub-surface. Les sols à bon drainage naturel du Bassin Parisien sont bien représentés, en particulier, par la gamme de variation des réserves en eau du site de Bruyères. Enfin, les valeurs du drainage du site observé représentent bien celles du Bassin Parisien, à l'exception de celles de sa frange Est.

- le contexte cultural est celui de rotations de 3 ans, en culture sèche. Les zones où des cultures fourragères sont introduites et/ou des amendements organiques sont apportés ne peuvent être ici représentées. Les écarts de concentration entre scénarios pourraient y être plus grands. En dehors de ces cas, les résultats de la modélisation dépendent aussi de la nature des cultures, notamment de la fréquence des cultures de printemps.

- la comparaison entre les scénarios se fait dans un contexte technique donné. Or le niveau technique du scénario conventionnel est variable ; le progrès relatif permis par le passage en scénario MAE en est tributaire. D'autre part, la mise en place des pratiques raisonnées dépend aussi des contraintes du climat et de l'entreprise agricole. Les écarts de concentration entre scénarios pourraient ainsi se réduire.

Enfin, il faut distinguer « teneur moyenne dans l'eau de percolation » et « teneur aux exutoires ». Pour prévoir cette dernière, il faudrait intégrer l'organisation spatiale des cultures au sein du bassin, qui n'a pas été prise en compte. Cette simplification est fondée sur le fait que le temps de réponse de l'aquifère aux pratiques agricoles est suffisamment grand pour considérer que les flux, provenant de toutes les parcelles peuvent se mélanger. *A contrario*, un modèle hydrogéologique, couplé aux modèles agronomiques, serait nécessaire.

3.1.4.2.3 Généralisation de la démarche

Si l'approche par modélisation doit être encore améliorée, l'approche expérimentale présente également des inconvénients : outre la lourdeur de la mise en place des expérimentations, les résultats peuvent également comporter des erreurs qui sont souvent difficiles à interpréter. Par exemple, les mesures de concentration en nitrate par bougies poreuses sont variables et pas forcément représentatives

de la concentration de l'eau de percolation (Cheverry, 1983). Mais l'expérimentation demeure indispensable, au moins pour évaluer et valider les modèles. La base de données du site de Bruyères est très utile pour évaluer des modèles de simulation. De plus, l'approche mixte, que nous avons utilisée couplant modèle de culture et données de réseaux d'expérimentation, permet d'éviter les divergences dans les simulations, puisqu'à chaque initialisation, le modèle est réajusté. Les prédictions issues de ces approches couplées sont donc plus fiables (Corwin et Wagenet, 1996).

L'amélioration constante des modèles de simulation permet d'envisager le recours unique à la simulation dans les années à venir. Par rapport aux expérimentations, les modèles offrent une grande souplesse car on peut varier aisément les scénarios, ainsi que les conditions du milieu. Grâce à la modélisation, il devient possible d'évaluer *a priori* des mesures administratives destinées à réduire l'impact polluant des systèmes de culture.

Remerciements

Nous tenons à remercier J.M. Machet, l'ITCF et l'ITB pour leur aide à la constitution des bases de données, M. Boucher, O. Delfosse et G. Bentivegna pour leur assistance technique, et tout particulièrement Eric Venet qui a beaucoup contribué à la réalisation des mesures à Bruyères. La réalisation de ce programme a été possible grâce à l'appui sans faille de N. Brisson et D. Ripoche (INRA Avignon) qui ont été les architectes du modèle STICS. Qu'elles en soient remerciées ! Nous remercions enfin l'appui de l'INRA dans l'AIP "Ecospace" qui a facilité la naissance de STICS.

Les références bibliographiques sont reportées en fin de mémoire

3.2 Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability

Article publié avec la référence :

Lacroix A.^a, Beaudoin N.^b, Makowski D.^c (2004) Agricultural Water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability, *Ecological Economics*, 53/1,115-127.

^aINRA-ESR – Grenoble - ^bINRA- unité d'agronomie LRM - ^cINRA-unité Agronomie Grignon,

Abstract :

The objective of this paper is to study the probabilistic cost-effectiveness of the farm management practices supported by the European Union for reducing nitrate pollution. Our method consists in using a bio-physical model to evaluate the environmental and economic impacts of various scenarios characterized by a set of farm practices. The cost-effectiveness of each scenario is calculated for a catchment area located in the north-east of France, for various climatic years and under different assumptions of crop prices. The results show that it is not realistic to obtain a rapid reduction of nitrate concentrations by implementing the scenarios tested. In the long run and irrespective of the economic context simulated, the optimum scenario in the case studied is one that combines integrated fertilization with the introduction of catch crops. Our findings thus highlight the effectiveness of catch crops which are able to reduce variability of nitrate concentration and thus significantly reduce the risk of exceeding environmental constraints. They therefore provide some recommendations for policy-makers.

Keywords :

stochastic nitrate pollution, interdisciplinary approach, cost-effectiveness analysis, cropping systems, environmental policies, environmental constraints.

3.2.1 . Introduction

For several years, scientists and environmental agencies have reported an increase in the water nitrate concentration, especially in Europe and the USA. It has been established that this pollution is due, for the most part, to agricultural activities especially to intensive farm management practices (European Environment Agency, 2001; US Geological Survey, 1999). Although the effect of high nitrate concentration on human health is still a controversial issue (Addiscott *et al.*, 1991; Apfelbaum, 1998), several environmental policies have been defined in order to control agricultural nitrate pollution. Controlling nitrate pollution is usually considered as the first step towards a wider control of agricultural water pollution in the sense that a better management of the nitrogen cycle will initiate an essential process of technical and organizational learning-by-doing to control phosphorus and pesticide pollutions as well. These policies rely mainly on legal instruments (command and control approach), such as limitation on the authorized level of pollutants or the designation of protected areas, and rarely use economic instruments (incentive based approach). Some economic incentives have nevertheless been implemented in order to encourage farmers to improve their practices. These schemes are voluntary and involve farmers entering into management agreements in return for financial compensation. Contractual obligations regulate such production practices as the 'best management practices' (Clean Water Act Amendments, 1987) in the USA, the 'agri-environmental measures' (Council Regulation N°2078/92/EEC) in Europe and the 'Nitrate Sensitive Areas scheme' in the United Kingdom (Szoego *et*

al., 1996). Similar environmental policies are likely to be more important in the near future, especially in European Union countries. Economic and environmental assessment of these policies is therefore of prime importance.

Contractual obligations are based on agronomic recommendations but their efficiency conditions have not been precisely assessed. The uncertainty and climate variability of their economic and environmental impacts have not been significantly explored. Can these standard practices have a significant environmental impact every year, in any agronomic and hydrologic system? Can they minimize the economic burden of pollution control in any context? This paper considers these questions. The aim is to provide useful assessments for policy makers in order to determine efficient management practices for controlling agricultural pollution.

Due to the complexity of interactions between economic, agronomic and hydrologic systems, to the stochastic nature of some factors (e.g climate, soil, topographic conditions), and to the lack of knowledge, the consequences of management practices recommended by state authorities cannot be accurately predicted. Uncertainty is particularly high in the case of nitrate pollution because many factors are involved. For instance, climate and pests affect crop growth and nitrogen use efficiency, temperature influences the nitrogen cycle in the soil, especially nitrogen mineralization, and the nitrate runoff depends on rainfall and soil characteristics. Mc Sweeny and Shortle (1990) have developed the cost-effectiveness approach in order to take into account uncertainties in both the efficiency and the cost of the proposed management practices. In their approach, known as the probabilistic cost-effectiveness approach, the uncertainty in the runoff rate value is described by means of a random variable. Byström *et al.* (2000) used a similar approach to study the interest of wetlands for controlling nitrate pollution. The main limitation of these studies is that uncertainty is described very roughly by means of very simple probability functions. In these functions, uncertainty due to climate variability and uncertainty due to lack of knowledge are not distinguished. Moreover, the level of uncertainty (*i.e* the variances of the random variables) is fixed arbitrarily.

An alternative solution would be to use bio-physical models. Such models can serve to predict crop yield, crop quality, water and nitrogen flows in relation to field characteristics and management practices (Wagenet and Hutson, 1996). Agronomists and economists have already explored this way (Ribaudo *et al.*, 2001; Vatn *et al.*, 1999; Weaver *et al.*, 1996). However, they used a deterministic function for analyzing water-related environmental impacts of agriculture and did not study the influence of climate variability on the results of a pollution control policy. Most of the bio-physical models include climatic variables. Since they are linked with economic models, implemented at the catchment scale, such models can be interesting for studying the between-year variability of the cost-effectiveness of various farm management practices. Another advantage of bio-physical models is that, in some cases, the errors of the model have been extensively studied (Gorres and Gold, 1996). It is then possible to define realistic probability functions for describing model errors on the basis of large data sets. Such probability functions give a realistic representation of uncertainty due to the lack of knowledge.

In this paper we use a bio-physical model to assess the probabilistic cost-effectiveness of the farm management practices supported by the European Union for reducing nitrate pollution. Six nutrient management scenarios are examined. Each scenario is characterized by a set of farm practices defined for controlling nitrate pollution. The cost-effectiveness of each scenario is calculated for various climatic years under different assumptions of crop prices and for a catchment area located in the north-east of France. The methodological framework is described in detail in Section 2. The case study based on empirical data is presented in Section 3. The cost-effectiveness of the scenarios is analysed in Section 4. In Section 5 the implications of our findings are discussed for agri-environmental policy design.

3.2.2 . The model

A model is defined here to evaluate the cost-effectiveness of a series of scenarios for reducing the nitrate concentration in water. The scenarios are evaluated for a catchment area covering several fields and for several years. Our approach consists of four steps. First, the farm practices associated with the different scenarios are determined for each field of the catchment area and for each year. Second, the consequences of the different farm practices on yield, grain quality and water nitrate content are simulated for each field and each year by means of crop models. Third, costs induced by the different scenarios are calculated at the catchment level for each year on the basis of crop model outputs. Finally, scenarios inducing low monetary costs for farmers and satisfying constraints on water nitrate content are identified. Details are given below.

3.2.2.1. Costs of scenarios

We show here how to calculate the costs of I scenarios applied during J years in a catchment area covering K fields. We use v_{ijk} to denote a vector whose elements describe the farm practices (amount of fertilizer applied, nature of the crop, date of sowing of the catch crop, etc.) for year j and field k when scenario i is applied, $i=1, \dots, I, j=1, \dots, J, k=1, \dots, K$. As farm practices are year and field-dependent, the practices associated with a given scenario vary between years and between fields. For each value of v_{ijk} we calculate a yield value denoted as y_{ijk} and, when the crop is a cereal, a grain protein content value denoted as p_{ijk} . We consider that y_{ijk} and p_{ijk} are calculated by means of crop models. The advantage of using crop models is that these models take into account the soil characteristics of the different fields, the impact of soil nitrogen supply on the nitrogen plant uptake, the climate and the farm practices. Consequently, crop models are likely to give realistic values of yield and grain protein content. However, errors associated with crop model predictions can be substantial due to uncertainty in equations, parameter values and input variables. This leads us to define random variables for describing crop model errors. We denote ε_{ijk}^y and ε_{ijk}^p as the random error terms associated with the values of y_{ijk} and p_{ijk} respectively. The farmer's income per unit of area obtained for year j and field k when scenario i is applied is denoted as m_{ijk} and is calculated from crop characteristics (yield, grain protein content) and from the farm practices by using a function f :

$$m_{ijk} = f(v_{ijk}, y_{ijk} + \varepsilon_{ijk}^y, p_{ijk} + \varepsilon_{ijk}^p) \quad (1)$$

Various expressions of f that differ on grain price values can be considered (see the case study). As yield and grain protein content are defined as stochastic variables, m_{ijk} is also stochastic. Let π_{ij} denote the income at the catchment area level obtained for scenario i and year j . π_{ij} is defined by

$$\pi_{ij} = \sum_{k=1}^K m_{ijk} x_k \quad (2)$$

where x_k is the area of the k^{th} field. Cost values are calculated relatively to a baseline scenario. Thus, the cost C_{ij} obtained for scenario i and year j is defined by

$$C_{ij} = \pi_{1j} - \pi_{ij} = \sum_{k=1}^K m_{1jk} x_k - \sum_{k=1}^K m_{ijk} x_k \quad (3)$$

where m_{1jk} and π_{1j} are the incomes obtained for year j , for field k and for the catchment area respectively, when the baseline scenario ($i=1$) is applied. The cost averaged over years for scenario i is then:

$$\bar{C}_i = \frac{1}{J} \sum_{j=1}^J C_{ij} \quad (4)$$

As farmers' incomes are defined as stochastic variables, C_{ij} and \bar{C}_i are also stochastic.

3.2.2.2. Nitrate concentration in drained water

We denote E_{ij} as the nitrate concentration in drained water at the catchment level for year j when scenario i is applied. E_{ij} is predicted in relation to climate characteristics and farm practices by means of crop models.

$$E_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^K (l_{ijk} + \varepsilon_{ijk}^l) x_k}{\sum_{k=1}^K d_{ijk} x_k}$$

where l_{ijk} and d_{ijk} are respectively the nitrate leaching and the depth of drained water for year j and field k when scenario i is applied. Here also, model predictions are expected to be realistic but not exactly

equal to true nitrate leaching values. Errors of prediction of l_{ijk} are described by a random term noted ε_{ijk}^l . Error of prediction of the drainage amount is neglected.

The nitrate concentration averaged over years is defined by

$$\bar{E}_i = \frac{1}{J} \sum_{j=1}^J E_{ij} \quad (6)$$

As the nitrate leaching values associated with the different fields are stochastic, the values of E_{ij} and of \bar{E}_i are also stochastic.

3.2.2.3. Optimal scenario

An optimal scenario is defined here as a scenario that minimizes $E(\bar{C}_i)$ (*i.e.* the expected cost value) subject to a constraint on the nitrate concentration of the drained water at the catchment level. Because of between-year variability and of uncertainty in crop model predictions, various constraints on nitrate concentration can be defined.

First, constraints can be defined for limiting the nitrate concentration averaged over years \bar{E}_i . Such constraints are relevant in a long-term perspective. They therefore concern aquifers with a long water residence time, *i.e.* groundwater. As shown above, \bar{E}_i is stochastic because of the crop model errors. Two approaches can be considered to take into account uncertainty in \bar{E}_i . The first approach consists simply in defining a constraint on the expected value of \bar{E}_i :

$$E(\bar{E}_i) \leq 50 \text{ mg.l}^{-1} \quad (7)$$

where $E(\bar{E}_i)$ is the expected value of \bar{E}_i . Constraint (7) ensures that the expected nitrate concentration is lower than the European Union limit for drinking water (Council Directive 80/778/EEC). However, this constraint does not take into account the risk due to errors of prediction. In the second approach we require that the environmental pollution constraint be achieved with a certain probability:

$$P[\bar{E}_i \leq 50 \text{ mg.l}^{-1}] \geq \alpha \quad (8)$$

By specifying an acceptable probability level α , it is possible to monitor the risk of violating pollution constraint.

With constraints (7) and (8), the nitrate concentration is not necessarily lower than 50 mg.l⁻¹ every year. We now present two constraints concerning annual nitrate concentrations that are relevant in the short term, *i.e.* when the aim is to secure rapid reductions in nitrate concentration. This temporal scale would concern shallow water resources.

The first constraint considers the expected values of the yearly nitrate concentrations:

$$E(E_{ij} | j) \leq 50 \text{ mg.l}^{-1}, \forall j \in [1, \dots, J]. \quad (9)$$

With constraint (9), the expected value of the nitrate concentration is lower than 50 mg.l⁻¹ for each of the J years. Like constraint (7), constraint (9) does not take into account the risk due to crop model errors. The next constraint requires that the environmental pollution constraint be achieved with a certain probability every year:

$$P[E_{ij} \leq 50 \text{ mg.l}^{-1} | j] \geq \gamma, \forall j \in [1, \dots, J] \quad (10)$$

Minimizing the expected value of the average cost defined by (4) subject to one of the four constraints (7), (8), (9), or (10) gives an optimal scenario.

3.2.3 . Illustration

To illustrate the framework presented above, we consider the Bruyères catchment area (Beaudoin *et al.*, 1999; Mary *et al.*, 1997). This site is located in the intensive cropping region of the Parisian Basin

in the north-east of France. It is of moderate size (145 cultivated ha) and its economic activity is exclusively agricultural. Crop intensification has been continuous since the 1950s and increased by clearance of grasslands. The nitrate content of water has therefore increased regularly by 1mg per year since 1975⁵, even though best agricultural practices have been engaged in since 1989⁶.

The unsaturated zone, with a thickness of 20-35 m, is responsible for the slow response to changes in agricultural practices at the outlet. The mean residence time of water has been estimated at 20-25 years. To assess the impacts of changes in agricultural practices on water quality, simulations concerning the nitrate concentration in drained water are needed.

3.2.3.1. Data

The catchment area covers 36 fields which differ widely due to the variability of the underlying parent material. Four main soil types are present: loam, sand, marl and stones, and limestone. These soil characteristics induce considerable variability of potential yields which are modelled.

The climate is oceanic with a continental influence. The study period covers 6 years: 1991–1997. The averaged temperature and rainfall recorded on the site for these years are close to normal, in spite of a very high level of inter-annual variability (Table 3.2/1). The simulations of annual drainage⁷ show that the year 1992-93 was close to the mean recorded in 36 years; 1993-94 was almost the highest (35 rank); 1995-96 was the lowest. The study period is thus representative of the 36 years as regards the means and extreme values for drainage volumes.

The crops and their rotations considered in this work are the ones really practised by farmers during the 6 years (Table 3.2/2). Spring crops account for 41% of the agricultural surface; consequently, bare land is frequent during winter (33% of the surface has a 237-day inter-cropping interval). But the area devoted to spring crops varies with the year, ranging from 29 % in 1996-97 to 71 % in 1994-95.

Period	Rainfall (mm y ⁻¹)	Temperature (°C)	Simulated drainage (mm y ⁻¹)
1991-92	672	9.8	97
1992-93	599	9.5	217
1993-94	939	10.0	409
1994-95	788	10.7	364
1995-96	575	9.2	40
1996-97	680	9.6	177
<i>1991-97</i>	<i>Average</i>	<i>709</i>	<i>9.8</i>
<i>1961- 97</i>	<i>Average</i>	<i>695</i>	<i>9.7</i>
<i>1961- 97</i>	<i>Minimum</i>	<i>436</i>	<i>8.5</i>
<i>1961- 97</i>	<i>Maximum</i>	<i>939</i>	<i>11.0</i>

Table 3.2/1. Climatic characteristics: rainfall, air temperature and simulated drainage.

⁵ In 1975, the nitrate concentration of the water-catchment was less than 25 mg NO₃.l⁻¹, in 2000 it was around of 60 mg.

⁶ At this date, farmers agreed to change their cropping practices in the frame of a voluntary agreement. They committed themselves to i) apply the recommended fertilization; ii) to sow a catch crop before any spring crop; iii) bury the crop residues that were poor in nitrogen. Since 1996, this agreement has been supported by Europe as an 'agri-environmental measure'.

⁷ The drainage was calculated for a rotation winter wheat- winter barley - sugarbeet – winter wheat – peas, in a soil with a PAW equal to 175 mm (Beaudoin *et al.*, 1998).

Crop	Frequency (% area)	sowing period	harvest date
Winter Rapeseed	6.1	20 - 31 August	20 July
Winter Barley	12.3	20 - 30 September	15 July
Winter Wheat	37.7	1 - 20 October	5 August
Spring Barley	2.8	20 - 28 February	31 July
Spring Peas	16.4	1 - 10 March	05 August
Sugar Beet	17.8	20 March - 10 April	25 October
Maize	1.5	20 - 30 April	31 October
Sunflower	3.8	25 April - 5 May	5 October
Covered Set Aside	1.5		

Table 3.2/2. Type and frequency of crops grown in the Bruyères catchment area during the years 1991-97 and mean sowing and harvest dates.

3.2.3.2. Scenarios simulated

Six scenarios are considered. Four of them simulate farm management practices that have been suggested by the European Union with a view to reducing agricultural nonpoint pollution. The other two simulate agronomists' recommendations. Main characteristics of these scenarios are displayed in Table 3.2/3.

Scenario	Nitrogen fertilization doses	Catch crop	Set aside
Conv	Conventional	none	1.5% of area
Intfert	Optimum level for yield and pollution	none	1.5% of area
<i>IntfertC1</i>	Optimum level for yield and pollution	Sown in September	1.5% of area
<i>IntfertC2</i>	Optimum level for yield and pollution	Sown in August	1.5% of area
<i>RedinpC1</i>	Optimum level minus 20%	Sown in September	1.5% of area
<i>RedinpC2</i>	Optimum level minus 20%	Sown in August	1.5% of area
Setas	Conventional	none	17% of area

Table 3.2/3. Main characteristics of the simulated scenarios

The first scenario comes under the 'code of good agricultural practice' (Council Directive 91/676/CEE). It consists only in limiting application of fertilizers on the land in vulnerable zones, and is not too demanding. This scenario, called 'integrated fertilization' (*Intfert*), aims to optimize yields and reduce the amount of mineral nitrogen present in the soil when water begins to drain. Nitrogen fertilization is calculated using the balance-sheet method called Azobil (Machet *et al.*, 1990) and a measurement of the soil mineral nitrogen reserve.

The other scenarios are more drastic. They are put forward in the framework of the accompanying measures of the Common Agricultural Policy (Council Regulation N°2078/92/EEC) which introduced support for the 'adoption of environment-friendly farming practices'. This aid would compensate farmers for complying with specific restrictions on farm practices that resulted in a loss of net income. In order to protect water, farmers have to :

- remove a plot of land from production and convert it into grassland (set-aside cross-compliance, hereafter referred to as *Setas* scenario);
- reduce the nitrogen fertilization level by 20% relative to the optimum level and establish catch crops before all spring crops (input-reduction cross-compliance, referred to as *RedinpC1* and *RedinpC2* scenarios);

The set-aside scenario simulated (*Setas*) consists in removing marginal croplands, *i.e.* lowest productivity fields (grain yields less than 7 metric tons) which are also the most pollutant. This scenario resulted in a reduction in the harvested cropland area of 17% of the study area.

Two scenarios simulate the reduction of inputs coupled with the introduction of catch crops. Sowing catch crops is fairly demanding because of the new constraints on working techniques thus generated. Farmers can postpone sowing of catch crops until they have time, but this may reduce their environmental impact. If catch crops are sown immediately after the harvest, extra labour must operate and the effectiveness rises. Hence, two scenarios of reduction of inputs are simulated according to the catch crops sowing dates (*RedinpC1* for late sowing; *RedinpC2* for early sowing of catch crops).

Since some agronomists have underlined the considerable ability of catch crops to reduce nitrate pollution without any fertilizer reduction (Addiscott et al., 1991; Laurent and Mary, 1992; Thorup-Kristensen and Nielsen, 1998), and because of the loss of net income induced by the input reduction required by the EU, it was useful to test a scenario relaxing this constraint. We therefore considered another requirement in terms of which farmers have to sow catch crops before all spring crops but have not to reduce their fertilization, only to optimize it. Hence, two other scenarios are modelled: *IntfertC1* for late sowing of catch crops and *IntfertC2* for early sowing.

The impact of these six scenarios are assessed relatively to a baseline scenario ($i=1$) simulating conventional farming practices (*Conv*). In the scenario *Conv* the nitrogen doses often exceed the reference dose for the average achieved yield, due to the fact that farmers are risk averse. Hence, the nitrogen supply depends only on the crop type as opposed to the field and the year.

For the purpose of demonstration, the scenarios simulate the full potential (environmental and economic) impacts of the change of practice, independently of farmers' economic behaviour (risk aversion, moral hazards, etc.). In other words, the simulated scenarios are 'first best' situations where new practices are implemented by all farmers, for all fields and according to the strict requirements defined.

3.2.3.3. Modelling

In the final analysis, the vector v_{ijk} is defined for year $j=1, \dots, 6$; field $k=1, \dots, 36$ and scenario $i=1, \dots, 7$. The modelled temporal scale is the two-crop succession (18 months); two crop models are run successively, for each value of v_{ijk} in order to achieve the robustness of the simulations. First, values of yield grain protein content and soil mineral nitrogen at harvest are calculated by using the crop model described by Beaudoin *et al.* (1998) and Makowski *et al.* (1999). The input variables of this model are soil characteristics, nature of preceding crops and of current crops, and amounts of nitrogen fertilizer applied. Second, values of drained water and nitrogen leached from the autumn to the following spring are calculated by means of the STICS model (Brisson *et al.*, 1998). The input variables of STICS are those of the model of Makowski *et al.* (1999) and additional input variables, namely following crop, presence or absence of catch crop, daily climate variables (temperatures, rainfall, radiation), soil water content, sowing date and dates of fertilizer application.

Parameter estimation and model evaluation were performed in previous studies for the different crops and catch crops cultivated in the Bruyères catchment area by means of experimental data (Brisson *et al.*, 1998; Beaudoin *et al.*, 1998; Makowski *et al.*, 1999; 2001). Model errors were described by defining model parameters as random variables (Makowski *et al.*, 2001). Model parameters were supposed to be normally distributed. Expected values, variances and covariances of random parameters were estimated by means of experimental databases from the Parisian Basin (Beaudoin *et al.*, 1998; Makowski *et al.*, 2001). The resulting probability distributions describe the uncertainty on parameter values.

The selection of an optimal scenario requires the calculations of $E(\bar{C}_i)$ and the evaluation of the constraints (7)-(10) for all scenarios. A first approach would be to derive the exact analytical expressions of $E(\bar{C}_i)$ and of the constraints. This is not possible here because our models are nonlinear and somewhat complex. As a consequence, the true analytical expression of the probability distributions of the error terms \mathcal{E}_{ijk}^y , \mathcal{E}_{ijk}^p , and \mathcal{E}_{ijk}^l cannot be deduced from the probability distributions of the parameters. Another method would consist in converting the probabilistic constraints (8)-(10) to their deterministic equivalents (Hardaker *et al.*, 1991; Kampas *et al.*, 2003). The idea is to approximate the true distribution of the random variables by a probability distribution that can easily be computed. Kampas *et al.* (2003) proposed three deterministic constraints that could be used to approximate the probabilistic constraints (8)-(10), but this approach is difficult to apply here. Each of the three proposed deterministic constraints has its own limitations. Some are appropriate when the number of individual fields is high and when the variables are unbounded. Here, the number of fields is only equal to 36 and the nitrate emissions are

always positive. Other approximations give satisfactory results when all the variables are independent (Kampas *et al.*, 2003). This is not a realistic assumption for the nitrate emissions of the individual fields. Another problem is that computation of the proposed deterministic equivalents requires knowledge of the variances of the random terms. Some of these deterministic equivalents also take into account the covariances of the random terms. But the variances and covariances of the random terms \mathcal{E}_{ijk}^y , \mathcal{E}_{ijk}^p , and \mathcal{E}_{ijk}^l are unknown.

For all these reasons, the optimal scenario is selected in this case study by means of a Monte Carlo method. We generate 100 values of \mathcal{E}_{ijk}^y , \mathcal{E}_{ijk}^p , and \mathcal{E}_{ijk}^l from the parameter probability distributions for each field, each year and each scenario. The expected cost values and the constraints are then computed from these samples. The advantages of this method are that it can be implemented with the original probabilistic constraints, and that it only requires the knowledge of the probability distribution of the model parameters. Yet, our method does not assess policy optimality because the probability is determined for fixed policy. Our purpose is only to stress the optimal scenario *i.e.* the farm management practices that have the best environmental and economic impacts when they are implemented by all farmers, for all plots of land. This scenario will be selected in heterogeneous conditions and would be the scenario enforced by policy makers.

Values of scenario costs are calculated taking into account yield and protein content values, costs of establishing catch crops, and profit losses due to set-aside farmland. Three assumptions of agricultural policy and market conditions (crop prices and income support) have been made:

1997 circumstances : The crop prices and income supports are those in force during 1997. Note that a small bonus is granted for quality wheat and quality spring barley. If the protein content is satisfactory, wheat can be used for bread, spring barley can be used in beer, and crop prices are higher;

Agenda 2000 : According to the CAP reform agreed on by the EU government in 1999, cereal prices should have decreased by 15% by 2006 and income support increases. A small increase in bonuses for quality cereals is taken into account according to the terms of payment presently in application;

Quality bonus appreciation: Because of the decrease of cereal prices provided for in the CAP reform, the cereal market segmentation could be reinforced. Prospective planning has therefore been foreseen: the Agenda 2000 conditions are associated with a large increase of bonuses for quality cereals.

3.2.4 . Results

The results of cost-effectiveness analysis of the farm management scenarios are shown in terms of the two temporal scales discriminated above. First, we aim to minimize costs of the scenario to achieve an average threshold: the nitrate concentration is limited to the European maximum in the long term. Second, the cost is minimized to achieve a yearly threshold: the nitrate concentration is limited to the European maximum every year.

3.2.4.1 Probabilistic cost-effectiveness in the long term.

Expected costs vary widely between the scenarios (Table 3.2/4). Yet for most of the scenarios, the expected cost represents less than 10% of the crop gross margin. The scenario with set-asides (*Setas*) is the only exception. The expected cost of this scenario represents 48% of the gross margin.

Table 3.2/4 allows us to evaluate costs due to ‘integrated fertilization’, ‘input reduction’ and ‘catch crop introduction’ practices. Integrated fertilization induces a loss of earnings because, in the first place, yields decrease. With peas no loss is induced because this crop is never fertilized. With sugar beet the loss is small and savings are sometimes possible (in 1994, for example). This result highlights potential win-win practices, *i.e.* win for water quality and win for farmers’ income. It indicates input inefficiencies in actual farm management practices.

Compared to the scenarios with ‘integrated fertilization’ practices (*IntfertC1*, *IntfertC2*), the costs of the scenarios with ‘input reduction’ practices (*RedinpC1*, *RedinpC2*) are higher by 7 to 17 € per hectare, depending on agricultural policy and market prices. These scenarios are more costly because a 20% reduction of fertilization induces large yield losses (especially for cereals) and a decrease of the grain protein contents that do not meet the quality requirements of agro-industrial firms. The costs obtained for the *Intfert* scenario show that the use of catch crops raises costs by 20 € per ha if they are

sown late and by 23 € per ha if they are sown just after the harvest in August. The *Setas* scenario appears to be very expensive despite the less productive fields have been removed.

The costs of scenarios are about the same for the economic contexts ‘1997 circumstances’ and ‘Agenda 2000’. By contrast, costs are much higher for the economic context ‘Quality bonus’. The difference is particularly large for the *RedinpC1* and *RedinpC2* scenarios. These two scenarios are characterized by a reduction of the amounts of applied fertilizer. This reduction decreases the grain quality of wheat crops and therefore the prices at which wheat is sold.

Table 3.2/5 shows that conventional agricultural practices (*Conv*) generate a high average value of nitrate leaching. This is due to over-fertilization and to a high proportion of spring crops within the study area.

Table 3.2/5 also shows that changes in cropping practices can reduce water pollution. Integrated fertilization (*Intfert*) decreases the nitrate concentration by about 6 NO₃ mg. l⁻¹. The introduction of catch crops is more efficient. It decreases nitrate concentration by 15 to 25 mg. l⁻¹ depending on the date of sowing (*IntfertC1*, *IntfertC2*). A reduction of fertilizer doses (*RedinpC1*, *RedinpC2*) decreases the nitrate concentration only by 4 mg. l⁻¹. The introduction of fallows (*Setas*) decreases the nitrate concentration by 18 mg.l⁻¹.

	<i>Intfert</i>	<i>IntfertC1</i>	<i>IntfertC2</i>	<i>RedinpC1</i>	<i>RedinpC2</i>	<i>Setas</i>
$E(\bar{C}_i)$ 1997 circumstances	6.3	26.0	29.6	33.5	37.0	149.3
$E(\bar{C}_i)$ Agenda 2000	6.5	26.2	29.8	33.6	37.2	153.0
for wheat	4.4	34.8	40.3	39.3	44.8	362.2
for sugar beet	2.6	2.6	2.6	19.9	19.9	1498.1
for peas ¹	0	0	0	0	0	396.9
for winter barley	19.8	65.3	73.5	89.1	104.2	309.5
$E(\bar{C}_i)$ Quality bonus						
appreciation	15.1	34.9	38.5	52.4	56.0	155.8

Table 3.2/4. Expected costs of scenarios in the long term (€ ha⁻¹ year⁻¹).

- The costs calculated for each assumption of agricultural policy and market conditions are given for the whole catchment. For the ‘Agenda 2000’, they are also given for each crop separately.
- (¹) Peas are not fertilized, so they are not concerned by the integrated fertilization, nor the reduced fertilization. Moreover this crop is never followed by a spring crop, so no catch crop is sown.

	<i>Conv</i>	<i>Intfert</i>	<i>IntfertC1</i>	<i>IntfertC2</i>	<i>RedinpC1</i>	<i>RedinpC2</i>	<i>Setas</i>
$E(\bar{E}_i)$	77.0	70.3	55.2	44.8	50.8	41.0	58.7
$E(\bar{E}_i - \bar{E}_1)$	0.0	6.7	21.8	32.2	26.2	36.0	18.3
$P[\bar{E}_i \leq 50 \text{mg.l}^{-1}]$	0.00	0.00	0.00	1.00	0.23	1.00	0.00

Table 3.2/5. Expected concentration and abatement (mg NO₃ l⁻¹); probability of achieving EU target in the long term.

The two scenarios with early catch crops (*IntfertC2*, *RedinpC2*) satisfy the constraint (7). The *RedinpC1* scenario is almost satisfactory. Because of uncertainty in crop model predictions, only the *IntfertC2* and *RedinpC2* scenarios satisfy constraint (8) with a high probability level.

Which scenario is optimal in the long run? The results displayed in Tables 3.2/4 and 5 show that the *IntfertC2* scenario is the most cost-effective. It is for this scenario that the environmental constraints are satisfied at the lowest cost, irrespective of the simulated economic context. Our results show that the sowing dates of the catch crops have a strong influence on the nitrate concentration. Thus, it seems important to define these sowing dates precisely in the administrative measures concerning the reduction of nitrate pollution.

3.2.4.2. Probabilistic cost-effectiveness under climate variability

Table 6 shows the expected costs of scenarios for the six years considered in the case study and for the ‘Agenda 2000’ assumption. Although climate variability is very high, the variability of costs between years is relatively low. Similar results are obtained for the other market and policy assumptions. This is due to the fact that the costs displayed in Table 3.2/6 represent differences of incomes relative to the baseline scenario (*Conv*). The climate has the same influence both on the baseline scenario and on the other scenarios. For instance, a dry year decreases the yield values both for the baseline scenario and for the other scenarios. Consequently, the year factor has only a small influence on the cost values.

	<i>Intfert</i>	<i>IntfertC1</i>	<i>IntfertC2</i>	<i>RedinpC1</i>	<i>RedinpC2</i>	<i>Setas</i>
$E(C_{i1991})$	6.0	25.7	29.3	33.5	37.1	150.6
$E(C_{i1992})$	6.2	26.0	29.6	32.6	36.2	151.6
$E(C_{i1993})$	6.4	26.1	29.7	33.9	37.4	153.1
$E(C_{i1994})$	6.7	26.4	30.0	33.4	37.0	149.9
$E(C_{i1995})$	6.4	26.2	29.8	33.5	37.1	154.3
$E(C_{i1996})$	7.0	26.8	30.4	34.4	38.0	151.7

Table 3.2/6. Annual expected costs of scenarios (€ ha⁻¹) for Agenda 2000 assumption.

By contrast, nitrate concentration values vary widely between years (Table 3.2/7), especially for conventional practices (*Conv*): the difference between the maximum and the minimum nitrate concentration is equal to 69.5 mg NO₃ l⁻¹. The variability is lower for all scenarios, especially for those that include catch crops. The variability is particularly low for the *RedinpC2* scenario. For this scenario, the difference between the maximum and minimum value is only equal to 29.1 mg NO₃ l⁻¹.

	<i>Conv</i>	<i>Intfert</i>	<i>IntfertC1</i>	<i>IntfertC2</i>	<i>RedinpC1</i>	<i>RedinpC2</i>	<i>Setas</i>
$E(E_{i1991})$	56.3	49.0	36.1	31.1	33.7	29.2	33.8
$E(E_{i1992})$	84.4	76.2	66.5	54.6	61.0	49.4	66.5
$E(E_{i1993})$	92.9	84.0	72.9	58.3	67.1	52.9	88.6
$E(E_{i1994})$	109.6	103.3	56.8	37.7	50.9	33.6	80.8
$E(E_{i1995})$	40.1	38.1	32.6	26.9	31.4	26.0	21.0
$E(E_{i1996})$	78.6	70.6	66.5	60.6	60.9	55.1	61.9
Range	69.5	65.2	40.3	33.7	35.7	29.1	67.6

Table 3.2/7. Annual expected concentration (mg NO₃ l⁻¹).

N.B.: the ‘1991’ index means the drainage occurring during the 1991-92 winter period.

No scenario can reduce the nitrate concentration below 50 mg NO₃ l⁻¹ every year. Constraint (9) and (10) are never fully satisfied (Tables 3.2/7 and 8). The best result is obtained for the *RedinpC2* scenario. With this scenario, the EU threshold is satisfied for four of the six years considered in this study. Note, moreover, that in the four scenarios that include catch crops, maximum concentration levels can be reduced in those years in which climatic and crop conditions are most unfavourable, as in the years 1993-94 and 1994-95. During those years rainfall is high (see Table 1) and a large part of the catchment area is allocated to spring crops (71% of the area in 1994-95). Nitrate concentration reaches high values during those years with the *Conv*. scenario, but water drainage and consequently nitrate leaching are strongly reduced when catch crops are sown.

	<i>Conv</i>	<i>Intfert</i>	<i>IntfertC1</i>	<i>IntfertC2</i>	<i>RedinpC1</i>	<i>RedinpC2</i>	<i>Setas</i>
$P[E_{i1991} \leq 50 \text{mg.l}^{-1}]$	0.00	0.70	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
$P[E_{i1992} \leq 50 \text{mg.l}^{-1}]$	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.60	0.00
$P[E_{i1993} \leq 50 \text{mg.l}^{-1}]$	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.20	0.00
$P[E_{i1994} \leq 50 \text{mg.l}^{-1}]$	0.00	0.00	0.01	1.00	0.39	1.00	0.00
$P[E_{i1995} \leq 50 \text{mg.l}^{-1}]$	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
$P[E_{i1996} \leq 50 \text{mg.l}^{-1}]$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00

Table 3.2/ 8. Annual probability of achieving EU target

N.B.: the '1991' index means the drainage occurring during the 1991-92 winter period.

Table 3.2/9 shows that if we isolate high-quality soil (loams), 50 mg l⁻¹ will never be exceeded with the implementation of one of the two scenarios involving a catch crop sown early. With *IntfertC2*, the maximum concentration reached during the period 1991-97 would be 41 mg l⁻¹. With *RedinpC2* it would be 38 mg l⁻¹. For other types of soil these scenarios would allow a more substantial reduction in pollution but would not allow the environmental objective to be met every year.

	<i>Conv</i>	<i>Intfert</i>	<i>IntfertC1</i>	<i>IntfertC2</i>	<i>RedinpC1</i>	<i>RedinpC2</i>	<i>Setas</i>
Loam	72.6	65.5	52.3	40.7	49.5	38.3	72.6
Sand	197.7	157.5	130.2	114.1	119.5	104.6	93.5
Marl and stones	89.3	86.3	72.0	63.4	63.9	56.2	59.1
Limestone	141.2	135.5	90.0	57.5	80.1	49.3	130.4

Table 3.2/ 9. Maximum of annual expected concentration (mg NO₃ l⁻¹) for the different types of soil.

3.2.5 . Discussion

In the area studied in this paper, the European standard can be achieved only in the long run. None of the scenarios tested in the case study satisfies the nitrate concentration constraint every year. This result shows that it is not realistic to obtain a rapid reduction of nitrate concentrations by implementing the farm management practices suggested by the EU. Integrated practices of fertilization, reduction of the amounts of fertilizer applied, and introduction of catch crops and of fallows are not sufficient to satisfy the nitrate concentration constraint every year. Thus, our results underline the limits of an environmental policy, in such a context. To satisfy the environmental constraint every year, the production system would have to change, for example intensive rotations would have to be greatly reduced. Such changes in farm resource allocation cannot be conceived of without modifying the market incentives and income support of the CAP. In other words, environmental policy and agricultural policy have to be integrated.

In the long run and irrespective of the simulated economic context, the optimal scenario in the studied case is the one that combines integrated fertilization with planting of catch crops immediately after the harvest. In order to reduce the nitrate level below the 50 mg l⁻¹ critical level, this scenario is less expensive than water purification. Water purification costs (depreciation and operating expenses) have been evaluated at 0.27 € per m³ on average in France (Lacroix, Balduchi, 1995); for small rural districts, this cost has been estimated at between 0.3 and 0.5 € / m³. In the case study, the cost of the optimal scenario (taking into account domestic water consumption in the study area) is in the range 0.06-0.08 €/m³, depending on the economic context. Other economic studies report similar results: in the long run, agricultural measures are cheaper than water treatment (De Haen, 1990; Guillemain, Roux, 1992; Mollard, 1997).

Our results highlight the considerable effectiveness of catch crops which really do act as a buffer against climatic, cropping and soil conditions. Because they catch most of the nitrogen remaining in the soil at harvesting, they are able to reduce variability of nitrate concentrations and thus substantially reduce the risk of exceeding the environmental constraint.

These results were obtained for an area that is representative of the Paris basin. Thus, our results are valid for most of the catchment areas located in this basin. They may even have a more general scope in so far as they are consistent with the results of other studies. Machet *et al.* (1997) and Justes *et al.* (1999) also highlight the effectiveness of catch crops. In particular, they emphasize the fact that these crops mitigate impacts of farmers' prediction error: climate variability makes yield predictions and therefore nitrogen requirement predictions uncertain. Vatn *et al.* (1997) show that catch crops have substantial effects on losses and that they are particularly well suited to cereal-growing areas. In fact they are more cost-effective than any other measure.

Many studies confirm that in such agricultural contexts the other solutions normally envisaged fail. Thus, results that converge with ours are obtained on the setting-aside of land. This practice is very costly and should be applied only if their other environmental benefits (improve the biodiversity, reduce the soil erosion, etc.) could be valorized. The scenarios of land retirement in the USA simulated by Ribaudo *et al.* (1994) generate higher social costs than water quality benefits. Other results show that the setting-aside of land can have effects that are difficult to control. For example, it may result in shifts in regional crop production and crop mix (Ribaudo *et al.*, 1994) and so in pollution transfers. It may also have undesirable effects in the long term (Meissner *et al.*, 1998; Richter *et al.*, 1998).

Other research, apart from ours, also shows the low level of effectiveness of fertilizer reduction. Weaver *et al.* (1996) show that for field cropping in a Pennsylvania setting, a 10% decrease in fertilizer application rates has no statistically significant effect on the pollution level. Pan and Hodge (1994) show that in order not to exceed 50 mg l⁻¹ in an area of intensive agricultural production in eastern England, nitrogen application must be reduced by 81%. But is such reduction realistic? From this point of view, Ribaudo *et al.* (2001) show that in the Mississippi Basin, reducing nitrogen fertilizer use by up to 50% is more costly than an alternative strategy usually considered as very expensive, *i.e.* wetlands restoration in order to filter nutrients coming off cropland. These different results highlight the fact that for field crops, fertilizer inputs are often close to optimum levels, and their reduction can rarely be substantial without incurring high costs.

Although restrictions on fertilizer application rates have a limited effect on pollution, this measure is unavoidable for any pollution control policy. It seems to be indispensable to offset farm operators' inefficiencies since they do exist, as we have shown. It furthermore helps to draw farmers' attention to the non-separability of production, pollution and abatement. But in most cases, in order to comply with EU environmental constraints, it has to be combined with other production practice requirements. From this point of view, the fact of combining it with catch crops seems fully relevant. Yet our results show that it is more cost-effective to demand early sowing of catch crops than to demand 20% reductions of nitrogen inputs, as in the EU specifications. The following recommendations can therefore be made to policy-makers: control of the implementation of these specifications must pay more attention to the date of introduction of catch crops than to the reduction of inputs. Note, moreover, that it is easier to control the date of sowing than to control reduction of inputs. This could help to reduce the administrative costs of this agri-environmental measure.

Acknowledgements

The results of this study are drawn from a report submitted to the French Ministry of Agriculture (Beaudoin *et al.*, 1998). We are particularly grateful to the Aisne Chamber of Agriculture for its support throughout this programme and to farmers in the study area for their close cooperation. We would also like to thank two anonymous referees for their helpful comments.

Les références bibliographiques sont reportées en fin de ce mémoire.

3.3 Conclusion partielle

La simulation de scénarios, avec différents niveaux d'intrants azotés et de gestion de l'interculture, a été conduite en 1998, en enchaînant le modèle probabiliste de prédiction du rendement et du reliquat d'azote à la récolte avec le modèle STICS, sur la base de données de Bruyères (coll. INRA Grignon). Les résultats ont montré le fort impact des cultures piège à nitrate (CI) et celui relativement faible de la réduction de dose d'azote, dès que la fertilisation est optimale (Beaudoin et al, 2002). Ce résultat pourrait être sujet à des facteurs d'échelle temporelle et spatiale. La réduction de dose pourrait avoir un impact à l'échelle de la parcelle, comme moyen de compenser la variabilité des termes du bilan. Elle aura aussi un impact important à long terme. Ces simulations n'ont pas intégré les effets cumulatifs pouvant concerner plusieurs pools d'azote du sol. Or l'inertie des aquifères au changement des pratiques demande de faire des simulations sur le long terme. L'exigence devient double pour les modèles de culture : prédire convenablement à la fois les évolutions des pools d'azote minéraux et organique, en particulier les quantités restituées au sol par les cultures. Les prendre en compte demanderait de faire des simulations en boucle entre les deux modèles. Une alternative consiste à recourir à un modèle de culture seul, à condition qu'il soit assez robuste dans le temps et l'espace.

La valeur moyenne interannuelle simulée varie, entre les chapitres 3.1 et 3.2, à cause du traitement statistique. Dans le premier, elle correspond à la moyenne pondérée inter-annuelle, qui est considérée comme la variable d'intérêt. Dans le second, elle est la moyenne arithmétique des concentrations moyennes annuelles, car les années sont considérées comme indépendantes. Les calculs ont permis de simuler la concentration obtenue par une conduite conventionnelle et donc d'en déduire l'abattement de concentration par l'introduction des BPA. La deuxième approche associe la notion de risque aux calculs économique, car elle est fondamentale dans la prise de décisions. La possibilité d'extrapoler la démarche de prévention mise en place à Bruyères à d'autres sites peut se fonder sur le calcul de rapport coût/efficacité des BPA. Le coût de la mise en œuvre des BPA est de 38 € ha⁻¹an⁻¹ à Bruyères. Il est proche de celui obtenu pour la Plaine de Bièvre dans un autre contexte (Mollard *et al.*, 2000).

Une hypothèse peut être émise que le citoyen accepte de participer à cette prévention (Mollard *et al.*, 2000). Le coût de 0.08 € m⁻³ de la prévention de l'eau consommée à Bruyères semble modique par rapport à son prix courant. La prévention de l'ensemble de la ressource est concurrentielle vis à vis de la dénitrification de l'eau consommée, tant que le taux de prélèvement excède le 1/7 du débit. Le critère économique a été annoncé comme rédhibitoire ; il l'est probablement dans des milieux très contraignants où un changement de système de production, voire la mise en jachère, s'impose. Cependant, la mise en œuvre de jachères doit être raisonnée. Les scénarios de gestion de l'espace doivent être articulés avec des scénarios techniques, touchant toutes les parcelles, pour permettre d'atteindre le niveau souhaité de concentration moyenne, avec le moins d'aléas possible et le meilleur rapport coût/efficacité.

4 Simulation de l'impact de pratiques agricoles sur les pertes de nitrate à l'échelle de la rotation et du bassin hydrologique

Recouverte d'une épaisse forêt, dans la Sierra de Montseny, se distinguaient, des montagnes environnantes, par son étrange sommet, deux pics jumeaux, dressés non pas côte à côte , mais face à face

...Méchain se retourna brusquement : « pourquoi deux pics ? » demanda-t-il, presque agressif. Toujours de sa voix lente, Gonzales répondit : « L'un représente l'erreur, l'autre la vérité..mais on ne sait pas lequel ! »

- *La méridienne, Denis Guedj, Robert Laffont , 1999*

4.1 Soil-crop model STICS evaluation for continuous 8 year time course simulations against an “on farm” soil- crop database

Article en préparation pour soumission à European Journal of Agronomy

Beaudoin N.^{a,*}, Ponsardin G.^a, Launay M.^b, Sauboua E.^b, P. Bernard,^b Mary B.^a

^aINRA- unité d'agronomie LRM - ^bINRA-unité Agroclim – Avignon, ^cINRA-ESR – Grenoble

Abstract

The European directive for water (2000) addresses a new challenge for farmers and water policy makers. It involves being able to make a good environmental diagnosis which can only be done using crop models properly tested in the short and long term and taking into account current farming practices. The aim of this paper is to check the robustness of a crop model (STICS) for predicting the nitrogen balance and nitrate leaching in various fields during 8 successive years. The model was evaluated on the Bruyères database, which includes numerous measurements of soil water and mineral nitrogen, crop production and N uptake on 36 sampling sites within a small catchment in northern France (Beaudoin *et al.*, 2005). The soil parameters were precisely and independently defined at each sampling site. STICS was evaluated either by resetting simulations each year (RS) or in continuous simulations over the 8 years (CS). The use of standard plant parameters lead to the observed values being under-estimated. An improved calibration was performed with independent experiments. The model was then evaluated using the Bruyères database. RS simulations were not biased except for soil nitrate content and N content in crop residues at harvest. The outputs of CS simulations did not differ much from those obtained with RS. Grouping the outputs according to soil and crop types allowed data uncertainties to be smoothed and improved the quality of fit. The model efficiencies were 0.57 vs 0.53, 0.83 vs 0.78 and 0.86 vs 0.74 with RS vs CS for N uptake, water drainage, and N leaching, respectively. The mean values of these variables were 179 vs 171 kg N ha⁻¹y⁻¹, 200 vs 192 mm y⁻¹ and 21 vs 20 kg N ha⁻¹y⁻¹ with RS vs CS respectively. The mean nitrate concentration was estimated as 46 and 45 mg NO₃ l⁻¹ with RS and CS respectively. Running the model continuously did not lead to a substantial drift in leaching values because the crop sink function for NO₃ was well simulated during autumn and the N residue content slightly influenced leaching over the 8 year period. The model sensitivity to parameter disruptions varied greatly between RS and CS, especially the maximal rooting depth or potential humus mineralisation rate. The main uncertainty concerns N fertiliser use efficiency, which has a small effect on leaching but a big influence on gaseous N losses, both with RS and CS. Further assessments of the model will concern the N mitigation between the different terms of the long term N balance.

Key words

Modelling, cropping systems, nitrate leaching, mineralization, cumulative effect.

4.1.1 Introduction

The European Water Framework directive has defined a new challenge for 2015 concerning the quality of surface and ground water (Letcher and Giupponi, 2004). The diffuse nitrate pollution of groundwater significantly affects intensive agriculture areas. Leaching depends on interactions occurring between water, N and C cycles within the soil-atmosphere-groundwater interfaces. Distributed soil-crop models are useful tools to quantify or compare the impact of improved practices on N losses at the catchment scale (Wagenet and Hudson, 1996; Loague and Corwin, 1996, Hoffmann and Johnsson, 1999).

They can help to predict the mitigation effects of improved practices on soil, air and water resources (Hansen *et al.*, 2001; Keating *et al.*, 2003). However, there is a need to check the ability of distributed crop models to simulate crop production and N balance both on the long term, at large spatial scale and using actual 'on farm' conditions.

The model performances in predicting water and nitrogen losses over the long term remain a concern because models have mostly been evaluated on annual experiments. Kovács *et al.* (1995) simulated a 20 year experiment in Hungary and found that the amount of N leached towards the deep substratum could be well predicted by CERES in the high N input treatments but not in those with low inputs. Blombäck *et al.* (2003) studied the cumulative effects of catch crops in Sweden over a 7-year experiment. They found that N leaching was overestimated despite a good prediction of soil mineral nitrogen content. Gabrielle *et al.* (2002) pointed out that the systematic underestimation of soil organic matter content could be attributed to underestimation of residue production by the CERES model. Another source of discrepancy lies in studying a soil depth differing from the deepest rooting zone over the whole rotation (Asseng *et al.*, 2000). However, the cumulative fluxes were well predicted against lysimeter experiment data after 10 years in Germany (Kersebaum *et al.*, 2001) or 8 years in France (Schnebelen *et al.*, 2004). The cumulative variable could be better predicted than the annual one, because the impact of some discrepancies can be compensated for or diluted in the long term. It is necessary to identify the key parameters driving the model outputs over the long term.

Applying soil/crop models on the river basin scale requires large scale studies with 'on farm' conditions (Schnebelen *et al.*, 2004). Any description of the spatial variation of nonpoint pollution must be associated with an estimate of the error (Wagenet and Hudson, 1996). The predictions of integrated fluxes can be tested by comparing simulated and observed at the outlet; but this comparison is not sufficient (Eeles *et al.*, 1990). Model predictions must be checked at several points in the catchment. Such a multi-plot approach complies with the parameter uncertainties due to spatial variability (Gijssman *et al.*, 2002). The challenge is to get robustness, which is the capacity to avoid strong drift whatever the situation as opposed performance at a precise location (Brisson *et al.*, 1998).

Farmers' practices are not site specific over all the arable fields as opposed to those applied at experimental sites. 'On farm' conditions can provide supplementary factors driving the actual production relatively to those integrated within the model (Shaffer *et al.*, 2001; van Ittersum *et al.*, 2003). The capacity of a given model to mimic the actual crop production will depend on the availability of its inputs and the reliability of the databases used to calibrate its parameters.

The objective of this paper is to test whether a crop model such as STICS can reasonably predict crop yields and nitrate leaching during an 8-year period within cropping systems. The model is tested against a database obtained under 'on farm' conditions at Bruyères, in northern France (Beaudoin *et al.*, 2005). The cropping systems have been managed according to 'good agricultural practices'.

4.1.2 Materials and methods

4.1.2.1 Model

We have used the crop model STICS to evaluate the water, carbon and nitrogen dynamics in the soil-plant systems (Brisson *et al.*, 1998; 2003). STICS is a generic model, *i.e.* it has the same basic structure whatever the simulated crop species (Brisson *et al.*, 2003). STICS links several modules describing a single process; some of them are original such as the N mineralisation and absorption module. The effects of nitrogen and water stress are simulated on LAI and root growth, plant growth and harvest index. The model includes the temporal variability of weather and crop by linking several runs, and the spatial variability of soils or practices by coupling with a geographical information system (Nicoullaud *et al.*, 2004). STICS was calibrated for several crops (Brisson *et al.*, 2002). It has been used both on the field scale to simulate the effect of N fertilisation strategy for precision agriculture (Houles *et al.*, 2004) or on the catchment scale to compare scenarios for reducing nitrate pollution (Sauboua, 2001; Schnebelen *et al.*, 2004).

STICS predicts LAI and root growth quite independently from the C assimilation rate. It only simulates the above-ground biomass. Either nitrogen or water stresses can affect LAI and root growth, C assimilation and harvest index. The absorption module balances the crop needs and the mineral N availability to the root system. The crop needs are established according to the 'dilution curve' of N content of the aerial dry matter (Greenwood *et al.*, 1990).

The mineralisation module involves both humus and fresh organic matter. Humus mineralisation is due to the decomposition of humified organic matter in the soil, and its rate depends on the availability of active, organic nitrogen, soil texture, moisture and temperature: texture influences the humus mineralization rate via the clay and Ca CO₃ contents, which slow the potential rate of mineralization; soil dryness reduces potential soil mineralization according to a linear law depending on the water content; mineralization rate increases exponentially with increasing temperature. Residue mineralization is due to the decomposition of crop residues or organic manure in the soil; it is also due the root biomass decomposition which is estimated from the ratio of the final above-ground simulated dry weight. The rate of decomposition by microbial biomass depends on the type of organic residues, their depth of incorporation in the soil, and the temperature and moisture content of the soil according to similar laws as for humus mineralization. Concerning the type of residues, the model takes into account their origin, the type of organ and the C/N ratio of residues which are recycled (Nicolardot *et al.*, 2001). Net nitrogen mineralisation (positive or negative) resulting from the decomposition of residues is then calculated as a function of the C/N ratio of three compartments: residues, microbial biomass and humus. Soil mineral nitrogen in the zone where decomposing organic residues are situated may be a factor limiting decomposition. Therefore, The C/N ratio of the microbial biomass can increase. The result is reduced immobilisation and reduced subsequent remineralisation. The model is able to simulate nitrification. The ammonium formed (by mineralisation and the input of mineral and organic fertilisers) is partially transformed into nitrates according to the effects of pH, temperature and water content: acidic and dry soils, as well as low and high temperatures, decrease nitrification.

Nitrate moves within soil according to the mixing cells principle (Mary *et al.*, 1999). The N gaseous losses can originate either from soil mineral N or N fertiliser. Those due to the soil are related to a potential rate, soil moisture and temperature. Those coming from fertiliser depend on the Fertiliser Use Efficiency (*FUE*) and the N immobilisation, according to the fertiliser type, the soil pH and the crop growth rate.

The 6th version, in 2005, was designed to integrate intercropping options, to remove limits concerning water balance and to improve links between successive simulations. This version defined the Leaf Area Index (LAI) as the difference between 'gross LAI' and LAI senescence; the oldest formalism directly calculated the net LAI growth. It was implemented for mustard and rye-grass as catch crops (Dorsainvil, 2002), winter wheat (Houles *et al.*, 2004) and maize (Brisson *et al.*, 2003). Using this new version requires the tests to be continued, especially with long duration runs without resetting. Without resetting, successive residues are added and then mixed within the remaining pool of fresh soil dry matter over the course of time. Thus residue decay is simulated throughout one or several successive runs.

4.1.2.2 Experimental site

The main database used in this paper came from the long-term study of Bruyères (Beaudoin *et al.*, 2004; 2005) from 1991 to 1999. The site is a plateau of 187 ha located in northern France (49°52'N, 3°67'E) including 21 farmers' fields with a cropped area of 137 ha. Improved agricultural practices have been adopted since 1990 in order to reduce nitrate pollution. They consist of optimising N fertiliser applications, establishing catch crops (CC) before spring crops, and burying all crop residues. The optimal N fertilisation recommendations are based on the balance sheet method (Machet *et al.*, 1990) which accounts for the soil mineral N measured in mid-winter and an appropriate yield target. After 1995, the N fertiliser rate applied was further reduced by 20% compared to the optimal rate.

A 1:7500 soil map was made, which enabled four main soil types to be defined according to their parent material (Table 4.1/1): deep loamy soils (DL) *i.e.* neoluvisols developed on decarbonated loess; shallow loamy clay (SLC) *i.e.* calcosols developed on marl and rocks; shallow sandy loam (SSK) *i.e.* calcaric rendosols developed on coarse limestone; shallow loamy sand (SLS) *i.e.* redoxic arenosols overlying sand (taxonomy according to AFES, 1992). They represent 43, 21, 14 and 6% of the agricultural area respectively. All soils have good internal drainage. The maximum rooting depths, at which the soil forms a physical obstacle to rooting, were determined in 1993 on wheat crops, because the root profile of wheat is one of the deepest among the various annual crops; they are strongly dependent on soil type. The stony materials and bulk densities were measured by mechanical analysis and gamma density probe respectively.

Rainfall (R) and air temperature were measured continuously at two locations on the site; the potential evapotranspiration (PET) and the global radiation were provided by the nearest weather stations located at 12 km and 25 km from the site respectively. Over the 8 year study, the mean temperature was

10.1°C whereas the mean R and PET were 734 mm and 732 mm, respectively (Table 4.1/2). The average annual water deficit (R-PET) was close to 0. The mean water excess in winter time was 245 mm and was highly variable between years.

Soil depth	cm	DL*		SLC*		SSK*		SLS*	
		soil 0-30	subsoil 30-150	soil 0-30	subsoil 30-120	soil 0-30	subsoil 30-120	soil 0-30	subsoil 30-90
a) Soil analysis**									
Clay	g kg ⁻¹	196		221		122		101	
Organic N	g kg ⁻¹	1.21		1.89		1.40		0.92	
CaCO ₃	g kg ⁻¹	10		340		280		0	
pH (water)		7.9		8.3		8.3		8.0	
W _{FC}	g kg ⁻¹	240	220	290	300	230	210	180	140
W _{WP}	g kg ⁻¹	90	100	140	140	90	70	50	60
Bulk density	g cm ⁻³	1.38	1.56	1.40	1.35	1.39	1.42	1.33	1.42
Stones	% vol	0	0	10	16	19	25	5	0
b) STICS parameters***									
<i>profhum</i>	cm	31		28		30		35	
<i>obstarac</i>	cm	149		91		92		70	
<i>q₀</i>	mm	9		9		6		6	
<i>albedo</i>		0.23		0.28		0.29		0.25	

Table 4.1/1. Characteristics of the four main soil types encountered at Bruyères: average values of soil analysis and estimates of STICS parameters.

- * Soil types: DL = deep loamy soil; SLC = shallow loamy clay overlying marl and rocks; SSK = shallow sandy loam overlying limestone; SLS = shallow loamy sand lying on sand.

- ** Analyses: clay = clay content after decarbonation; W_{FC} = water content at field capacity, W_{WP} = water content at permanent wilting point.

- *** Parameters: *profhum* = biologically active soil depth for mineralization; *obstarac* = maximal rooting depth; *q₀* = water evaporation threshold before limiting evaporation.

period	Rainfall (R) mm	PET mm	Temperature °C	R - PET mm	R - PET* mm
1991-92	619	759	9.8	-141	148
1992-93	765	667	10.1	98	233
1993-94	853	740	10.0	114	419
1994-95	829	712	10.8	117	339
1995-96	544	716	9.4	-172	65
1996-97	746	689	9.4	58	182
1997-98	684	741	10.7	-57	185
1998-99	835	755	10.2	80	389
Mean	734	722	10.1	12	245
(std)	(104)	(31)	(0.5)	(110)	(117)

Table 4.1/2. Weather data recorded at Bruyères: rainfall (R), Penman potential evapotranspiration (PET), air temperature, and (R-PET) balances from August 1 (year n-1) to July 31 (year n). * R-PET balance from October 1 (year n-1) to March 31 (year n).

The crops mainly consisted of winter wheat, sugar beet, spring pea, winter rapeseed and winter barley: spring barley and maize were also present. Catch crops (mustard or rye) were established in most cases during long fallow periods. Soils were either bare fallow or volunteer crops during short fallow periods. Soils were ploughed every year, except sometimes after spring peas.

Agronomic data were collected from 1991 to 1999 on 36 permanent sampling sites, representative of all soil types. They include dry matter production, crop N uptake, soil water content (SWC) and soil mineral nitrogen (SMN). Nitrate was always the dominant form of mineral nitrogen, so that we will equate nitrate-N with mineral N in the following. The relative confidence intervals for crop biomass were estimated at 10% for the main crops and 30% for catch crops. At each sampling site, 6 soil samples were taken, mixed and analyzed without replicating the SWC and SMN measurements. The relative confidence interval on SMN ($p < 0.10$) was estimated at 15% in deep loamy soils and 25% in shallow soils. The depth of measurement was 120 cm in the deep loamy soils and 90 cm in the other soils until 1993; it was extended to 150 cm and 120 cm respectively after 1993. Farmers' practices were recorded on the field scale. Uncertainties about dates of tillage, sowing and harvest were assessed as 15, 10 and 5 days respectively. Crop yields were assessed either by localised manual sampling and extrapolation to the field scale or by using farmer's data taken from harvesting machinery (Table 4.1/3). The results obtained by manual sampling were 30% higher than those obtained from the machine for sugar beet and peas, 15% higher for cereals and 4% lower with rapeseed. Since SMN measurements are site-specific, we are interested in a correct yield estimate at the same location in order to check the model predictions. The yields from the harvester are not site-specific and are biased by losses of grain or root tips. Considering the crop observations, we opted to use the local sampled yield, except for rapeseed, where manual harvesting leads to more grain loss than the combine.

	Sugarbeet	Rapeseed	Peas	Cereals
Number of fields	16	10	23	108
Obs1: measured in microplots	20.4 (2.6)	3.2 (0.7)	6.4 (1.0)	7.5 (1.2)
Obs2: farmer data from combine	15.6 (1.5)	3.3 (0.5)	4.3 (0.9)	6.5 (0.9)

Table 4.1/3. Comparison of crop yields (Mg ha^{-1} of dry matter) measured either in microplots and extrapolated to the field level (Obs1) or directly in the whole field by the farmer (Obs2) for several crops at Bruyères.

Water drainage and nitrate leaching below the rooting zone were calculated by using the LIXIM model (Mary *et al.*, 1999) and the measurements of SWC, SMN and crop N. Details of the calculations are given in Beaudoin *et al.* (2005). The LIXIM outputs were assumed to provide 'observed' values of water drainage and N leaching. The depths for the leaching calculation were 90 cm for SSL, 120 cm for SSK or SSC and 150 cm for DL. The outputs with a relevant depth have been only available for the last five years for DL, because the depths of measurement were insufficient at the beginning of the study.

4.1.2.3 Databases

We combined several databases in order to calibrate the model and assess its performance. Database A contained data from experiments carried out in northern France and was used to calibrate some soil, technical or plant parameters. Database B was obtained at Bruyères, on the experimental site presented above, and mainly used to evaluate the model.

Database A1 came from one experiment carried out in bare soils. It uses the results obtained in a lysimeter experiment at Fagnières (48°57'N, 4°19'E) where drainage and leaching were monitored over 28 years (Ballif, 1996). Database A2 grouped various experimental studies in France: i) rapeseed experiments performed on chalky soils in Champagne during the years 1994 and 1995 (Gosse *et al.*, 1999; Beaudoin *et al.*, 2004); ii) winter wheat studies on loamy or calcareous soils in the Paris region between 1989 and 1998 (Brisson *et al.*, 2002); iii) sugar beet experiments on loamy or chalky soils in Picardy and Champagne during 1993, 1994 and 2001 (Launay and Guérif, 2003); iv) spring pea experiments carried out on loamy clay soils in Picardy and Burgundy (Voisin, 2000); v) rye data obtained on calcareous soils of Champagne and Picardy (Beaudoin *et al.*, 2004).

The B1 database contains results measured on three experiments carried out in 1994/95 and 1995/96 on bare soils surrounding the sampling sites at Bruyères. The two years differed in management of the preceding crop residues. Wheat straw was incorporated to a shallow depth in 1994/95 whereas sugar beet crowns and leaves were deeply buried in 1995/96. All soil observations were replicated 3 times. Soil temperature was measured hourly in two layers in 1993/94. SWC and SMN were measured monthly in both years for 5 months.

The B2 Database came from the observations collected at the 36 permanent sampling sites of Bruyères (without replicates). Soil measurements, SWC and SMN, were made 3 to 4 times a year during the 8 years of the sampling period. Crop measurements concerned 3 successive vegetative stages of each crop during the years 1996 to 1998 and the harvest of each field and each year from 1991 to 1999.

4.1.2.4 Model Inputs

The required inputs of the model were the weather, soil and crop management, and plant parameters. Soil parameters were precisely and independently defined at each sampling site. Crop management parameters were monitored at the field level. Plant parameters, which only depend on the crop species, had to be partially re-estimated for the new STICS version. Water runoff was ignored in view of the small field slopes and the low frequency of soil crusting. Denitrification and ammonia volatilisation associated with mineral fertiliser application were only considered in association with mineral fertiliser application.

The soil parameters were fixed using either tables proposed in STICS software or measurements directly carried out at Bruyères (Table 4.1/1). Water content at field capacity (W_{FC}) was taken as the median of gravimetric water contents measured on soil cores sampled in winter. The water content at permanent wilting point (W_{WP}) and the soil bulk density were measured at 12 representative sampling sites; the values were extrapolated according to the depth and the soil type. The physical characteristics (W_{FC} , W_{WP} and bulk density) of stony materials (> 2 mm) were also determined by laboratory measurements. The other soil parameters (chemical properties) were measured between 1991 and 1995 on the ploughed layers. The thickness of the biologically active layer for mineralization (*profhum* parameter) was estimated to be 10% greater than the observed plough depth. The maximal rooting depth (*obstarac*) was established on the basis of root observations carried out in 1993. The cumulative evaporation value at the end of the maximum evaporation stage (*go* parameter) was calibrated using the A1 database since previous optimisation against SWC resulted in a great variability of the estimates (Dorsainvil, 2002). The albedo of each soil type was assessed using the table given in the STICS software.

Most technical parameters required by the model were determined using the information given by farmers. The amount of mulched straw (*qmulch* parameter) was either 0 (if there was no return of residues, or after the first soil tillage) or was equal to the total amount of residues at harvest. Only one parameter had to be calibrated using the B1 database: the thickness of the layer containing the buried residues (*profres* parameter).

The plant parameters which had been estimated with the previous STICS version were checked again, according to STICS version 6. The use of standard plant parameters lead to the observed values being under-estimated. An improved calibration was performed with independent experiments. We evaluated successively i) the simulations of vegetative and reproductive stages, ii) the LAI and rooting depth kinetics, iii) the SWC, crop biomass and yield predictions, and iv) the N uptake and SMN simulations. Most calibrations were done using the A2 database. Only parameters concerning the effect of drought and freezing on plant emergence and leaf losses had to be calibrated against the database B2, because greater weather variability was found in this database. The gross LAI option was preferred for the crops which easily lose leaves (sugar beet, rapeseed and mustard) whereas the net LAI option was kept for cereals and peas since it lead to a better LAI prediction. Indeed, the simplest formalism, which gives satisfactory results, reduces the risks of over-parametrisation (Grant, 2001). The prediction of the root distribution using the option 'actual root density' was also chosen because of its better performance than the empirical option.

4.1.2.5 Model evaluation

Model evaluation was performed in two steps according to Loague and Green (1991): comparing the model predictions against the observed values and analysing the model sensitivity to crucial parameters.

Model performance at Bruyères was studied either when simulations were reset every year with soil measurements (RS) or when they were run continuously for 8 years (CS). Three statistical criteria were used to evaluate the model using the method of Loague and Green (1991): the mean deviation (*MD*), the root mean square error (*RMSE*) and the model efficiency (*EF*).

$$MD = \frac{\sum_{i=1}^n O_i - \sum_{i=1}^n S_i}{n}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{n}}$$

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (S_i - \bar{O})^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

where S_i = simulated, O_i = observed, \bar{O} = average of observed. The target values for *MD* and *EF* were $|MD/\bar{O}| < 10\%$ and $EF > 0.50$. They were used during the calibration process.

In the framework of our study, we have chosen to evaluate the model sensitivity to parameters that were spatially variable, and which are consequently difficult to estimate. Sensitivity analyses were already made by Sauboua (2001) and Ruget et al. (2002) at the crop cycle scale. They mentioned that several parameters could be linked within the same module. In our study, we chose to evaluate the model sensitivity to parameters that were spatially variable, and which are consequently difficult to estimate. We selected six important parameters to study the stability of their influence according to the length of the time course: the maximal rooting depth of the soil (*obstarac*), the potential humus mineralisation rate (*Mh*), the nitrogen use efficiency of the fertiliser (*FUE*), the depth of residue burial (*profres*), the amount of mulched straw (*qmulch*) and the thickness of mixing cells (*epc*) used in the solute transfer. The uncertainty about the depth of the biologically active layer for mineralization (*profhum*) was not tested because it is completely correlated with *Mh*. The minimum and maximum values of those parameters were chosen for the sensitivity analysis according to the following criteria: the minimum value for *epc* parameter, 1 cm, was taken from Burns (1976) and the maximum value, 10 cm, was taken from Mary et al. (1999), other minimum and maximum parameter values were determined taking into account the measurement uncertainty, which was estimated to be about 20% of the mean value. The model sensitivity to those parameters was evaluated in the Bruyères's catchment conditions.

4.1.3 Results

4.1.3.1 Model parameterization

Concerning the soil parameters, two of the model inputs which appeared very uncertain had to be estimated by optimisation. The evaporation threshold q_0 was estimated in order to minimize the difference between measured and simulated amounts of drained water, on A1 database. The optimised value for q_0 was set at 6 mm for the database A1 soil. The q_0 values for other soils were determined taking into account the differences of soil texture between the other soils. The model could reproduce quite satisfactorily the cumulative drainage which was 7400 mm over 24 years in the lysimeter experiment (Figure 4.1/1). In addition, the good prediction confirmed the ability of the N mineralization module to simulate soil organic matter dynamics over a long time because the cumulative N mineralized was 1770 kg ha⁻¹, representing 32% of the initial organic N content of the biologically active layer (0-27 cm). The depth of residue incorporation *profres* was estimated by fitting the prediction of the soil mineral nitrogen content (SMN) in the upper layer (0-30 cm), in B1 database. It varied between 0 and the maximum depth of the tillage operation. The model was then tested on B1 database. Good simulations were obtained for soil temperature, soil water content and soil mineral N in the ploughed layer (Table 4.1/4). The quality of fit was poorer for total SMN over the rooting depth, although the RMSE (10-15 kg ha⁻¹) was comparable to the variability of measurements. The best simulations were obtained for low values of *profres*, which lead to reasonable efficiencies of SMN in the upper layer (0.35-0.65) while values

corresponding to soil tillage depth underestimated SMN more, by 6-10 kg ha⁻¹. This result is likely to be due to a heterogeneous localisation of crop residues in the tilled layer which results in a lower N immobilisation than with a uniform mixing.

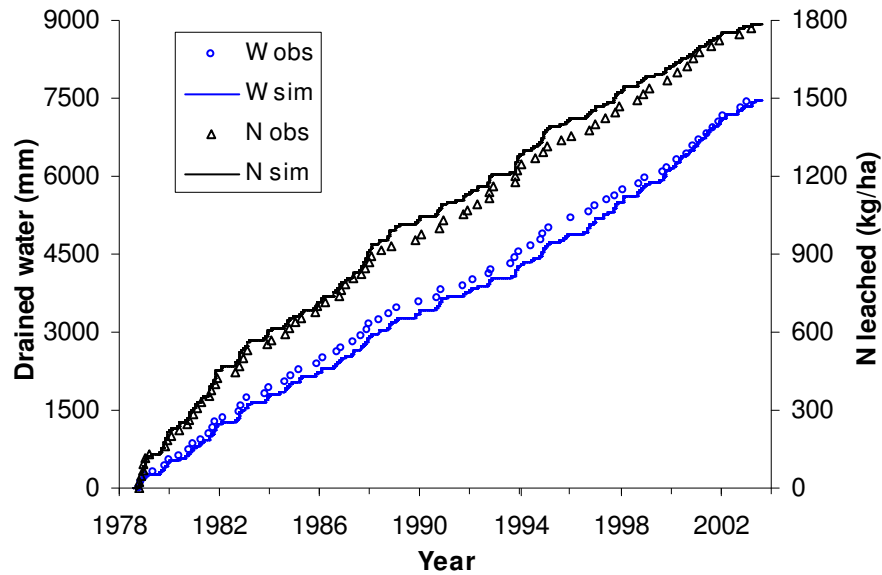


Figure 4.1/1. Cumulative water drainage and nitrate leaching observed (symbols) and simulated with STICS model (continuous lines) in the lysimeter experiment of Fagnières, from 1978 to 2003.

	T (0-30) °C	SWC (0-30) mm	SWC mm	SMN (0-30) kg/ha	SMN kg/ha
1994 experiments					
n	236	36	13	10	10
\bar{O}	11.7	78	237	6.8	50
RMSE	0.1	1	65	0.2	10
MD	-0.2	7	-7	-1.4	0
EF	0.90	0.77	0.88	0.35	0.04
1995 experiments					
n		10	10	10	10
\bar{O}		80	243	27.1	57
RMSE		1	53	3.2	15
MD		3	-11	-13.1	-27
EF		0.71	0.89	0.65	-0.88

Table 4.1/4. Evaluation of STICS model against the database B1 for soil temperature (T), soil water content (SWC) and soil mineral nitrogen (SMN) in the upper layer (0-30 cm) or the whole profile, after calibrating the parameters qmulch and profres (amount of mulched straw and depth of straw incorporation, respectively).

- 1994 experiments were done on bare soils (DL, SLC and SLS) with wheat straw.
- 1996 experiments were done on bare soils (SSK, SLC and SLS) with sugarbeet residues. n = number of situations, \bar{O} = mean of observed values.

We had to improve the calibration of several plant parameters. The STICS model was evaluated on A2 database which included various crop species. Using the standard plant parameters, the model markedly underestimated the biomass of spring pea and sugar beet crops (results not shown). We modified some parameters for emergence sensitivity to drought, duration of vegetative and reproductive

stages, leaf life duration, temperature thresholds for freezing, sensitivity of root growth to soil compaction, root life duration, maximal symbiotic fixation rate and harvest index. The statistical criteria of the model calibrated against the database A2 are given at Table 4.1/5. The model efficiency as regards simulation of the crop variables usually exceeded 0.50, except for yield and N uptake of spring pea. Shoot biomass was always better simulated than LAI and crop yield. For spring pea, the model underestimated grain yield by 0.6 Mg ha⁻¹, i.e. by 10%, and N uptake by 24 kg ha⁻¹, i.e. by 9%. The new simulations made on winter wheat were satisfactory except for LAI. The bias on LAI was +43% whereas it was -18% with the wheat plant module including a gross LAI version (data not shown). But this last one predicted the dry matter with a -12% bias. The quality of fit for SMN was smaller and more variable than for crop production since EF varied between -0.15 and +0.79.

	LAI	Biomass Mg/ha	Crop yield Mg/ha	N uptake kg/ha	SMN kg/ha
Rapeseed					
RMSE	0.72	1.0	-	49	20
MD	0.02	-0.2	-	22	-2
EF	0.78	0.94	-	0.60	0.79
Winter wheat					
RMSE	1.50	1.5	2.2	33	37
MD	0.89	-0.1	-0.5	-8	15
EF	0.30	0.94	0.50	0.85	0.30
Spring pea					
RMSE	-	2.4	1.6	81	27
MD	-	0.8	-0.6	-24	11
EF	-	0.47	-1.78	0.14	-0.15
Sugarbeet					
RMSE	1.07	2.7	2.3	23	60
MD	0.32	-0.8	-1.1	-15	-21
EF	0.39	0.89	0.86	0.89	0.50
Maize					
RMSE	0.66	2.0	2.0	31	50
MD	0.04	0.2	-0.5	6	-27
EF	0.82	0.90	0.55	0.80	0.32
Rye (catch crop)					
RMSE	2.20	1.4	-	36	-
MD	-0.46	-0.3	-	-6	-
EF	0.43	0.68	-	0.82	-

Table 4.1/5. Evaluation of STICS model against the A2 database for leaf area index (LAI), above-crop biomass, crop yield, plant N uptake and soil mineral nitrogen (SMN) for the main crops: rapeseed, winter wheat, spring pea, sugarbeet and rye (catch crop).

4.1.3.2 Evaluation of the calibrated model

The statistics of the model evaluation against the B2 database are given in Table 4.1/6 for each crop. The efficiencies were lower than previously (cf. Table 4.1/5) because uncertainties of the measured data were higher in this database and no further calibration was done. Crop biomass was predicted correctly, except for spring pea and rye grown as a catch crop. The efficiency was positive in 60% of the tests. It is less -1.0 for yield of wheat and barley, SMN of mustard and rye biomass. However, the mean difference was often less than 10% of the mean. The prediction of soil water and mineral N contents was satisfactory in the bare fallow soils during autumn and early winter. This dataset confirmed that the options for *qmulch* and *profres* chosen previously gave the best predictions for SWC and SMN in 16 observed situations: the model efficiency was 0.45 and 0.33 respectively, while nil values of *profres* and

qmulch gave a 0.27 and 0.08 efficiency. The model did not overestimate yields against the B2 database. The underestimation of pea and sugar beet yields was larger with B2 than with A2 database.

	Biomass Mg/ha	Crop yield Mg/ha	N uptake kg/ha	SWC mm	SMN kg/ha
Rapeseed					
RMSE	2.1	1.0	53	42	24
MD	0.0	0.2	21	-18	-4
EF	0.75	-0.75	0.25	0.90	-0.55
Winter wheat					
RMSE	2.1	2.1	31	37	25
MD	0.2	1.3	-7	-5	0
EF	0.90	-1.08	0.76	0.92	0.50
Spring pea					
RMSE	3.4	2.0	120	35	19
MD	0.0	-0.7	-70	-14	1
EF	0.08	-0.06	-0.42	0.93	0.26
Sugarbeet					
RMSE	4.8	4.9	60	52	34
MD	-0.5	-3.0	-41	-24	7
EF	0.67	0.58	-0.02	0.86	0.34
Winter barley					
RMSE	1.7	1.9	28	35	26
MD	-0.4	0.2	-7	-8	10
EF	0.91	-1.68	0.72	0.92	-0.42
Rye (catch crop)					
RMSE	0.9	-	16	41	22
MD	0.2	-	3	-19	-6
EF	-2.33	-	-0.61	0.91	-0.27
Mustard (catch crop)					
RMSE	0.3	-	15	39	40
MD	-0.1	-	-5	-13	1
EF	0.40	-	-0.57	0.89	-2.60
Bare soil					
RMSE	-	-	-	31	23
MD	-	-	-	-6	-3
EF	-	-	-	0.89	0.43

Table 4.1/6. Evaluation of STICS model against Bruyeres database for the crop biomass, crop yield, crop N uptake, soil water content (SWC) and soil mineral nitrogen (SMN) for the main crops.

Two examples of kinetics of variables of interest are given in Figure 4.1/2, for two contrasting soils: a coarse shallow sandy loam lying on limestone (SSK) and a deep loamy soil (DL). Both soils are located in the same field, so that crop succession and cropping practices were similar over the 8 years. Observations were made without replication, so only the general trends are significant. Measurements were made either on micro-plots with manual samplings (Obs. 1 on Fig. 2ab), or over the whole field by the farmer (Obs. 2 on Fig. 2ab). The simulated crop biomass was often intermediate between the two measurements of observed values (Fig. 2ab). The model was able to reproduce the differences in crop production between the two soils, which are mainly attributable to the differences in rooting depth (Table 4.1/1). Some discrepancies appeared between simulated and observed SMN (Fig. 2cd). The simulation with resetting every year (RS) reproduced the observed SMN better than the continuous simulation (CS).

It is the same for the simulated drainage and leaching which were better simulated with RS than CS, particularly during the years 1995-1996 on the shallow soil and in 1998 on the deep loamy soil (Fig. 2efgh). The amounts of leached N were better predicted in the loamy soil than the shallow soil. The largest discrepancies between observed and simulated values occurred during long fallow periods before spring crops.

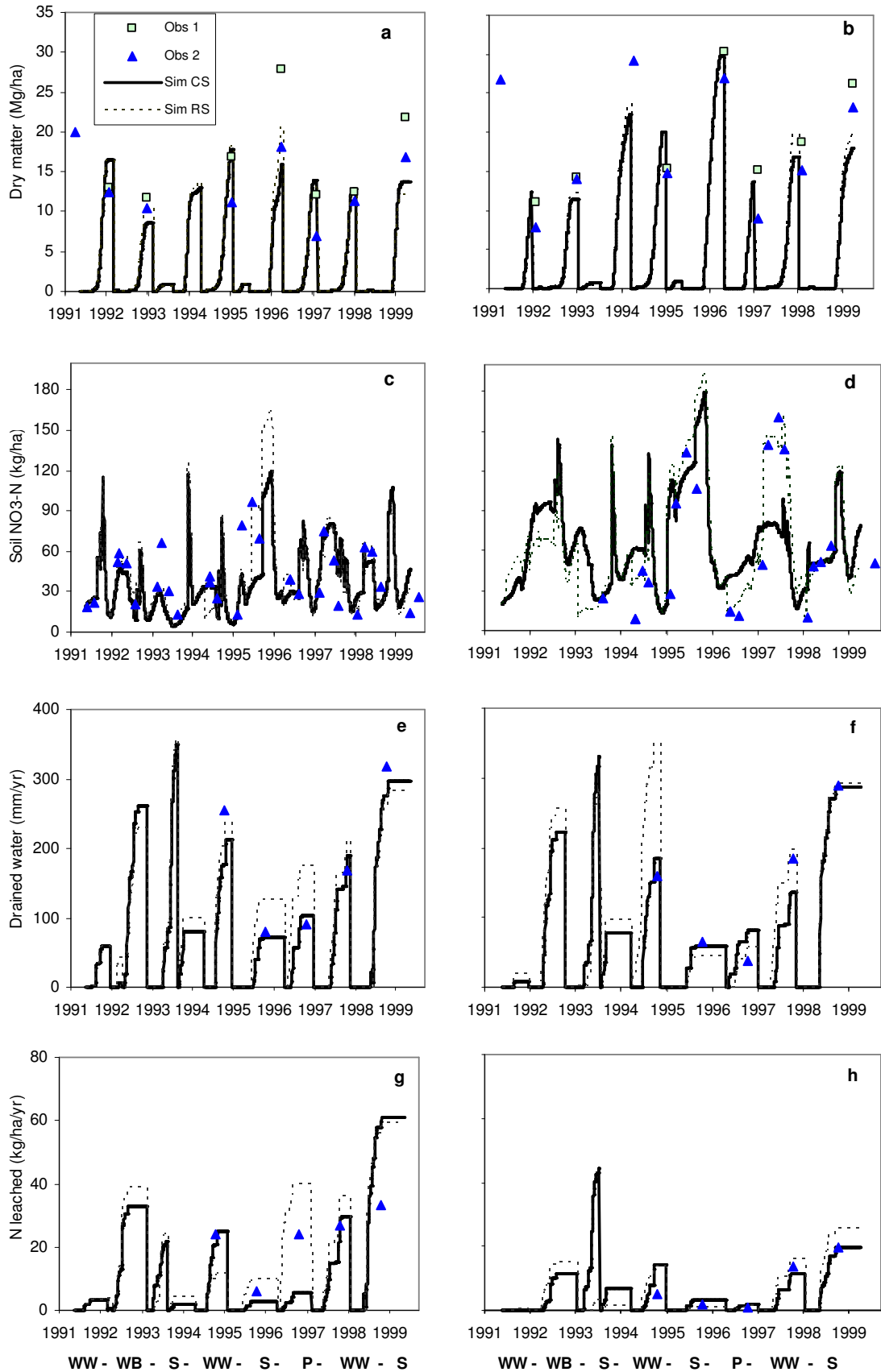


Figure 4.1/2. Observed and simulated variables during the period 1991-1999 for two contrasted soils: dry matter production (a, b), soil nitrate content (c, d), amount of water drained below the rooting zone (e, f) and amount of nitrate leached (g, h). Left graphs: shallow sandy loam overlying limestone. Right graphs: deep loamy soil.

- Obs 1 = Measured on microplots with manual sampling; Obs 2 = determined over the whole field by the farmer.
- WW = winter wheat, WB = winter barley; S = sugarbeet, P = spring peas.

			a) all data									b) data averaged according to crop and soil types								
			observed		RS simulated			CS simulated			observed		RS simulated			CS simulated				
			n	mean	RMSE	MD	EF	RMSE	MD	EF	n	mean	RMSE	MD	EF	RMSE	MD	EF		
SB	harvest	Mg.ha ⁻¹	213	14.7	3.2	0.0	0.57	3.8	-0.6	0.42	56	14.6	2.4	-0.1	0.69	2.7	-0.7	0.60		
Y	harvest	Mg.ha ⁻¹	213	8.1	3.0	-0.1	0.56	3.1	-0.4	0.52	56	8.0	2.6	-0.2	0.62	2.7	-0.5	0.59		
RB	harvest	Mg.ha ⁻¹	213	6.5	2.3	0.1	-0.41	2.5	-0.2	-0.59	55	6.6	1.9	0.1	-0.31	1.9	-0.2	-0.37		
U	harvest	kg.ha ⁻¹	209	178	48	-2	0.49	55	-8	0.34	54	178	37	-1	0.57	39	-8	0.53		
NY	harvest	%	230	1.8	0.5	0.0	0.75	0.5	0.0	0.74	59	1.9	0.4	0.0	0.84	0.4	0.0	0.85		
NR	harvest	%	231	0.9	0.8	-0.2	-0.30	0.8	-0.2	-0.42	59	0.9	0.7	-0.1	-0.39	0.8	-0.1	-0.55		
SWC	late autumn	mm	211	340	39	-13	0.92	39	-12	0.92	53	339	31	-14	0.93	29	-13	0.94		
SWC	mid winter	mm	225	368	25	-4	0.97	25	-3	0.96	54	366	25	-6	0.96	25	-6	0.96		
SWC	harvest	mm	225	265	42	-17	0.90	42	-16	0.91	56	265	37	-17	0.87	37	-16	0.88		
SMN	late autumn	kg.ha ⁻¹	210	45	21	-1	0.49	28	-1	0.11	53	45	13	0	0.61	17	-2	0.38		
SMN	mid winter	kg.ha ⁻¹	226	43	23	2	0.30	30	1	-0.17	54	44	15	2	0.39	16	0	0.29		
SMN	harvest	kg.ha ⁻¹	225	29	26	10	-0.83	30	11	-1.33	56	29	23	11	-2.26	25	12	-2.89		
D	whole year	mm	165	189	59	-6	0.75	59	-14	0.76	40	193	37	-9	0.83	43	-18	0.78		
L	whole year	kg.ha ⁻¹	165	19	20	0	0.78	37	-1	0.32	42	21	8	0	0.86	10	-2	0.74		
C	whole year	mg NO ₃ l ⁻¹	161	39	20	0	0.72	37	0	0.00	37	38	14	2	0.75	22	1	0.41		

Table 4.1/7. Statistical evaluation of STICS model against C database for above-ground crop biomass (SB), harvested dry matter (Y), residues biomass (RB), plant N uptake (U), harvested organ N content (NY), Residues N content (NR), soil water content (SWC), soil mineral N (SMN), drainage (D), leaching (L) and nitrate concentration in drained water (C). The simulation results are given for all data individually or by averaging data according to soil and crop type. Two types of simulations are given: the model is either reset after each crop cycle (RS) or the model is run continuously from the beginning (CS). The data cover 8 years (1991 to 1999), except for drainage, leaching and concentration (1994-1999).

- n = number of situations; \bar{O} = mean of observed values.

- * Late autumn means a date varying from November 5 to December 15 for observations and December 1 for simulations; mid winter means a date varying from January 25 to February 25 for observations and February 15 for simulations.

4.1.3.3 Model validation with reset or continuous simulation

Table 4.1/7 presents the statistics of the model evaluation for all soils and crops in the main database B2, either for all situations (a) or by grouping results according to crop and soil types (b).

We first compare the results obtained on all individual data whose number varied from 161 to 231 depending on the measured variable (Table 4.1/7a). The results confirm the trends observed previously for database A2. If we consider RS simulations, the model gave acceptable and unbiased predictions of crop biomass and crop yield at harvest (efficiency = 0.57 and 0.56), although the RMSE values were rather high. The model failed to give good simulations either of the biomass of non-harvested organs (RB) or their nitrogen content (NR), but could roughly reproduce the crop N uptake (U) and the N content of harvested products (NY). Soil water content was best simulated, although SWC at harvest was slightly underestimated by the model (MD = -17 mm, corresponding to 6%). Soil mineral N was less and less well simulated as time progressed: the prediction was acceptable in late autumn, but was very poor at harvest. Finally, STICS could simulate water and nitrogen fluxes without bias and with good efficiency, even though RMSE remained high. The same conclusions can be drawn from the results obtained with the continuous simulations (CS), except that the quality of fit was poorer for most variables, as one might expect. However, soil water contents were predicted as well as with RS simulations, because the drifts or carry-over effects are limited using the concept of water reservoirs. The mean difference between simulated and observed SWC at harvest, which was around 16 mm for CS simulations, could be due to either later root mortality or later profile refilling of the deep layers by preferential flow in the simulations compared with the observations. That had just lowered the CS drainage by 8 mm⁻¹ as compared with RS. The ability of the model to predict soil mineral nitrogen decreased markedly when the model was not re-initialized. However the continuous simulation changed neither the mean SMN nor the mean leaching.

We hypothesized that a significant part of the error of prediction by the model may be due to inaccuracy in observed data, as suggested by the observed crop data (Table 4.1/2) and by the absence of replication. In order to test this hypothesis, we decided to group individual simulated data for each set of 4 situations, which can be likened to experimental replicates. Each group is made of situations having the same crop and same soil class. Each soil class is defined by a common soil type (Table 4.1/1) and class of organic matter content. The model was evaluated again on this reduced database, the number of observations being roughly divided by four (Table 4.1/7b). Compared to individual data, most efficiencies were improved, except those of NR, SWC and SMN at harvest. The smaller efficiency for SWC and SMN at harvest is due to the fact that these two variables had a small amplitude of variation which was further reduced by averaging data. The situation is different for the nitrogen content of crop residues (NR) which is definitely badly simulated by the model. The model efficiency was improved for all other variables, particularly for the continuous simulations. The mean differences did not change, but the RMSE were all reduced by averaging data. The errors on NR and SMN at harvest remained, meaning that they originated from model faults. Conversely, the greatest RMSE reductions concerned the soil mineral contents in late autumn and winter and the N leaching fluxes: the errors decreased by 41, 45 and 72% in the CS simulation, respectively. These variables are those which have the higher variability: this is a strong indication that our previous hypothesis was true.

Figure 4.1/3 and 4.1/4 provide a graphical comparison of the observed and simulated results using averaged data, either with reset or continuous simulations, respectively. Nine graphs illustrate 7 of these preceding variables and complete the analysis for the grain and residue N uptakes (Figure 4.1/3e, f). Except for the last one, none of the predictions appear to be seriously wrong and their points are well enough grouped. The crop factor is not responsible for any of the dispersion of the crop biomass points (Figure 4.1/3d). Conversely, the crop type determines the location of the points relative to the 1:1 line for grain and residue N uptakes. These discrepancies are roughly compensated for each crop. That reveals any wrong predictions of the N harvest index while the prediction of the total N uptake is satisfactory. Figure 4.1/4 gives results similar to those of Figure 4.1/3. The main difference between Figure 4.1/3 and 4.1/4 lies in the leaching and nitrate concentration predictions, which are more scattered in Figure 4.1/4 (e and f). The main problem remains the bad prediction of the N harvest index, as in Figure 4.1/3.

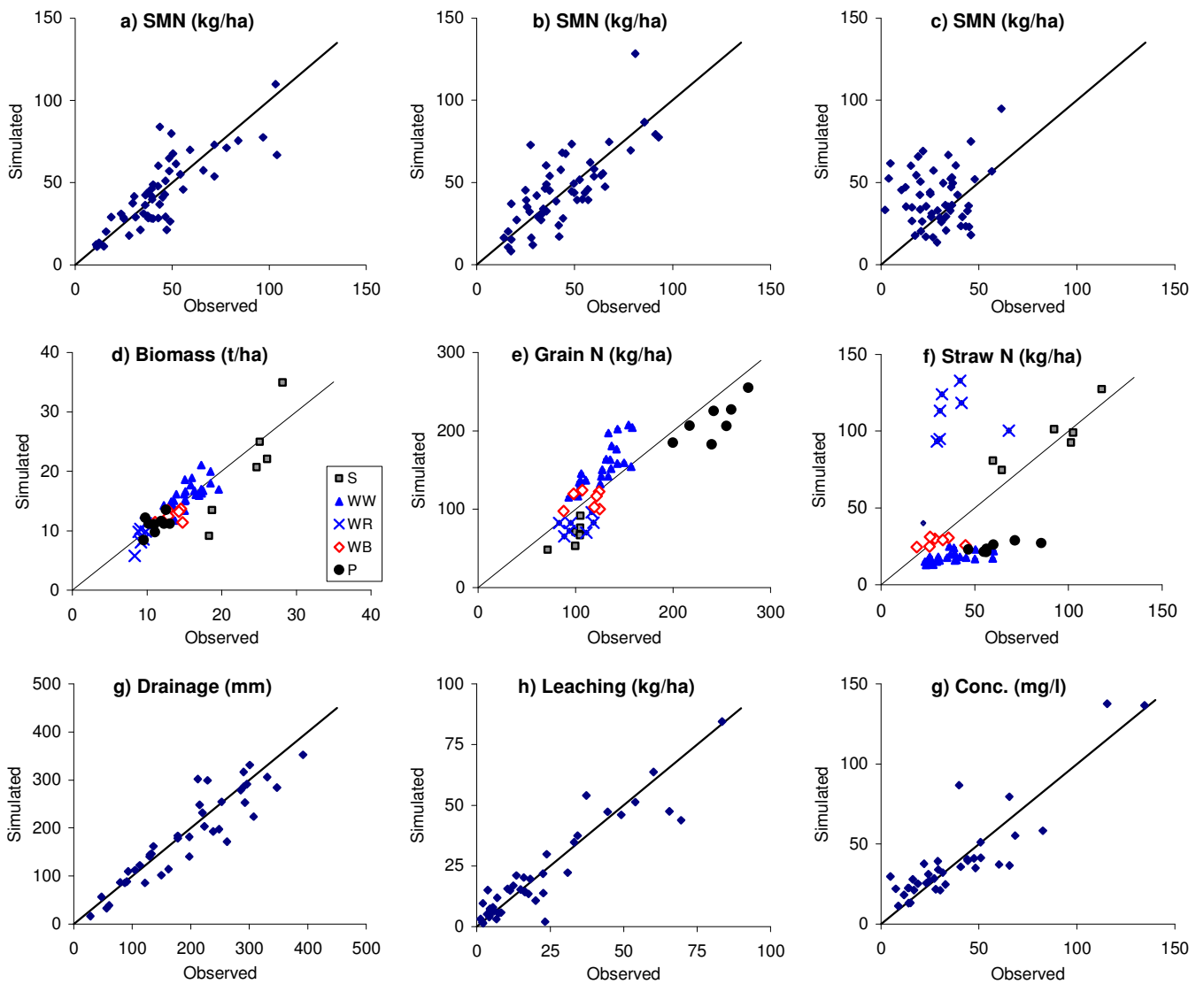


Figure 4.1/3. Comparison of observed and simulated variables obtained with STICS-RS (model reset at each crop cycle) on Bruyères database. Each point is the mean of 4 measured sites corresponding to a given soil type and crop type. Upper graphs: soil nitrate amount (SMN) in a) late autumn, b) mid winter, c) harvest. Intermediate graphs: d) shoot dry matter, e) grain nitrogen, f) non harvested residue nitrogen. Lower graphs: g) drained water, h) leached N, i) nitrate concentration in drained water ($\text{mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$).

4.1.3.4 Sensitivity analysis

Table 4.1/8 presents the changes in model outputs due to variations in six parameters: the maximal rooting depth of the soil (*obstarac*), the thickness of mixing cells (*epc*), the nitrogen use efficiency of the fertiliser (*FUE*), the potential humus mineralisation rate (*Mh*), the depth of residue burying (*profres*), and the amount of mulched straw (*qmulch*).

The studied soil parameters, *obstarac* and *epc*, influence the mean annual fluxes less with RS than with CS. The modification of *obstarac* exerts an asymmetric action on the studied variable, *i.e.* the response to a rooting depth reduction is greater than the equivalent increase. Leaching increased in CS by 14%, *i.e.* $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ when *obstarac* was reduced by 20% on the shallow soils only. The 20% reduction in the maximum rooting depth on all soils results in a 24% increase in N leaching, *i.e.* $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (data not shown). The radiation use efficiency shows a moderate sensitivity to *obstarac* reduction, which means that the model simulates a response to any reduction of the soil potential. The model also simulates an 8% increase in the mineralization of crop residues, *i.e.* a reduction in N immobilisation by $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, that relies on the changes by -4% of Residue biomass and $+6\%$ of Nitrogen content of crop residues. Changing the maximum rooting depth had little or no influence on other variables. Increasing the mixing cells thickness by 10 fold moderately influenced leaching and concentration (-6%), but only with CS. The other output variables are slightly or moderately sensitive.

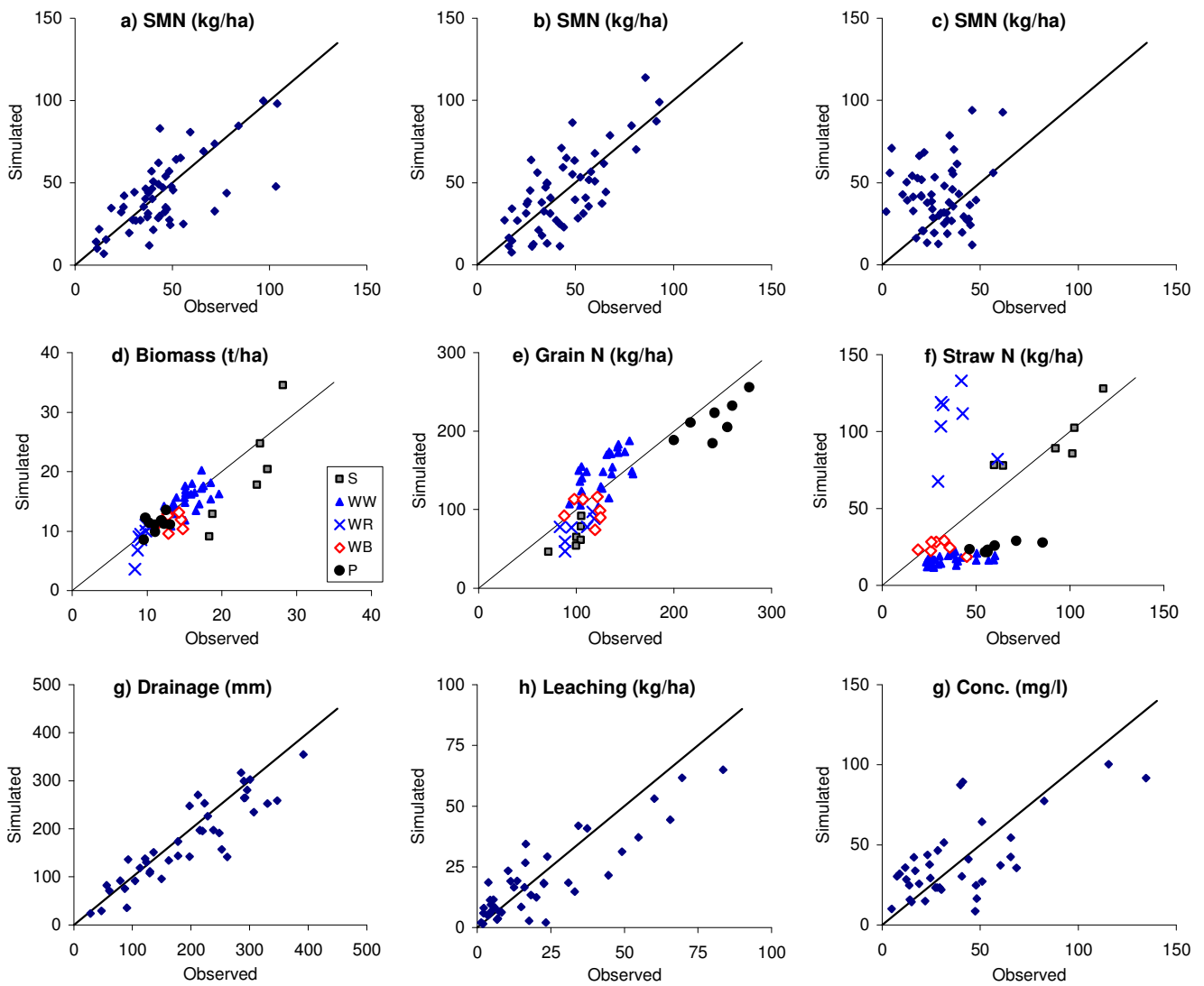


Figure 4.1/4. Comparison of observed and simulated variables obtained with STICS-CS (continuous simulation) on Bruyères database. The variables and symbols are the same as in figure 3.

The studied technical parameters, *profres* and *qmulch* influence the mean outputs only slightly with RS, and slightly to moderately with CS. The *profres* changes cause notable relative changes in Residue mineralization but in absolute terms the variations were less than $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Leaching is increased by 7% if the mixing of residues is minimized in CS and is not affected in RS. The relative changes in Leaching and Concentration are -7.5 and -2.7% by removing the mulched straw in CS vs. -5.7 and -3.5% with RS, respectively. The drainage appears sensitive only with CS when mulching the straw is taken into account. The other output variables are not very sensitive to these changes.

The studied general parameters (*FUE* and *Mh*) have a moderate to large influence on many outputs, particularly some annual fluxes and/or the fate of nitrogen fertiliser. The direction and intensity of the response to the positive and negative changes are symmetrical, so only the responses to the positive changes are shown. Some outputs show the same sensitivity for both RS and CS (final SMN, humus mineralization, N uptake, radiation use and residue prediction), unlike leaching and nitrate concentration. A 20% increase in *FUE* results in lowering gaseous losses by 33% and immobilisation by 17%, i.e. a $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ decrease in volatilisation and denitrification and $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in fertilizer-N immobilisation. Increasing *FUE* by 20% results in increasing crop N uptake by 6%, i.e. $11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ and the radiation use efficiency by 5%. The other variables were insensitive, or weakly so, to the change in fertiliser efficiency. A 20% variation in the *Mh* would affect leaching and concentration by 18%, but only with CS. The final SMN is altered by 12 to 15% either with RS or CS. Other variables are insensitive to *Mh* variation, or only slightly so. Therefore, the *FUE* and *Mh* changes greatly change the variables which directly depend on their respective influences, but the *Mh* parameter also strongly drives Leaching and Concentration with CS.

	RS								CS							
	<i>obstarac</i>		<i>epc</i>	<i>FUE</i>	<i>Mh</i>	<i>profres</i>		<i>qmulch</i>	<i>obstarac</i>		<i>epc</i>	<i>FUE</i>	<i>Mh</i>	<i>profres</i>		<i>qmulch</i>
	-20%	+20%	x10	+20%	+20%	max	min	0	-20%	+20%	x10	+20%	+20%	max	min	0
<i>Final pools</i>																
SWC	0.7	0.2	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	-1.7	1.1	0.3	-0.1	0.0	0.1	0.6	0.0	-2.2
SMN	2.8	-0.6	-1.2	1.2	11.8	-1.6	0.5	-1.2	5.9	-0.8	-2.1	2.2	14.4	-2.0	2.5	-1.7
Soil organic N	0.1	-0.1	0.0	-0.1	-1.0	-1.1	0.0	0.2	-0.3	0.1	0.1	-0.5	-6.0	-0.3	0.6	0.4
<i>Annual fluxes</i>																
Evaporation	0.8	-0.6	0.0	-0.6	-0.8	-0.2	0.0	4.1	0.5	-0.2	-0.1	-0.6	-0.8	-0.3	-0.3	3.1
Drainage	0.1	-0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-1.5	3.1	-2.1	-0.1	0.0	0.1	-1.4	-1.6	-4.6
Humus mineralisation	-1.2	0.8	0.0	0.0	19.1	-0.3	0.1	-1.3	-1.6	1.0	0.0	-0.1	15.9	-2.6	1.8	-2.0
Residues mineralisation	0.9	-0.2	1.7	0.9	0.9	-27.5	13.4	-2.3	8.4	-5.5	1.9	-2.3	-6.2	0.9	10.0	-6.8
Crop N uptake	-3.3	2.0	0.4	6.5	5.9	-0.3	0.0	0.0	-1.5	1.4	0.7	6.5	6.4	-0.6	0.9	-0.9
Leaching	1.5	-1.4	-1.5	0.0	6.2	2.1	0.0	-5.7	14.3	-6.0	-5.8	4.0	18.2	-0.2	6.7	-7.5
Concentration	1.2	-1.1	-1.2	0.0	5.8	1.6	0.0	-3.5	9.9	-3.8	-5.6	3.8	18.3	1.0	9.1	-2.7
<i>Fertiliser-N fate</i>																
Immobilisation	-3.4	0.0	0.0	-16.5	0.0	0.0	0.0	0.0	-3.4	0.0	0.0	-16.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Volatilization	-3.1	-0.2	-0.3	-30.8	-1.1	0.0	0.0	0.0	-3.2	0.1	-0.5	-30.3	-1.0	-0.1	0.7	0.0
Denitrification	-3.1	-0.2	-0.3	-36.4	-1.1	-0.2	0.0	0.3	-3.2	0.1	-0.5	-36.1	-0.9	-0.1	-0.1	-0.9
Plant uptake	-3.6	0.1	0.1	19.8	0.4	0.0	0.0	-0.1	-3.5	0.0	0.2	19.8	0.4	0.0	-0.1	0.2
<i>Radiation use</i>																
Intercepted	-6.3	1.9	0.0	4.0	3.3	-0.9	0.1	-0.1	-6.2	1.5	0.1	4.0	3.1	-0.1	1.0	-1.6
Global	-7.7	3.0	0.0	4.9	4.3	-0.4	0.2	0.5	-7.6	2.3	0.4	4.9	4.2	0.0	1.1	-1.5
<i>Residues prediction</i>																
Residue biomass	-4.8	3.1	0.0	4.9	5.0	-0.4	0.2	-0.2	-4.4	2.3	0.4	4.8	5.0	0.0	1.1	-1.5
Residue N %	4.7	-2.2	0.0	0.3	1.2	-0.3	1.0	-1.1	6.1	-1.7	0.1	0.2	1.1	0.4	4.9	-4.0

Table 4.1/8. Sensitivity analysis of STICS outputs to six parameters, either for annual runs (RS) or continuous runs (CS). Values are the relative changes (%) of outputs compared to the outputs with nominal parameters values. Parameters changed: *obstarac* = maximum rooting depth; *epc* = mixing cells thickness; *FUE* = fertiliser use efficiency; *Mh* = potential humus mineralisation rate; *profres* = depth of residues mixing; *qmulch* = amount of mulched straw.

4.1.3.5 Model predictions vs soil type and RS/CS option

The model was then used to forecast N leaching and N gaseous losses on the experimental site of Bruyères. In order to estimate the effect of soil type and the RS/CS option on simulations, the final outputs of the simulations were compared, in Table 4.1/9, for RS and CS predictions for each soil type: a deep loamy soil (DL), a shallow loamy clay (SLC), a shallow sandy loam (SSK) and a shallow loamy sand (SLS) which are referred in Table 4.1/1. Some mean outputs of RS vs CS differ more than 5%: Residue mineralization, Crop N uptake and Global radiation use efficiency. Differences between leaching simulations are directly linked with differences between drainage simulations. The lower drainage simulated by CS than by RS (except for SSK soil) is the result of the SWC underestimation at harvest despite taking into account the mulched straw, as it was shown in Table 4.1/7, where the mean difference between simulated and observed SWC at harvest was around 16 mm for CS simulations.

		RS					CS				
		DL	SLC	SSK	SLS	all soils	DL	SLC	SSK	SLS	all soils
<i>Final pools</i>											
SWC	mm	400	245	180	99	297	398	243	179	97	294
SMN	kg ha ⁻¹	49	33	33	32	42	52	29	28	35	42
Soil organic N	Mg ha ⁻¹	1.78	1.89	1.70	1.37	1.78	1.80	1.96	1.74	1.35	1.80
<i>Annual fluxes</i>											
Evaporation	mm	318	330	312	321	317	320	339	317	320	321
Drainage	mm	189	192	193	258	200	174	191	210	256	192
Humus mineralisation	kg ha ⁻¹	110	70	100	135	111	112	74	103	134	112
Residue mineralisation	kg ha ⁻¹	-5	-5	-9	-8	-7	-21	-17	-22	-6	-20
N fertilisation	kg ha ⁻¹	107	106	129	116	110	107	106	129	116	110
N fixation	kg ha ⁻¹	48	24	12	26	34	47	27	11	24	33
Crop N uptake	kg ha ⁻¹	193	149	154	159	179	186	138	142	156	171
Leaching	kg ha ⁻¹	12	21	32	46	21	13	16	24	50	20
Concentration	mg l ⁻¹	28	49	75	79	46	34	36	51	86	45
<i>Fertiliser-N fate</i>											
Immobilisation	kg ha ⁻¹	22	25	27	25	24	22	25	27	25	24
Volatilization	kg ha ⁻¹	10	14	15	12	12	10	14	15	12	12
Denitrification	kg ha ⁻¹	13	15	16	15	14	13	15	16	15	14
Plant fertiliser uptake	kg ha ⁻¹	62	66	71	65	64	62	65	71	65	64
<i>Efficiencies</i>											
FUE		0.58	0.55	0.55	0.56	0.56	0.58	0.54	0.55	0.56	0.56
Intercepted	g MJ ⁻¹	2.49	2.06	2.20	1.70	2.28	2.41	1.95	2.05	1.66	2.18
Global rad. use	g MJ ⁻¹	0.63	0.48	0.52	0.38	0.56	0.60	0.44	0.48	0.37	0.53
<i>Residues prediction</i>											
Residue biomass	Mg ha ⁻¹	8	5.6	7.3	5.7	7.3	7.7	5.2	6.6	5.6	6.9
Residue N uptake	kg ha ⁻¹	64	44	62	72	62	63	40	54	72	59
Residue N	%	0.8	0.8	0.9	1.3	0.9	0.8	0.8	0.8	1.3	0.9

Table 4.1/9. Final pools in 1999, annual fluxes, fertiliser-N fate and efficiencies predicted by STICS model at Bruyères from 1991 to 1999, for each soil type.

The soil factor influences several model outputs: the values of final SWC, leaching and nitrate vary more than twice between soils, for both RS and CS. Notably, the predicted Nitrogen content of crop residues is close to 1.3% for shallow loamy sand (SLS) while it nears 0.8% for the others soils. The nitrate concentration varies from 34 in the deep loamy soil (DL) to 86 mg NO₃ l⁻¹ in the shallow loamy sand (SLS). Other outputs significantly vary with the soil type: final SMN, humus mineralisation, drainage, intercepted radiation and

global radiation use efficiencies, residue biomass and Nitrogen content of crop residues. Interactions occur between the soil type and the RS/CS option for the Residue mineralisation and the concentration predictions.

Total N gaseous losses (*Volatilisation* and *Denitrification*) were 26 kg N ha⁻¹ y⁻¹, *i.e.* 23% of N inputs if we consider all soils, for both RS and CS options. They are 52% of the unused fertiliser N. The other part is the *Immobilisation*. The nitrogen use efficiency of the fertiliser (*FUE*) was calculated as the difference between the N fertilisation and the Plant fertiliser uptake. Using a -20, +20% confidence interval for *FUE*, N gaseous losses range between 17 and 32 kg N ha⁻¹ y⁻¹, *i.e.* between 15% and 28% of the N inputs.

The main difference between RS and CS affects the residue mineralisation, but this does not greatly affect the leaching calculation during the study period, since the SMN prediction at the end of autumn only differs by -1% between RS and CS (Table 4.1/7). The residue mineralisation prediction was -7 kg·ha⁻¹ for RS and -20 kg·ha⁻¹ for CS. The RS prediction is not the true value because it does not include the root residues of the previous crop, unlike CS. This could easily explain the 13 kg N ha⁻¹ y⁻¹ surplus in N immobilisation occurring with CS. The mean root N immobilisation can be estimated using total biomass prediction, the root/total biomass ratio, the humification rate and the final C/N ratio. Their mean values were 14.6 Mg ha⁻¹y⁻¹, 0.20, 0.23 and 10.5 respectively, giving an estimate of root N immobilisation of 11 kg N ha⁻¹ y⁻¹, which is close to the difference of 13 kg N ha⁻¹ y⁻¹ in residue mineralization between predictions of RS and CS simulations. Hence the entire effects of the residue incorporation appear well accounted for by CS as opposed RS.

4.1.4 Discussion

4.1.4.1 Impact of quality of databases on performances

Many specific plant parameters were adjusted in order to improve the model's robustness against the Bruyères database. A contradiction seems to occur between the mean overestimation of the LAI and the correct prediction of dry biomass of winter wheat against the database A2 (Table 4.1/ 5). The values of the radiation use efficiency cannot be involved, because they are close to those given by Gosse *et al.* (1986). Asseng *et al.* (2000) also found LAI overestimation at early stages with APSIM wheat simulations. They noticed that the overestimation had a small impact on the simulated dry matter production if it occurs during a period with low incident radiation. The performance criteria of the new calibration against the A2 database are lower than those found in literature. Grain yield of winter wheat was predicted with a RMSE of 2.1 Mg ha⁻¹ and SMN with an error of 25 kg ha⁻¹ against the B2 database. The RMSE of the same variables were 1.05 Mg ha⁻¹ and 11 kg ha⁻¹ respectively for a previous STICS evaluation on winter wheat in northern France (Houles *et al.*, 2004), 0.80 Mg ha⁻¹ and 9 kg ha⁻¹ by APSIM in the Netherlands (Asseng *et al.*, 2000). Grain yield of spring peas was predicted with a RMSE of 2.0 Mg ha⁻¹ against the B2 database whereas the grain yield of soya was predicted with a RMSE between 0.7 and 1.0 Mg ha⁻¹ by EPIC and between 0.2 and 0.3 by EPICphase (Castelguenne *et al.*, 1999). The difficulties in getting better efficiencies could be due to i) poor descriptions of soil characteristics for numerous plots of the A2 database, ii) small sample size of the A2 database, especially for rapeseed, rye and peas, and iii) the need to establish a compromise between the performance and the robustness of STICS for both environmental and agricultural variables of interest as opposed the yield alone.

The test of the model against the Bruyères database was done quite independently from the calibration process. The effect of 'on farm' conditions on the model performance can be assessed by comparing the results of Table 4.1/s 5 and 6 for each crop. In Table 4.1/ 6, the performance predictions of biomass and N uptake of main crops (and especially of winter wheat, winter barley and rapeseed) are better than those of catch crops (rye and mustard). The poor results for the simulations of rye biomass and N uptake, and of mustard N uptake can be explained by the great uncertainty affecting both technical parameters during the fallow period and the dry weight observation due to the big spatial variability of catch crop growth. The efficiencies of less than 0.50 in aerial biomass and N uptake predictions of main crops can be attributed to difficulties in getting either correct inputs, reliable observed values or good model calibration. As inputs, the dates of sowing, burial of residues and the locally applied N fertilisation rate are uncertain. The daily global radiation was measured 25 km from the basin; this distance can also bias the model outputs according to Kovács *et al.*, 1995. The soil water content (SWC) is well estimated in every case. The soil mineral nitrogen content (SMN) is badly predicted because this variable is not confined between limits, unlike the SWC. The effect of mixing model performance over crops is obtained by comparing the results presented in Table 4.1/7a, with RS, with those of Table 6. The overall performance appears surprisingly better than those obtained for individual crop species. The good performances for cereals and the accounting for all the incorporated residues can explain this performance. The RMSE remains high due to the absence of replicates and the differences between the simulated and observed dates.

Averaging the outputs allows part of this uncertainty to be smoothed out, as shown by Kersebaum and Beblik, 2001 (Table 4.1/7b, RS). The mean difference between observation and prediction of above-ground crop biomass (SB) or plant N uptake (U) at harvest is surprisingly nil since STICS only simulates the effects of water and nitrogen on crop production. Pests, diseases and soil compaction restrict crop production in the agricultural situation (Meynard *et al.*, 2002). This may have several explanations : (i) the STICS calibration is close to 'on farm' conditions as opposed the crop potential, due to gaps in the A2 database (ii) agricultural conditions at Bruyères are close to experimental conditions since the crops are relatively well protected (iii) the yield estimate in the database does not represent the harvested yield (iv) the total effect of the limiting factors cannot emerge on the sampling site scale but only on the entire field scale. The first three items reveal that empiricism remains in the STICS model to simulate the 'on farm' condition effect, through both formalism and available databases. The formalism should really incorporate a reduction factor or functional modules describing pest and disease effects (van Ittesum *et al.*, 2003). The last item illustrates a limitation of our method because the effect of the 'on farm' conditions on crop yield is subject to a scaling factor. This question could be solved using precision agriculture technology.

4.1.4.2 Impact of the time course of the simulation

In the long term, the inorganic and organic N pools interact to influence N leaching according to the plant, technical and climatic factors. The good leaching prediction against the lysimeter experiment (database A1) proves the accuracy of the humus mineralisation module which takes into account the labile N, clay and calcareous contents. However no residues were incorporated in this lysimeter. Thanks to a good calibration of the amount of residue incorporation, STICS correctly predicted N mineralisation over the long term (Gabrielle *et al.*, 2002). This proves the reliability of the N mineralisation module which only takes into account the C/N ratio of residues (Nicolardot *et al.*, 2001).

Interactions occurring between N mineralisation, N absorption, water transfer and soil type can explain the temporary drifts appearing between RS and CS. Focusing on the two examples given in Figure 4.1/2, in 1997, the initial SMN value used by RS was 139 kg N ha^{-1} (Fig. 2d) whereas the simulated one in CS was 80 kg N ha^{-1} . However this difference does not affect the N leaching simulation (Fig. 2h). On the calcareous soil (SSK) in 1995 and 1996, small and large differences between RS and CS were found for the water and nitrate contents respectively of deepest soil layers at the preceding crop harvest. This leads to different drainage and leaching between RS and CS. Gerke *et al.* (1999) showed a similar difference in the SMN kinetics over a 5-year period between sandy and loamy soil in Germany. However, the effect of the discrepancy in SMN prediction on the leaching prediction over a long period can be smoothed (Kersebaum and Beblik, 2001). Considering the overall results, the performances of CS simulations after averaging the outputs (Table 4.1/7.b) are as good as those obtained with APSIM against an experimental trial database in Australia (Probert *et al.*, 1995). The continuous simulations for a 23-year period predicted crop yield, SWC and SMN with RMSE of 0.9 Mg ha^{-1} , 45 mm and $28 \text{ kg ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ respectively. Our corresponding results were 2.7 Mg ha^{-1} , 25-37 mm, 16-25 $\text{kg ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ (Table 4.1/ 7.b, CS simulated Y, SWC and SMN). The RMSE of these crop yield predictions are related to 3.0 Mg ha^{-1} for APSIM and 8.0 Mg ha^{-1} for STICS, so the relative yield predictions (RMSE) were together close to 30%.

Despite the difference between RS and CS for the predictions of SMN at harvest and Residues mineralisation, the simulated NO_3 leached over an 8-year period is similar. The bias on RS and CS predictions of SMN at the end of autumn are similar, around $-1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Table 4.1/7). However, the mean final SMN simulated by RS and CS were higher than the observed SMN, which was around $12 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in 1999 (Beaudoin *et al.*, 2005). If the simulation had continued until 2000 and 2001, which were very wet, the $30 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ bias affecting SMN would have been either trapped by crops and catch crops or leached. That means the mean leaching predicted by CS should have been increased by less than +15% over the 10 year time course. Yet, the relatively low N supply rates in these situations should limit the risk of drift of the SMN prediction. Another question is the sensitivity of the humus mineralisation rate in the long term to the estimation of the mean root N immobilisation. The mean time of renewal is 16 years. This value is slightly higher than the 'dozen' cited by van Ittesum *et al.* (2003) but the authors attribute another part of the mineralization to the stable pool, unlike STICS. The mean time of renewal is the inverse of the coefficient of exponential decay of the labile organic N stock (k_2) which averages 0.06 and varies from 0.04 (SLC) to 0.10 year^{-1} (SLS). We assume that the mean root N immobilisation is stable over this long period. The final increase of humus stock, due to the successively incorporated root, would represent 6 % of the organic N labile stock and 2 % of the total N humus, according to their exponential decays. Linking the runs over 16 years could lead to an increase in the final humus mineralisation rate of $7 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$. The contribution of the root to the N leaching will be about + 5%

according to Table 4.1/8. Although there is uncertainty about the root /above-ground biomass ratio, it cannot hamper the continuous running of the model over several decades. This conclusion should be checked in the case of high stocking and de-stocking. Thus, after six years of catch crop establishment every year in Southern Sweden, the annual mineralisation capacity had increased by 25% according to soil N simulation, corresponding to 37 kg N·ha⁻¹·y⁻¹; then, 60% of this amount was trapped by the following crop and few per cent were leached; but without a following CC, 30% were leached (Blombäck *et al.*, 2003).

Finally, RS and CS leaching predictions should not differ greatly. Blombäck *et al.*, 2003 found similar results for RS and CS with SOILN model simulation. Initialising the model each year improved the timing of the simulation of the soil nitrate content but did not affect the leaching simulation, despite leaching being overestimated by 25%. The authors suspected the uncertainty associated with plant uptake, specially that of weeds. The quest for model robustness over a long time leads to a search for the source of systematic error as opposed random error.

4.1.4.3 Need of improvement of the model

In Table 4.1/4, the efficiency of SWC prediction is close to the 0.90 value found by Dorsainvil, 2002 for bare soils. Conversely, the efficiency of the SMN prediction is much less than the 0.83 value given by this author. This bad prediction cannot be explained by any error in the humus mineralisation rate, according to Figure 4.1/1. It may be due to a lack of description of the localisation of the residues and/or of the soil-residue contact and by the 4 month duration of the experiment. The N immobilisation could have been temporarily overestimated. We also found that STICS and three other models similarly underestimated the soil N content in bare soils just after N residue incorporation according to the simulation results of Gabrielle *et al.*, 2002. Use of a one year time period allowed them smoothing the discrepancy and getting a nil value for MD and RMSE and 12 kg N ha⁻¹ for the SMN prediction. The simulations given by Dorsainvil, 2002 also underestimated the SMN during the autumn, as measured in several experiments. In our results, calibrating *profres* partially solved this mismatch. This parameter acted only in the vertical plane whereas the lateral variation also needs to be described. Indeed, simulations of SMN and CO₂ emission using a mechanistic soil behaviour model were significantly improved when they took into account the localisation of residues in the horizontal plane (Oorts, 2006).

A specific database is needed to calibrate the growth LAI parameters of the STICS model. However, the formalism itself is flawed in that the leaf senescence does not depend on its incident radiation. That could have led Dorsainvil, 2001, optimising the leaf duration as half of that he have directly measured. By diagnosing the model's limitations we can expect to get better performance from the crop growth modules according to Castelguenne *et al.*, 1999; these authors were able to reduce the RMSE of prediction of grain yield of several crops by EPIC, by two- or three-fold, after using the new version called EPICphase.

The poor performance in the prediction of SMN at harvest requires other investigation. This can result from several doubts concerning the estimation of : i) the N fertiliser use efficiency (FUE); ii) the nitrate transfer toward the roots; iii) the N uptake dynamics during grain filling. Firstly, the mean of FUE is 0.55 (Table 4.1/9), which seems relatively low compared to usual references. The N use efficiency (*FUE*) for winter wheat (0.58) and sugar beet (0.52) slightly differed due to the influences of the crop needs during N application. The *FUE* value for winter wheat crop is underestimated by about 0.10 compared to those usually measured using labelled nitrogen. The *FUE* can be higher than 0.58 during rapid growth. Simulation during May 1984 in the Netherlands, by APSIM-Nwheat provided 0.72, 0.23, 0.04 and 0.02 as N supply fractions going respectively to above-ground crop, roots, soil organic matter and air by denitrification. The *FUE* value in this case was about 0.95. But *FUE* can be around 0.5 when the crop has slow growth. We will assume that the *FUE* value for cereals should reach 0.68 and then the mean *FUE* value could be around 0.62. Secondly, the parameter driving the nitrate diffusion could be involved in this. Its value was higher in the previous version of STICS, leading to an underestimate of the final SMN (Schnebelen *et al.*, 2004). Decreasing this parameter led to an overestimate. This parameter should be better calibrated using specific experiments. Finally, the balance between N sources and sink can be wrong during the grain filling. We did not pay enough attention to the nitrogen harvest index prediction. A well calibrated statistical relationship, such as those given by Makowski *et al.* (1999) could be more robust than a poorly calibrated module.

Total N gaseous losses (volatilisation and denitrification) were estimated at 26 kg ha⁻¹ y⁻¹, *i.e.* 23% of N inputs. N losses represent roughly 50% of the unused fertiliser. Assuming 0.62 as the mean *FUE* would reduce gaseous N losses to 22 kg ha⁻¹ y⁻¹, *i.e.* 19% of inputs. This value corresponds to the first quartile of the (15, 28 %) range obtained by sensitivity analysis (Table 4.1/8). It could be more reliable according to the literature. Webb *et al.* (2000), in a comparable context in UK, measured net volatilisation from -6 to 3 kg N ha⁻¹ y⁻¹ and

denitrification, as N_2O and N_2 , from 2 to 4 kg N ha⁻¹ y⁻¹. In addition, similar values to ours were found in more favourable contexts for gaseous losses. Grageda-Cabrera *et al.* (2004) measured $\text{N}_2+\text{N}_2\text{O}$ losses corresponding to 12% of the fertilizer-N in a cropped vertisol in Mexico. For grazing systems in the Netherlands, measured losses were 25 and 33 kgN ha⁻¹ y⁻¹ on dry and wet plots respectively, where total N inputs reached respectively 543 and 465 kg N ha⁻¹ y⁻¹ (Wolf *et al.*, 2005). For cropping systems on a sandy loam and loamy sand of the Po Valley, gaseous losses ranged between 14-27% and 12-22% respectively of the N inputs, according to LEACHN simulations (Acutis *et al.*, 2000).

On other hand, the doubt concerning *FUE* cannot influence the N immobilisation rate because *FUE* affects Residue biomass more than Residue N content (Table 4.1/8 and 9). Thus, increasing *FUE* by 20% would increase N uptake by 6% but only increases Residue mineralization by -2%, i.e. 0.4 kg ha⁻¹ y⁻¹. Leaching appeared highly sensitive to changes in mineralization rate (*Mh*) over a long period, contrary to the assumption of Acutis *et al.*, 2000, even though they used a 100-year linked simulation period. But Gerke *et al.*, 2000 have also remarked on the strong linkage between organic N content and N leaching in the long term..

Taking into account the mulch straw did not greatly affect the mean model outputs. It is caused by both, short duration of the mulch and water interception by the mulch. With a no tillage scenario the mulch effect should increase. Therefore, the model should better manage the residue behaviour automatically according to the harvest and tillage operation.

Implementing a test at the basin scale requires reliable soil parameters for several plots and years, especially the maximal root depth and the labile N stock. Classifying soils for maximal root depth should assure a good prediction of N uptake. Getting accurate values of labile N stock, and especially estimating *profhum*, appears difficult for each plot. We assume that uncertainties can be globally smoothed at the basin scale. These uncertainties could also be bypassed using stochastic approaches and limiting the number of random parameters (Acutis *et al.*, 2000, Lacroix *et al.*, 2004).

4.1.5 Conclusion

In order to check the ability of a distributed soil crop model to simulate leaching at the basin scale, there is a need in testing its N losses predictions for a long time course, large spatial scale and 'on farm' conditions. The STICS model was satisfactorily tested with reset simulations every year, against the Bruyères database, except for the predictions of Soil mineral N content and Residue N content at harvest. These limits do not hamper to continuously run the model during several decades to mimic the impacts of cropping systems where N is well managed such the Bruyères' ones. But the present model could more drift in applications where nitrogen is badly managed, e.g. cropping systems without catch crop or /and with high N inputs. In order to extend the validity domain of STICS, it is necessary to improve the calibration of plant modules.

According to our study, the model sensitivity to a given parameter disruption strikingly depends on the length of studied time course. Well restoring N leaching at short term requires to well predict the crop ability to trap nitrate before drainage (LAI and root depth at early stage, water balance and N uptake). The crop acts as a sink for mineral N, firstly by absorption and secondly by N immobilisation with high C/N residues and as a source of fresh organic matter within the soil organic matter N turn over. Well predicting N leaching at long term also needs to well describe the N harvest index, the N partition between shoot and roots and the roots behaviour. Over a long period, the impacts of the parameters of a single plant on the model outputs are smoothed. The accuracy of continuous model simulations would more provide from permanent characters which drive the soil-crop functioning: labile organic N stock, maximal rooting depth and N fertiliser use efficiency.

The model robustness will depend both on the reliability of database used to calibrate the model and the availability of 'on farm' database such those of Bruyères. But better description is need to integrate the yield limitations due to 'on farm' conditions, both within the model formalisms and the databases.

Acknowledgements

The authors are grateful to the farmers involved in this study: R. Chédeville, P. and R. Mory, B. and M. Pillois and W. varlet. They thank E. Venet, C. Herre, M. Canon, P. Thiébeau and E. Gréhan for their technical assistance, G. Alavoine and O. Delfosse for the analyses, and C. Van Laethem, B. Nicoulaud, M.H. Jeuffroy,

M. Guérif, C. Durr, C. Salon, J. Maucorps, N. Brisson and B. Nicolardot for their contribution to the database construction. The ADEME and Région Picardie are acknowledged for their financial support to this study. Finally, we thank A. Scaïfe for this English revisions.

Les références bibliographiques sont reportées en fin de mémoire

4.2 Prédications d'impacts de scénarios techniques

4.2.1 Objectifs

L'objectif est d'étudier la réponse de STICS 6 à des scénarios techniques de gestion de l'azote et de la comparer à celle du modèle couplé décrit dans le chapitre 3. Les impacts de différents scénarios sont simulés selon les méthodes décrites dans le chapitre 3. Ces scénarios croisent les facteurs fertilisation et implantation de CIPAN (culture piège à nitrate) et sont appliqués sur les données d'entrée des 36 stations d'observation. La qualité de la réponse de STICS, aux facteurs "fertilisation" et "CIPAN", est confirmée à l'échelle annuelle (Dorsainvil, 2002, Houles *et al.*, 2004). Il existe un enjeu à l'étudier à l'échelle pluriannuelle. Les simulations, avec réinitialisation annuelle de STICS 6, permettront d'appréhender uniquement la réponse, à court terme du modèle, alors que les simulations continues permettront de prendre en compte les effets cumulatifs touchant le pool d'azote minéral. Les variables d'intérêt sont les produits et les flux issus des 36 sites, pondérés au prorata des surfaces et moyennés entre les 6 années étudiées (1992 à 1997).

4.2.2 Méthode de comparaison

Les réponses aux scénarios techniques sont comparées, en faisant varier la dépendance aux données de la modélisation et donc la durée de simulation sans réinitialisation (Tableau 4.2/1). Les méthodes 1, 2 sont celles présentées dans les § 2.1 et 3.1 respectivement. Les méthodes 3 et 4 utilisent STICS réinitialisé ou enchainé respectivement, de la même façon qu'au § 4.1. Les scénarios simulés sont tels qu'ils sont décrits dans le chapitre 3.1 de ce mémoire : - reproduction des pratiques observées dans chaque parcelle (BPA); - avec une fertilisation raisonnée sans CIPAN (0 CIPAN); - conventionnel, c'est-à-dire, avec une fertilisation majorée et sans CIPAN.

La méthode 1 sert de référence pour le seul scénario BPA; elle consiste en l'exploitation des données observées pour obtenir les variables d'état et l'intégration de celles-ci dans le modèle LIXIM, pour obtenir les flux d'eau et d'azote sous la zone racinaire. Les modalités de la méthode 2 présentent trois distorsions avec celles des autres méthodes: - dans les entrées d'azote, le scénario S3, qui doit mimer la réalité, a des doses supérieures en moyenne de $20 \text{ kgNha}^{-1}\text{an}^{-1}$ à celles observées; alors que le scénario S4, avec réduction d'intrants, s'en rapprocherait davantage; - l'ensemble du stock d'azote minéral (AMS), prédit par le modèle de Makowski, et non seulement le stock d'azote nitrique du sol (ANS), a été pris comme valeur initiale dans STICS 3.0 qui lui a été couplé; cette dernière est donc surestimée de 9 kgNha^{-1} en moyenne, d'après les données observées; -les repousses des cultures ne sont pas simulées dans la méthode 2 alors que leur impact est *de facto* intégré dans la méthode 1 et qu'elles sont explicitement modélisées dans les méthodes 3 et 4.

Les doses d'azote apportées sont égales entre les méthodes 1, 3 et 4 pour les BPA et entre 2, 3 et 4 pour le scénario conventionnel. Les stocks d'eau et d'azote du sol et les pertes d'eau et d'azote sont quantifiés en prenant une profondeur de 90 cm pour les sols superficiels et de 120 cm pour les sols limoneux profonds dans toutes les méthodes; elles diffèrent de celles utilisées au §4. Aucun effet mulch des pailles n'est explicitement pris en compte, contrairement au §4. L'épaisseur des couches des cellules de mélange est égale à 1cm pour l'ensemble des méthodes.

4.2.3 Simulation d'impacts du scénario BPA

Pour les méthodes 2, 3 et 4, les prédictions par des impacts du scénario BPA, sont comparées à celles issues de la méthode 1. La reproduction du scénario BPA par la méthode 2 doit être considérée comme intermédiaire entre les sorties de S3 et S4. Les plus forts écarts de prédiction portent sur le rendement et la teneur moyenne en nitrate avec la méthode 2, ainsi que sur le drainage et la lixiviation d'azote avec les méthodes 3 et 4.

Les indices de récolte sont seulement accessibles pour les méthodes 3 et 4, et sont égaux (non présentés). L'indice de récolte-carbone moyen (écart type) est de 0.55 (0.07) alors que l'indice mesuré est de 0.50 (0.04). L'indice de récolte-azote est 0.74 (0.24) alors que le mesuré est de 0.78 (0.05). La variabilité de l'indice de récolte azote est bien trop forte. Les méthodes 2, 3 et 4 utilisent le même coefficient de 0.20 comme rapport des biomasses racinaire et aérienne, soit une fraction de 0.17 de la biomasse totale. Cependant, le recyclage des parties souterraines n'est pas simulé dans les méthodes 2 et 3, contrairement à la 4. La quantité

d'azote recyclée issue des racines est alors une fraction de 0.10 de l'azote de la culture. Cette valeur est conforme avec la bibliographie mais reste difficile à vérifier. Beckie *et al.* (1997) donnent une fraction maximale de 0.15 d'après Armstrong *et al.*, (1994), mais aussi Peoples *et al.* (1995) qui ont montré que la quantité d'azote des racines de lupin est trois fois celle mesurée. Pour une culture de blé, le modèle APSIM simule une part, de 0.23 de l'apport d'azote, qui est utilisée par les racines (Van Ittersum *et al.*, 2003).

Les prédictions de drainage de la référence et des méthodes 2 et 3 diffèrent de 20 à 225 mm an⁻¹. Cela peut s'expliquer par la non-prise en compte du paillis mais aussi par le fait que la méthode de référence n'est pas exempte d'une erreur d'estimation de l'ETR. La moindre valeur de drainage obtenue par la méthode 4 s'explique en sus par la propagation de la sous-évaluation du stock d'eau à la récolte.

La concentration nitrique moyenne de l'eau de percolation est surestimée, par la méthode 2, à l'opposé des méthodes 3 et 4. Cela peut être dû, en partie, à la prise en compte de l'ammonium dans les valeurs initiales du reliquat d'azote. La fraction lixiviée du reliquat de fin d'automne est, en moyenne, de 40%. La part lixiviée du reliquat récolte lui est inférieure, car seule une partie de celui-ci est encore présente sous forme minérale en fin d'automne. La majoration de la quantité lixiviée due à l'ajout du compartiment ammoniacal serait au maximum de 3 kgNha⁻¹; celle de la concentration serait de 6 mgN3OI⁻¹. Les prédictions de concentration de la méthode 3 sont très proches de la référence, ce qui est logique car elles sont très dépendantes des données. Celles de la méthode 4 sont bonnes en moyenne mais la hiérarchie des prédictions de la teneur en nitrate par type de sol est perturbée. Les moindres teneurs sont obtenues pour les marnes et caillasses et non pour les limons profonds. Cette inversion peut s'expliquer en partie par les différences entre sols des prédictions des pertes par voie gazeuse alors qu'elles sont probablement surestimées (Beaudoin *et al.*, §4.1). Celles ci sont respectivement de 24, 29, 35, 27 kgNha⁻¹an⁻¹ pour les sols limoneux épais, marnes et caillasses, calcaires grossiers et sables auversiens respectivement (non présenté). Il est possible aussi que la non différenciation de l'épaisseur des couches des cellules de mélange contribue à biaiser la hiérarchie de la sensibilité des sols à la lixiviation.

méthode	1					2			3			4		
	observation + LIXIM	Modèle stochastique couplé à STICS 3					STICS 6 réinitialisé annuellement			STICS 6 enchaîné pendant 6 ans				
modèle	BPA	S4	S3	S2	S1	BPA	OCI	Conv.	BPA	OCI	Conv.			
scénario	BPA	S4	S3	S2	S1	BPA	OCI	Conv.	BPA	OCI	Conv.			
Fertilisation (kgNha ⁻¹)	117	110	137	137	162	117	117	162	117	117	162			
CIPAN	oui	oui	oui	non	non	oui	non	non	oui	non	non			
<i>Moyennes arithmétiques des variables d'état à la récolte</i>														
rendement (Mg ha ⁻¹)	8.1	5.8	6.0	6.0	6.1	5.9	5.9	6.3	5.7	5.7	6.2			
teneur N produit (%)	1.8	1.8	2.0	2.0	2.1	1.9	2.3	2.4	1.9	2.1	2.4			
reliquat (kg N ha ⁻¹)	35	*45	*49	*49	*60	39	43	44	40	43	46			
<i>Moyennes pondérées des flux, sortant de la zone racinaire, à l'échelle du bassin</i>														
drainage (mm an ⁻¹)	223	202	202	207	207	190	198	198	175	183	183			
lixiviation (kg N ha ⁻¹)	22	24	26	38	41	19	25	25	18	23	26			
nitrate (mgNO ₃ l ⁻¹)	43	53	56	81	88	44	55	55	45	57	62			
<i>Concentration moyenne arithmétique, du nitrate dans l'eau drainée, par type de sol</i>														
limons épais	34	41	43	62	68	37	44	44	46	56	60			
marnes et caillasses	50	55	62	80	83	51	58	58	38	44	48			
calcaires grossiers	66	57	65	126	131	57	77	77	43	57	64			
sables auversiens	81	106	116	150	188	71	100	101	74	100	97			

Tableau 4.2/1 : Valeurs moyennes annuelles observées et/ou simulées selon la méthode, pour des scénarios croissant dose d'azote et présence de CIPAN sur les parcelles cultivées de Bruyères, de 1991 à 1997.

- Les scénarios S1 à S4 utilisent des dates d'intervention moyennes définies dans le chapitre 3.1.
- Les dates d'intervention techniques dans les méthodes 3 et 4 reproduisent celles observées. Les doses d'azote du scénario conventionnel (Conv.) sont celle du scénario S4.
- Les profondeurs de calcul du lessivage sont 90 cm pour les sols calcaires, sableux ou caillouteux et 120 cm pour les sols limoneux.
- * prédiction du stock d'azote minéral du sol et non du stock d'azote nitrique du sol; d'où addition de 9 kgNha⁻¹ N d'azote ammoniacal dans les valeurs initiales de simulation du lessivage.

4.2.4 Simulation d'impacts du scénario sans CIPAN

Les abattements de concentration permis par l'établissement de CIPAN (passage 0 CIPAN- BPA) sont réciproquement de 30, 20 et 20 % pour les méthodes 2, 3 et 4. Ces valeurs sont proches des 23% prédits à partir des données issues de LIXIM, avec une méthode fruste, mais probablement robuste, en §2.1. Les abattements permis par les méthodes 3 ou 4 sont moindres qu'avec la méthode 2. L'utilisation de la même dose de fertilisants avec ou sans CIPAN est une limite de la méthode, car en réalité, la fertilisation aurait du faire l'objet d'un autre bilan prévisionnel. L'effet des CIPAN est quasi stable entre les méthodes 3 et 4. Cela s'explique par le fait que le piégeage d'azote se produit principalement à l'échelle annuelle. L'abattement, en valeur absolue, est moindre en sols profonds, alors que l'abattement moyen relatif dépend peu du type de sol (15 à 26 %). Cette faible valeur s'explique à la fois par la fréquence d'introduction et les conditions non optimales de conduite des CIPAN (§2.1 et 5.51). Dans une rotation de polyculture/élevage introduisant des CIPAN une année sur deux, fréquence plus forte qu'à Bruyères, l'abattement de la concentration mesurée en bougies poreuses est de 28% à l'échelle de la rotation (Olesen *et al.*, 2002).

4.2.5 Simulation d'impacts du scénario Conventionnel

Les abattements de concentration permis par l'introduction de la fertilisation raisonnée (passage conventionnel - 0 CIPAN) sont réciproquement 8, 0 et 8 % pour les méthodes 2, 3 et 4. Les sorties de la méthode 2 prennent en compte les effets d'une sur-fertilisation sur la lixiviation de l'hiver suivant, ce qui en représente la plus grande part. La méthode 3 n'en prend aucun; la méthode 4 les prend tous. Dans la méthode 3, la non-réponse de la concentration, sauf sur les sols sableux, à la fertilisation raisonnée est un résultat attendu, sachant que l'effet à court terme de la fertilisation sur la lixiviation est quasi nul dans ces pédoclimats. La moindre concentration du scénario conventionnel obtenue, avec la méthode 4, est due soit aux insuffisances dans la modélisation du rapport C/N des résidus, soit à la prise en compte logique de l'effet de l'organisation d'azote par les résidus de racines. Les pertes gazeuses simulées sont augmentées de 30% par rapport au scénario BPA, quasiment indépendamment du type de sol (non présenté). Le délai de 8 ans est insuffisant pour analyser les effets cumulatifs de la fertilisation sur l'évolution du pool d'azote organique (Mariotti, 1997).

4.2.6 Conclusions

L'abattement total permis par l'introduction des BPA est simulé de 38% avec la méthode 2 et de 27% avec la méthode 4. Les formes de modélisation semblent différer par "leur stratégie d'élimination" de l'azote excédentaire. Les rendements et teneurs en azote des grains simulés augmentent moins vite avec la dose de fertilisation dans la méthode 2 qu'avec les méthodes 3 ou 4. Le phénomène opposé se produit pour le stock d'azote minéral. La méthode 2 "dirige" l'azote excédentaire principalement vers le sol, la méthode 4, principalement vers les produits exportés et comme pertes dans l'atmosphère. La réponse des pertes par voie gazeuse à la dose d'azote est empiriquement prise en compte dans la méthode 2, alors qu'elle est proportionnelle à celle ci dans les méthodes 3 et 4. Ces directions jouent sur l'estimation de l'abattement de concentration permis par des pratiques combinées limitant la pollution nitrique. Cet abattement a été quantifié expérimentalement à 29% dans des rotations culturales de deux petites régions agricoles de Picardie (Beaudoin *et al.*, 2001). Il a été mesuré variant entre 22 à 66 %, suivant le niveau de protection de l'environnement imposé à des systèmes de culture sur rendzine, en Angleterre (Johnson *et al.*, 2002). Il a été simulé égal à 30% à l'échelle d'un bassin hydrologique en Beauce (Schnebelen *et al.*, 2004). Ces chiffres dépendent de la fréquence des cultures de printemps et du niveau d'intensification azoté décrit dans le scénario conventionnel.

Les résultats des simulations continues de STICS semblent réalistes, en moyenne. Ils demanderaient une expertise plus fine de la quantification de la lixiviation en fonction du type de sol et de la réponse des pertes, sous forme gazeuse, à la sur-fertilisation. La modélisation continue avec STICS est donc à la fois opérationnelle et perfectible.

Les références bibliographiques sont reportées en fin de mémoire

4.3 Couplage de STICS 6 au SIG Arc Info et sensibilité des prédictions au niveau de résolution de la carte des sols

Résultats intermédiaires d'un travail mené

**avec la collaboration scientifique de A.Couturier², J. Maucorps¹, B.Nicoullaud²
et la collaboration technique de E.Venet¹, D.Boitez¹, J.Duval¹.**

¹INRA- unité d'agronomie LRM - ²INRA-unité de science du sol - Orléans

4.3.1 Introduction

Dans les régions de grande culture, diverses procédures ont été mises en place pour réduire la pollution nitrrique croissante des nappes souterraines. Evaluer l'impact de ces changements de pratiques sur le lessivage du nitrate, à l'échelle du bassin d'alimentation en eau potable, n'est pas directement possible, sauf sur des périmètres drainés si l'on dispose de systèmes de mesures des flux d'eau drainés. Une modélisation stochastique peut intégrer la variabilité des entrées techniques et des sols, sans en localiser les impacts au sein d'un territoire donné (Sauboua, 2001 ; Accutis *et al.*, 2003). Une modélisation, couplée à un système d'information géographique (SIG), permet une prédiction géo-référencée de type déterministe (Wagenet et Hutson, 1996; Durand *et al.*, 2006). Ce couplage sous tend plusieurs hypothèses :

- le couplage lui-même a un sens, c'est-à-dire que l'on peut décomposer le milieu naturel en unités homogènes (pour les processus étudiés) et dont les limites sont connues;
- le domaine de définition du modèle est respecté, c'est-à-dire que la modélisation des processus biophysiques est adaptée à l'ensemble des unités du milieu naturel étudié ;
- les paramètres du modèle de culture peuvent être mesurés, ou estimés à partir de règles ou fonctions de pédotransfert, qui permettent de traduire le contenu des unités en valeur de paramètre (Bastet *et al.*, 1998);
- les variables d'état d'entrée du modèle peuvent être mesurées ou estimées ; l'estimation consiste soit à constituer des règles d'apparement entre un réseau de mesure minimal et l'ensemble des unités constituant le territoire à étudier, soit à faire générer, par le modèle, des valeurs simulées pendant la période antérieure à l'étude elle-même;
- les variables d'entrée du modèle doivent être facilement accessibles ; or cette caractérisation des pratiques pose problème, à l'échelle d'une parcelle hétérogène, et *a fortiori*, à l'échelle d'un bassin; une solution peut consister dans l'association d'informations spatialisées (photographies aériennes, télédétection, géophysique).

Des travaux de quantification du lessivage du nitrate, à l'échelle du bassin, ont déjà été entrepris pour coupler STICS 4 à un Système d'Information Géographique (SIG) (Brisson *et al.*, 2003 ; Nicoullaud *et al.*, 2004). Ce modèle spatialement distribué a déjà été utilisé par Schnebelen, 2000 et Gomez, 2002. Un test de comparaison avec des cartes de rendement, obtenues en parcelles hétérogènes, sur le site de Bruyères, a été réalisé avec la version 4.0 (Beaudoin *et al.*, 2003, en annexe 2). Il montre qu'obtenir une prédiction satisfaisante est possible, après agrégation des sorties par types de matériaux-sols, et que, chercher un niveau de résolution trop fin peut bruiser l'information obtenue à l'échelle locale. Cependant il existe un risque à agréger des unités à cause de la non linéarité de la réponse des processus, à la variabilité des paramètres d'entrée (Addiscott *et al.*, 1995). Enfin, il existe un enjeu à simplifier la description de la variabilité spatiale pour limiter les temps de calcul.

La version 6 de STICS prend mieux en compte les conditions d'enchaînement des cycles que la version 4.0 et prédit les différents types de pertes d'azote. La fiabilité du couplage de cette version du modèle a été testée, par le biais d'une analyse de sensibilité des prédictions de l'outil, à différentes échelles de temps et d'espace (Banvillet, 2003). L'objectif est de comparer les sorties obtenues en utilisant 2 niveaux de résolution de cartographie des sols, croisés avec deux niveaux de résolution temporelle. Un objectif finalisé est de comparer la cohérence des sorties aux résultats intégrant les flux issus des 36 stations d'observation, selon la méthode utilisée dans les § 2.2 et 3.1. Le support d'illustration est le bassin d'alimentation de Bruyères (Beaudoin *et al.*, 2005).

4.3.2 Matériel et méthodes

4.3.2.1 Principe du couplage

La mise en oeuvre de STICS est gérée par le SIG Arc Info, qui organise les données, géographiques ou non spatialisées, pour créer les entrées du modèle de culture (Nicoulaud *et al.*, 2004). Le croisement des limites d'unités cartographiques de sol (*ucs*) et des parcelles agricoles permet de définir les *UCSi*, unités cartographiques de simulation (Figure 4.3/1). L'initialisation du modèle sur l'ensemble des *UCSi* peut se faire selon deux procédures : (i) annuellement, par apparentement de chaque *UCSi* à une des 36 stations ayant fait l'objet d'une acquisition de données initiales, (ii) par simulation de l'année antérieure par le modèle avec enchaînement des années. Le SIG est programmé pour gérer les sorties de simulation, en les intégrant aux échelles de la parcelle culturale ou du bassin. Cette méthode d'agrégation ne prend pas en compte les interactions entre *UCSi*, tant pour les flux d'eau que pour les pratiques agricoles.

Le site étudié à Bruyères comprend 21 parcelles agricoles, d'une superficie totale de 145ha (Beaudoin *et al.*, 2005). Leurs limites sont assez stables au long des 8 années étudiées (1992-1999), ce qui permet de définir un parcellaire commun aux 8 années. Les techniques culturales sont appliquées de façon homogène au sein des parcelles

Une cartographie des sols, précise au 1/5000^e, a été établie en 1990 par MM Lindor et Sarrazin (INRA). Elle décrit 430 unités cartographiques de sols. La méthode utilisée, de type morphologique et analytique, est similaire à celle utilisée pour la carte de l'Aisne à l'échelle du 1/25000^e. Le contenu de chaque unité peut lui être propre et n'est pas directement attaché à un type génétique de sol.

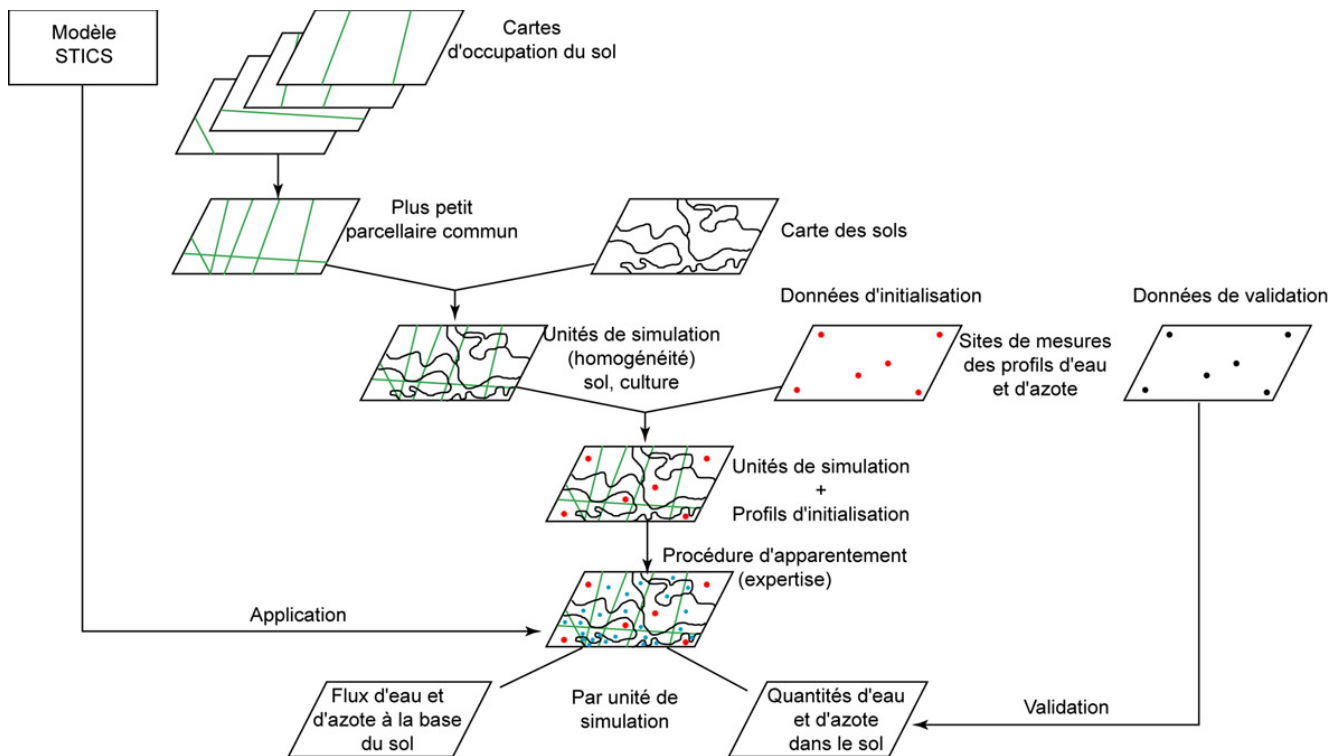


Figure 4.3/1 - Schéma du couplage entre le modèle STICS et le Système d'Information Géographique Arc Info, (extrait de Schnebelen *et al.*, 2004).

4.3.2.2 Etablissement d'une carte typologique dite carte simplifiée

Une deuxième cartographie a consisté à dresser une typologie de 27 classes de sols, en fonction du substrat et de l'épaisseur du sol. Les contours des 170 unités cartographiques de sols et la localisation de 7 classes regroupant les 27 types de sol sont présentés en Figure 4.3/2. Les types de sol sont définis d'après leur morphologie, en sachant que celle-ci est fortement héritée du substrat géologique (en annexe 3). Les types morphologiques sont définis en s'inspirant de ceux de Solau (1992). Des clés de rattachement des unités cartographiques de la carte analytique aux types de sol sont établies. Les contours des unités cartographiques de la carte typologique sont alors tracés automatiquement par le SIG en reprenant ceux de la carte analytique et

en regroupant certaines unités. Certains contours ont été ensuite modifiés en fonction de la carte topographique et des cartes d'affleurement des substrats (non présentées). L'épaisseur et la nature des horizons de chaque profil type ont été établies en sélectionnant la description de l'unité de la carte analytique la plus proche de la définition du profil type.

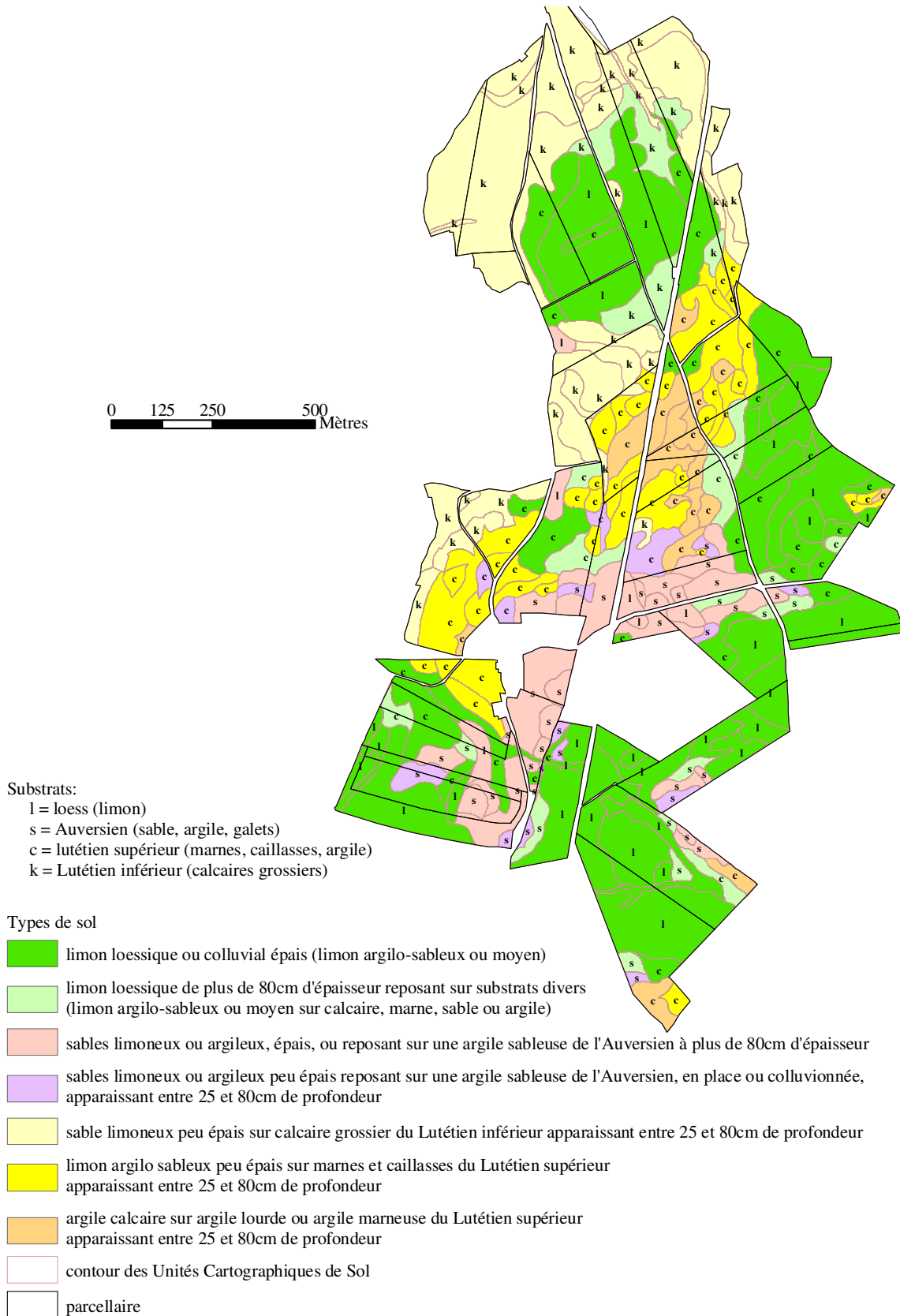


Figure 4.3/2 : Principales classes et contours des unités cartographiques de la carte typologique des sols du plateau de Bruyères, en fonction des 27 types définis sur des critères morphologiques (annexe 4.3/1).

4.3.2.3 Etablissement de règles de pédotransfert

Des fonctions de pédotransfert locales ont été établies afin de permettre de renseigner les paramètres du sol du modèle STICS (Ponsardin, 1999). Elles concernent l'enracinement des cultures, les propriétés de stockage de l'eau et des solutés et d'autres paramètres concernant les propriétés de l'horizon de surface. Les valeurs des paramètres sont définies par classes de matériaux, en distinguant la terre fine des éléments grossiers, selon la méthodologie décrite par Beaudoin *et al.* (accepté).

La profondeur maximale d'enracinement a été décrite en utilisant des relations établies à partir d'observations menées sur fosses pédologiques (Beaudoin *et al.*, 1995). Les relations impliquent soit le type de sol, soit la profondeur d'apparition du substrat (Tableau 4.3/1). La charge en cailloux a été définie à partir des références d'analyse mécanique d'échantillons (non présenté).

1) Calcul d'une profondeur de base (Zb) en fonction du profil type et de la pente :	
Si substrat = limon loessique	Zb = 155
Si substrat = colluvions limoneuse	Zb = 120
Si substrat = Lutétien Pente < 15 %	Zb = 90
Pente > 15 %	Zb = 70
Si substrat = Auversien	Zb = 55
2) Calcul d'une profondeur (Zs) en fonction de la profondeur de transition (s) entre un horizon meuble recouvrant un substrat du Lutétien :	
Si substrat = calcaire grossier ou marnes et caillasses du Lutétien	
Et s'il existe horizon sus-jacent = meuble (limoneux ou limono-sableux, ou limono-argileux)	
Et si s < 100 cm	
si rang de l'horizon dans le profil = 2,	Zs = p + 35 cm
ou si rang de l'horizon dans le profil >2,	Zs = p + 20 cm
Sinon	Zs = 120 cm
3) Calcul d'une limite (Zo) en fonction de la limite supérieure d'apparition (o) d'un horizon obstacle :	
Si texture = (argile lourde, ou sable ou galets)	Zo = o +20 cm
Ou si texture = (argile ou argile sableuse ou argile limoneuse)	Zo = o +40 cm
Sinon,	Zo = 150 cm
4) Calcul de la profondeur maximale d'enracinement Z dans le sol	Z = min (max(Zb,Zs), Zo)

Tableau 4.3/1 : Relations permettant de définir la profondeur maximale d'enracinement des cultures.

Les valeurs de densité apparente ont été obtenues en faisant la moyenne de données, soit issues des fosses pédologiques, soit issues de sondages effectués entre 2 et 4 m de profondeur avec une tarière de 8 cm de diamètre, en octobre 1995. Les valeurs d'humidité à la capacité au champ, par classe de texture, ont été obtenues en faisant la médiane de mesures effectuées sur des carottes extraites, soit des sols en février 1996, soit des sondages profonds d'octobre 1995. Les données d'humidité au point de flétrissement ont été obtenues par mesure de l'humidité gravimétrique au laboratoire, après passage en chambre de pression, sur les échantillons représentatifs de la classe de texture étudiée. Les données sont présentées dans le tableau 2. Les valeurs sont données pour chaque texture en fonction du compartiment et de la profondeur, pour le compartiment terre fine. Toutes les classes de texture n'ont pu être inventoriées sur l'horizon de surface ; les valeurs données dans le tableau ont été alors extrapolées à partir de celles mesurées sur les horizons inférieurs. Les valeurs observées à moins de 30 cm de profondeur varient de 1.02 à 1.66 pour la densité apparente, 11 à 55% pour l'humidité à la capacité au champ, 3 à 34% pour l'humidité au point de flétrissement permanent. La densité apparente et l'humidité à la capacité varient en sens inverse, si bien que la capacité de stockage de l'eau varie selon une gamme moindre.

Profondeur/ compartiment	textures	da	hcc	hpf	dénomination
			%	%	
terre fine					
<=30	s	1.24	15.6	3.1	sable
<=30	sl	1.33	18.5	5.7	sable limoneux
<=30	sa	1.44	20.9	8.4	sable argileux
<=30	lls	1.42	19.6	7.3	limon léger sableux
<=30	ls	1.38	24.2	9.9	limon sableux
<=30	lms	1.38	23.1	9.5	limon moyen sableux
<=30	lsa	1.42	25.1	9.8	limon sablo-argileux
<=30	las	1.37	25.3	9.7	limon argilo-sableux
<=30	ll	1.38	21.7	8.4	limon léger sableux
<=30	lm	1.28	25.9	9.7	limon moyen
<=30	la	1.34	25.9	10.5	limon argileux
<=30	as	1.24	31.9	17.9	argile sableuse
<=30	a	1.28	35.0	22.1	argile sableuse
<=30	al	1.33	28.0	14.8	argile limoneuse
<=30	alo	1.06	49.5	33.8	argile lourde
<=30	kg	1.22	24.2	5.4	calcaire dur
<=30	kc	1.19	31.0	10.9	calcaire dur sur marne
<=30	c	1.26	31.2	10.4	calcaire tendre
<=30	cm	1.22	34.4	12.6	calcaire marneux
<=30	cmf	1.04	44.2	16.6	calcaire marneux et fallun coquillier
<=30	m	1.00	39.7	16.3	marne
<=30	mf	0.88	55.3	21.8	marne et fallun coquillier
<=30	f	0.88	58.7	24.7	matériaux très fossilifères de texture variée
<=30	csl	1.19	23.5	9.4	matériaux calcaro-sablo limoneux
<=30	am	1.20	30.5	16.2	argile marneuse
<=30	ma	1.12	45.1	18.6	marne argileuse
<=30	x	1.44	22.4	8.2	cailloutis siliceux
>30	s	1.43	11.4	3.1	sable
>30	sl	1.53	15.2	5.7	sable limoneux
>30	sa	1.66	16.6	8.4	sable argileux
>30	lls	1.64	15.3	7.3	limon léger sableux
>30	ls	1.58	19.9	9.9	limon sableux
>30	lms	1.58	20.5	9.5	limon moyen sableux
>30	lsa	1.64	20.8	9.8	limon sablo-argileux
>30	las	1.57	21.5	9.7	limon argilo-sableux
>30	ll	1.58	17.4	8.4	limon léger sableux
>30	lm	1.47	21.7	9.7	limon moyen
>30	la	1.54	21.6	10.5	limon argileux
>30	as	1.43	27.6	17.9	argile sableuse
>30	a	1.48	30.7	22.1	argile
>30	al	1.53	23.8	14.8	argile limoneuse
>30	alo	1.22	45.3	33.8	argile lourde
>30	kg	1.40	20.0	5.4	terre fine associée au calcaire dur
>30	kc	1.37	26.7	10.9	terre fine associée au calcaire dur sur marne
>30	c	1.45	26.9	10.4	calcaire tendre
>30	cm	1.40	30.1	12.6	calcaire marneux
>30	cmf	1.19	39.9	16.6	calcaire marneux et fallun coquillier
>30	m	1.15	35.4	16.3	marne
>30	mf	1.02	51.0	21.8	marne et fallun coquillier
>30	f	1.02	54.5	24.7	matériaux très fossilifères de texture variée
>30	csl	1.37	19.2	9.4	matériaux calcaro-sablo limoneux
>30	am	1.38	26.2	16.2	argile marneuse
>30	ma	1.28	40.8	18.6	marne argileuse
>30	x	1.66	18.2	8.2	cailloutis siliceux
éléments grossiers					
>0	1	2.11	10.9	3.1	calcaire grossier
>0	2	2.36	5.7	3.3	caillasses
>0	3	1.91	15.9	3.7	faluns (potamides)
>0	4	2.7	0	0.0	galets de l'auversien et graviers sur limon loessiques

Tableau 4.3/2 : Classes de pédo-transfert des propriétés de stockage de l'eau et des solutés de la terre fine et des éléments grossiers.

Da= densité apparente, hcc = humidité pondérale à la capacité au champ (%), hpf = humidité pondérale au point de flétrissement permanent (%).

Les règles de pédotransfert d'autres paramètres de STICS sont présentées en annexe 3 : Q0 (quantité d'eau pouvant être évaporée sans frein); profhum (épaisseur de la couche où se calcule la minéralisation nette); epd (épaisseur des couches élémentaires où se produit le mélange des solutés).

Le pH de l'horizon de surface varie en moyenne de 7.9 pour les sols limoneux à 8.3 pour les sols calcaires. L'absence de différence significative entre sols est due aux apports d'écumes de féculerie. Aucune fonction de pédotransfert du pH n'a été utilisée.

4.3.2.4 Règles d'apparement des valeurs initiales

Des acquisitions de données ont porté sur les propriétés physico-chimiques et les stocks d'eau et d'azote du sol de 36 stations permanentes de mesures du bassin ; elles permettent d'initialiser le modèle et de le tester ponctuellement (Beaudoin *et al.*, 2005). Les méthodes d'apparement d'une *UCSi* donnée, à une station de mesure, concernent les données initiales d'azote organique, de stock d'eau et d'azote nitrique du sol. Cela revient à établir des fonctions entre une '*UCSi* cible' et une 'station source'. Pour les stocks d'eau et d'azote nitrique, les critères pris en compte sont : le type de sol, représenté par la classe de réserve utile en eau du sol, le type de culture, l'année de récolte et la N° de parcelle. Quatre classes de réserve utile ont été définies. Pour les stocks d'azote organique, le facteur année est négligé.

Trois types d'apparement sont réalisés, par ordre décroissant de priorité, en fonction des données disponibles:

- l'apparement direct consiste à utiliser une mesure 'source' effectuée sur la même parcelle, la même année et un sol de la même classe de réserve utile;
- l'apparement indirect consiste à faire le produit entre la mesure, issue d'une 'station source' établie sur la même parcelle, mais sur un sol avec une réserve en eau utile différente de l'*UCSi* cible, et le rapport, calculé sur une autre parcelle, entre les données d'un sol équivalent au sol de l'*UCSi* cible et d'un sol équivalent au sol de la station source.
- l'apparement par extrapolation consiste à utiliser la moyenne des données issues d'une ou plusieurs stations dont la classe de réserve en eau et/ou la culture, sont analogues à celles de l'*UCSi* cible.

Les données, mesurées sur les 36 sites d'apparement, servent aux trois niveaux étudiés; elles servent chaque année, après la récolte, pour une réinitialisation annuelle du modèle, ou uniquement l'année 1991, avec des simulations continues pendant 8 années.

4.3.2.5 Simulation à 3 niveaux de résolutions

La sensibilité de la modélisation, couplée avec Arc Info, est étudiée pour 3 niveaux de résolution de la carte des sols du bassin : réseau des 36 stations de mesure, carte des sols typologique; carte des sols analytique. Les cartes analytiques et typologiques sont associées aux mêmes fonctions de pédotransfert et d'apparement. La méthode dite analytique ne présente donc pas le même niveau de précision pour les données initiales que le paramétrage du sol. A contrario, le niveau de résolution utilisant les 36 stations associe le jeu de données des paramètres, humidité à la capacité au champ (Hcc) et stock d'azote organique (Norg), propres à chaque station.

Les sorties des simulations ont été agrégées à l'échelle de chaque parcelle agricole, puis à l'échelle du bassin (145 ha). La comparaison à l'échelle parcellaire ne concerne que les sorties de simulations associées aux cartes analytique et typologique; l'extrapolation des sorties obtenues sur les 36 stations n'a d'intérêt qu'à l'échelle du bassin.

4.3.3 Résultats

4.3.3.1 Valeurs à l'échelle de l'unité de simulation

La Figure 4.3/3 permet de comparer les stocks d'eau initiaux, attribués aux *UCSi* décrites pour les cartes analytique (a) et typologique (b). Des distorsions apparaissent pour quelques parcelles. Cependant le coefficient de corrélation est élevé ($r=0.93$). Elles peuvent être dues aux interprétations opérées sur le degré d'évolution des sols loessiques, et donc sur leur teneur en argile en profondeur, lors de l'élaboration de la carte typologique. Elles peuvent être dues à ces modifications de contenu des unités, à la façon dont les sols ont été regroupés localement ou aux limites de la démarche d'apparement. Les distorsions sont moindres pour le stock d'azote minéral ($r=0.97$).

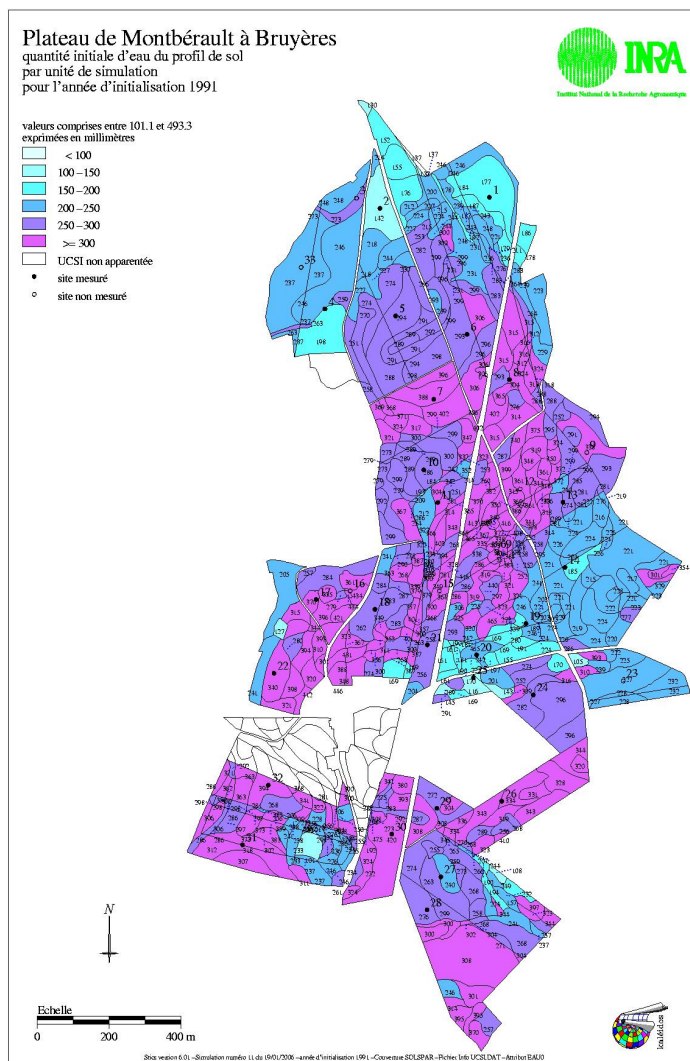
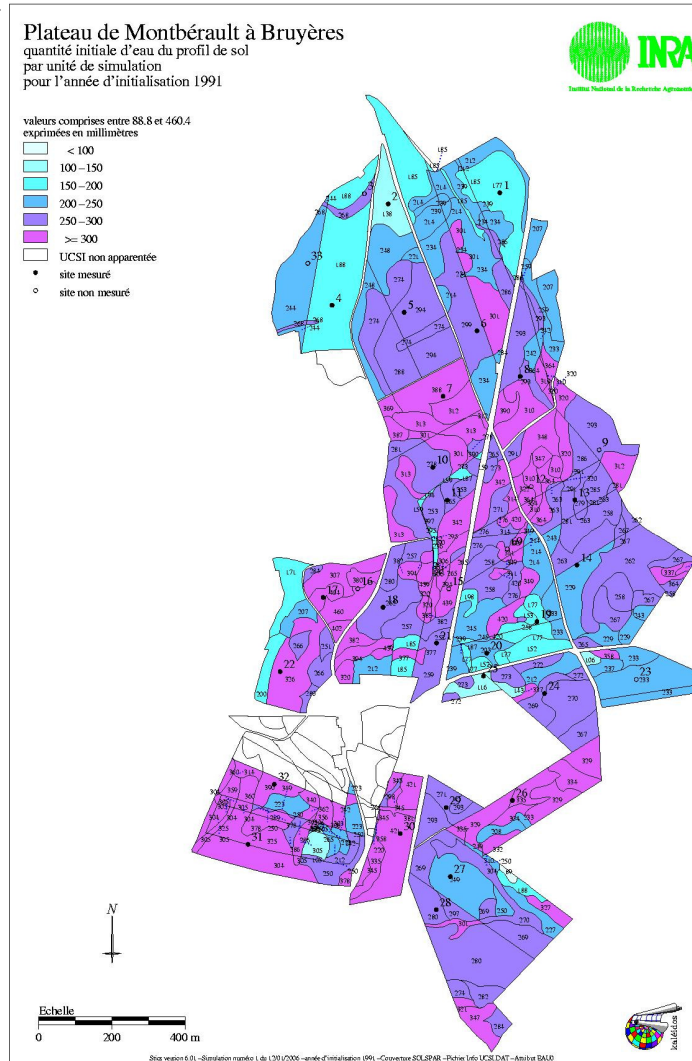
a) *carte analytique*b) *carte typologique*

Figure 4.3/3 : valeurs initiales des stocks d'eau des sols en 1991 avec fonds de carte des unités cartographiques analytiques (a) et des unités unités typologiques (b).

La Figure 4.3/4 contient les cartes de concentration moyenne inter-annuelles, après simulations continues pour les deux types de carte. Les classes de concentration représentées sont identiques, et comprises entre moins de 25 à 100-150 mg NO₃ l⁻¹. Les localisations des parcelles à forte lixiviation et faible concentration sont similaires. Toutefois, les formes et étendues des plages de couleur, au sein des parcelles, diffèrent entre les deux cartes.

4.3.3.2 Prédications à l'échelle parcellaire

La comparaison des sorties moyennes, inter-annuelles, agrégées à l'échelle parcellaire, des simulations associées aux cartes analytique et typologique, avec réinitialisation annuelle est présentée en Figure 4.3/5. Les prédictions sont proches, à l'exception de celles du drainage. Leur coefficient de corrélation est de 0.99 pour le rendement, la matière sèche produite et l'absorption d'azote à la récolte (non représenté). Il est compris entre 0.92 et 0.97 pour les stocks d'eau et d'azote, la lixiviation, les pertes d'azote par voie gazeuse et la concentration de l'eau de drainage. Il est de 0.62 pour le drainage. Quand on s'intéresse à une année isolée, en l'occurrence, l'année 1998/99: les constats sont les mêmes, mais les prédictions du drainage sont moins éloignées ($r = 0.87$). Il est assez étonnant que les prédictions de minéralisation soient peu sensibles au mode de discrétisation spatiale, alors que le processus est tributaire de la texture; il est possible que leur intégration à l'échelle parcellaire permette déjà un lissage. La même remarque peut être faite pour la volatilisation de l'ammoniac dont les prédictions pourraient être pénalisées par l'absence de prédiction de la variabilité spatiale du pH, même si cette dernière est faible.

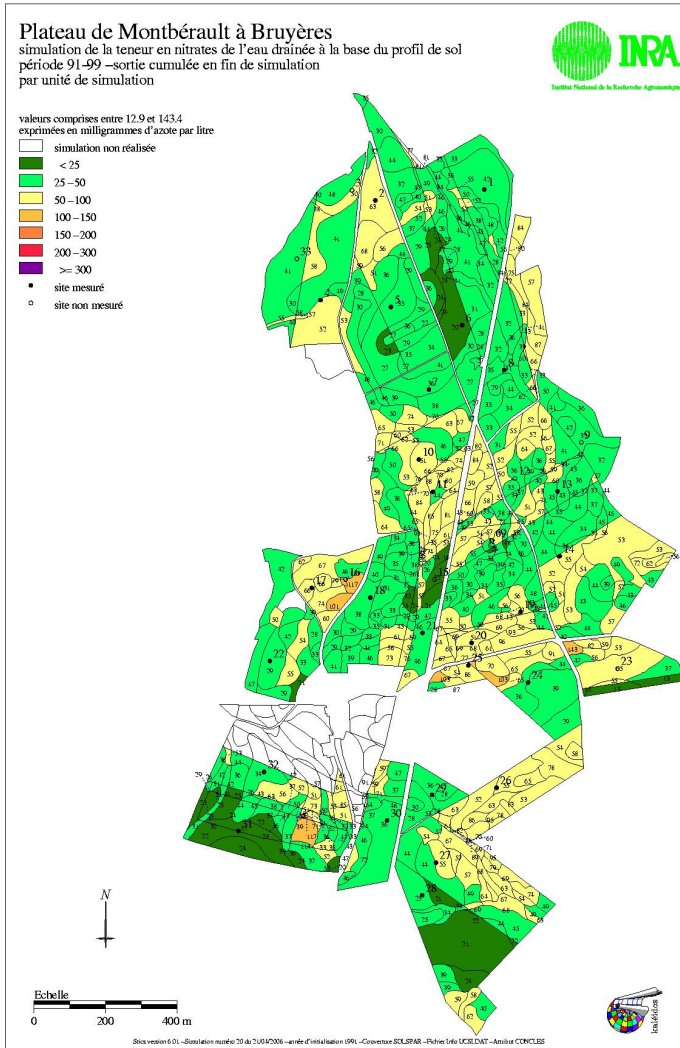
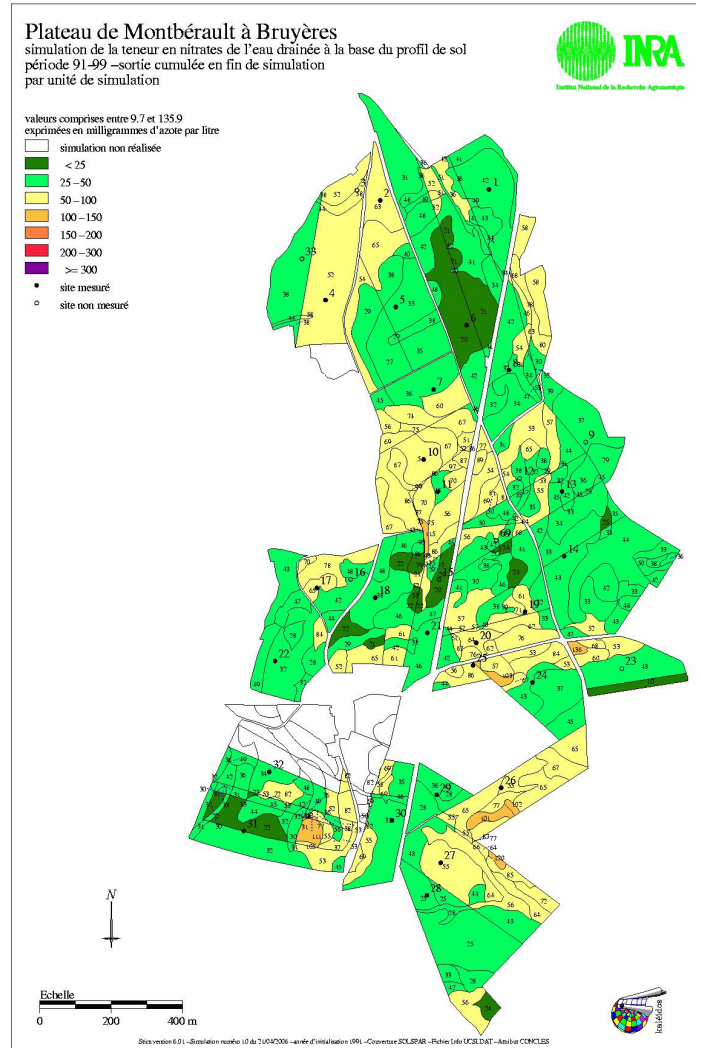
a) *carte analytique*b) *carte typologique*

Figure 4.3/4 : concentration moyenne interannuelle par unité cartographique de 1991 à 1999 simulée avec STICS 6 pour les deux types de carte.

La comparaison des sorties inter-annuelles agrégées à l'échelle parcellaire des simulations continues, associées aux cartes analytique et typologique, est présentée en Figure 4.3/6. Seules les données annuelles, concernant les stocks d'eau et d'azote minéral au 30/11, sont accessibles pour le moment. Les prédictions sont proches ($r=0.91$ et 0.92 respectivement). Les prédictions du drainage de 1998/99 sont quasi identiques ($r=0.95$) avec une variabilité très faible, à l'exception d'une seule parcelle; il existe donc une différence entre les Figures 4.3/5g et 4.3/6g. Ce fait pourrait s'expliquer par le moindre poids que prennent ici les valeurs initiales. La procédure d'apparement créerait des distorsions à court terme sur les stocks d'eau. Les prédictions de la lixiviation de 1998/99 avec les deux types de carte sont très corrélées.

4.3.3.3 Prédications à l'échelle du bassin

Les valeurs des moyennes des prédictions, associées aux cartes analytique et typologique intégrées à l'échelle du bassin, sont très proches (Tableau 4.3/3). L'effet de l'enchaînement apparaît équivalent à celui du niveau de résolution spatiale, au moins pour la variable nitrate dans la solution du sol au 30/11 de l'année. La comparaison de la sensibilité du modèle au niveau de résolution est plus crédible en simulation continue, car le poids des valeurs initiales est alors très réduit. L'écart des concentrations moyennes pondérées simulées avec les deux types de carte est le même pour les simulations avec et sans réinitialisation. Il n'existe pas d'interaction entre les facteurs temporel et spatial à l'échelle du bassin. L'utilisation de la carte typologique des sols altère peu les résultats globaux obtenus.

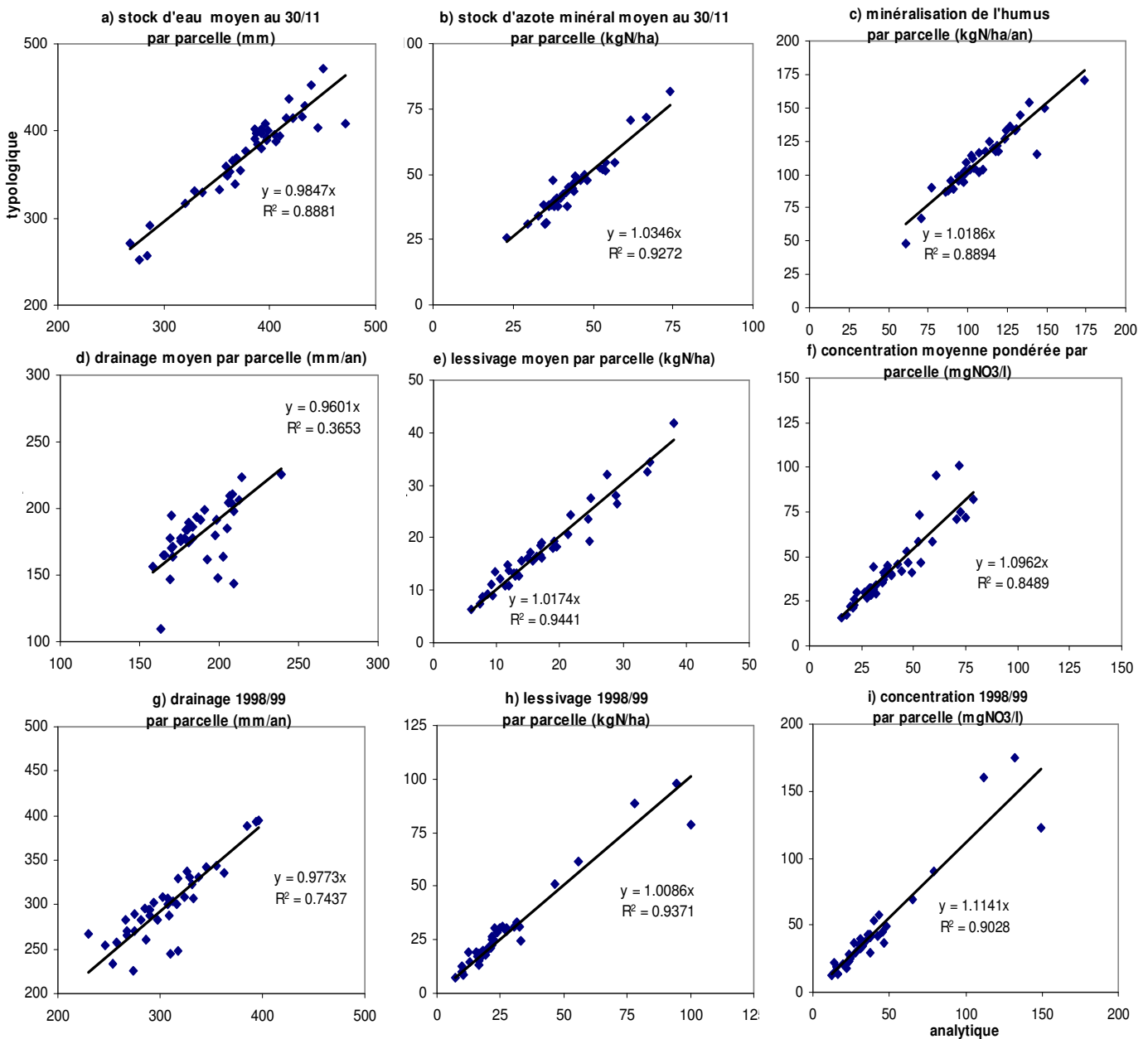


Figure 4.3/5: comparaison des prédictions moyennes pondérées par parcelle, avec réinitialisation annuelle par STICS 6 couplé à Arc Info, pour les cartes analytiques et typologiques. Graphiques a) à f): valeurs moyennes interannuelles. Graphiques g) à i): valeurs en 1998/99.

Les résultats des calculs intégrant les sorties des 36 sites ne diffèrent pas de plus de 10% des moyennes pondérées utilisant le SIG. Leurs écarts absolus les plus importants portent sur l'absorption d'azote en fin d'automne et à la récolte avec une inversion entre les deux. La concentration en nitrate de l'eau de drainage, calculée par extrapolation, est légèrement plus faible (36 mg au lieu de 42 mg NO₃ l⁻¹ avec ré-initialisation). La méthode d'extrapolation induit une différence due à la non prise en compte des structures spatiales. Cette différence est supérieure à la valeur de 1.6 mg NO₃ l⁻¹ estimée dans le §2.2 à partir de l'incertitude sur la limite entre les zones attribuées à chaque station de mesure. Cela peut être dû au fait que les interactions entre sources d'erreurs n'y ont pas été prises en compte.

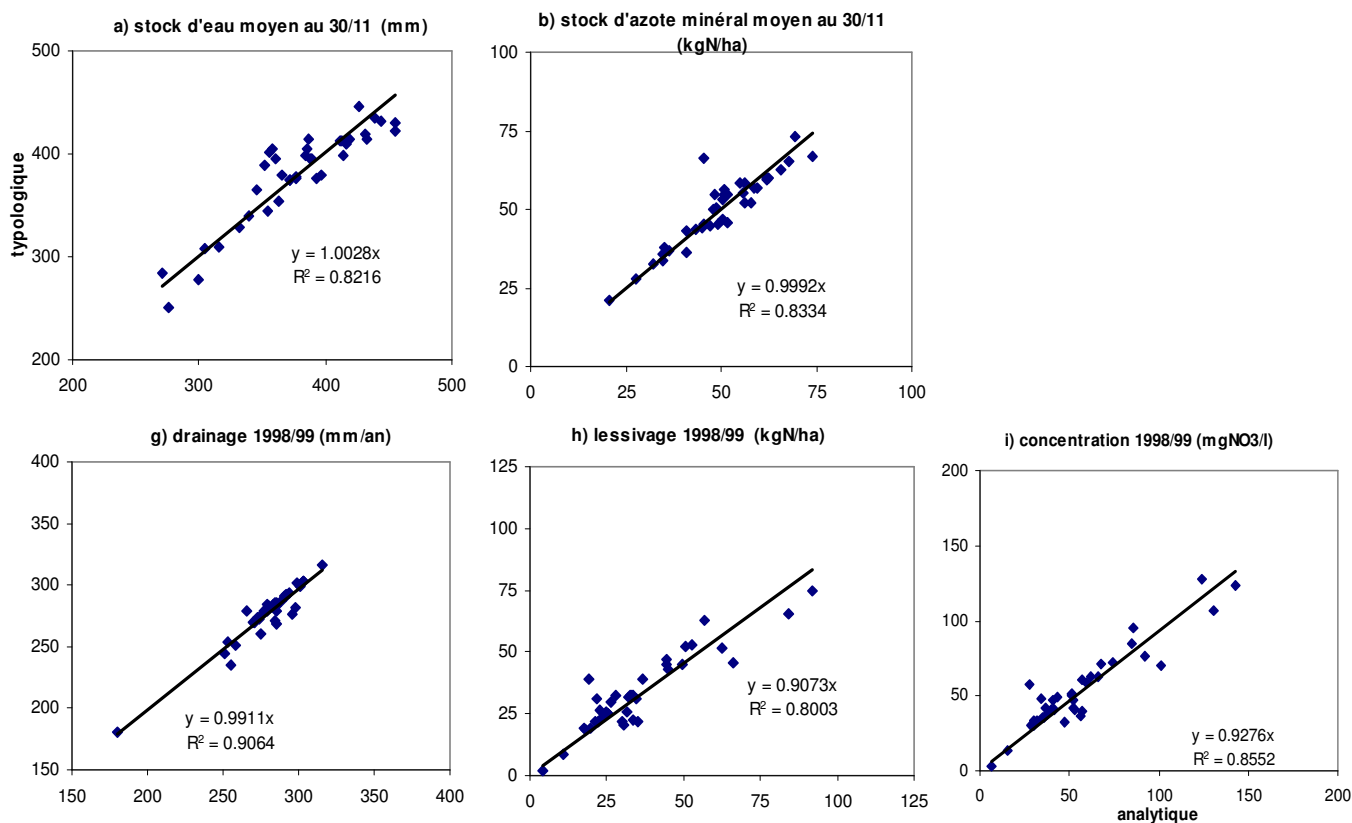


Figure 4.3/6: comparaison des prédictions moyennes pondérées par parcelle, par simulations continues de STICS 6 couplé à Arc Info, pour les cartes analytiques et typologiques. Graphiques a) et b): valeurs moyennes interannuelles. Graphiques g) à i): valeurs en 1998/99.

	36 stations extrapolées		carte typologique		carte analytique	
	annuel	enchaîné	annuel	enchaîné	annuel	enchaîné
Variables d'état au 30/11						
stock d'eau (mm)	366	363	380	381	384	380
stock d'azote minéral (kgNha ⁻¹)	41	46	44	50	43	49
nitrate du sol (mgNO ₃ l ⁻¹)	50	56	52	58	49	57
absorption (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	12	12	18	18	17	18
Variables d'état à la récolte						
stock d'eau (mm)	310	307	303		305	
stock d'azote minéral (kgNha ⁻¹)	41	44	47		47	
nitrate du sol (mgNO ₃ l ⁻¹)	58	63	69		68	
flux annuels						
drainage (mm ⁻¹)	189	179	180	177	185	179
lixiviation (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	16	17	17	19	17	19
nitrate de l'eau drainée (mgNO ₃ l ⁻¹)	36	41	42	48	40	47
absorption à la récolte (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	175	167	165	163	164	161
biomasse à la récolte (Mg/ha/an)	12.6	12.0	14.1	13.7	13.9	13.6
rendement (Mg/ha/an)	6.7	6.4	7.7	7.6	7.7	7.5
exportation grain (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	129	124	123	121	122	121
minéralisation humus (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	104	106	111	111	108	108
minéralisation résidus (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	-10	-20	-14	-26	-14	-25
organisation engrais (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	25	23	23	23	23	23
volatilisation engrais (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	13	12	8	8	7	7
dénitrification engrais (kgNha ⁻¹ an ⁻¹)	15	14	13	14	13	14

Tableau 4.3/3 : Prédictions moyennes inter-annuelles pondérées à l'échelle des 145 ha cultivés du bassin simulées avec STICS 6 de variables d'état ou de flux en fonction de différents niveaux de résolution spatiale et temporelle.

4.3.4 Discussion

Les simulations enchaînées sont fonctionnelles sur toutes les unités de simulation alors que la version 5 du modèle faisait apparaître des défauts de levée de certaines cultures (Beaudoin et al, 2005b; Couturier et al., 2005). La robustesse du modèle est rédhibitoire en simulations continues. Les prédictions avec STICS 5.0 du drainage, avec réinitialisation, étaient de 160 et 162 mm avec les cartes analytique et typologique respectivement ; la concentration moyenne était de 36 mg NO₃ I⁻¹ dans les deux cas. La robustesse du modèle est moins déterminante en simulation avec réinitialisation. Dans ce cas, la qualité des règles d'apparement prend beaucoup d'importance sur celle des prédictions des flux d'eau et d'azote, tant que le drainage est faible. Les règles d'apparement du stock d'azote minéral pourraient être définies de façon plus mécaniste, en fonction des différences de potentialité des sols (Ponsardin, 1999).

La reproduction de la hiérarchie des concentrations est comparable à celle obtenue avec l'étude faite à l'échelle des 36 stations (Beaudoin *et al.*, 2005). Cela est logique puisque ces stations ont été choisies au sein de chaque parcelle pour représenter des situations contrastées. Cependant, le fait d'étendre les simulations à un grand nombre d'unités devrait accroître la gamme des variations. Cela peut être mis en relation avec la difficulté du modèle à bien reproduire l'effet du type de sol sur la concentration moyenne, en simulation continue (Beaudoin *et al.*, §4.1).

L'étude de sensibilité peut conduire à se demander s'il existe un niveau de résolution de référence, c'est-à-dire considéré comme plus fiable. La variabilité de la couverture pédologique est probablement mieux représentée, en moyenne, par la carte analytique. Elle peut néanmoins comporter des erreurs, dues à une confusion entre les variabilités à faible et longue distance, telles celles mises en évidence par Nicoulaud *et al.* (accepté). La variabilité temporelle des flux n'est pas forcément la mieux décrite avec l'option réinitialisation, car les règles d'apparement des conditions initiales sont empiriques. L'option avec simulation continue est, par contre, tributaire des risques de propagation d'erreurs du modèle. Compte tenu des difficultés d'initialisation et de paramétrage des modèles, il semble impossible de prédire, de façon certaine, la lixiviation du nitrate, à la fois dans le temps et l'espace. Le garantir demanderait une collecte d'informations géo-référencées à forte densité, c'est à dire continue dans le temps et l'espace. Ce genre de collecte est concevable pour certaines variables, à court terme et à l'échelle de parcelles expérimentales, via la technologie d'agriculture de précision (Pierce *et al.*, 2003).

Les prédictions issues de la carte typologique à l'échelle du bassin donnent des informations comparables à celles issues de la carte analytique, avec une base moins riche, de données d'entrée. Cependant, la méthode de spatialisation du stock d'azote organique ne varie pas entre les approches, alors que celui-ci détermine fortement la lixiviation à long terme (Beaudoin et al, § 4.1); cela peut donc masquer l'impact du niveau de résolution spatiale sur la prédiction de la concentration moyenne. La sensibilité du modèle couplé, au niveau de résolution spatiale des données d'entrée, peut être aussi masquée par le système de culture du site de Bruyères, qui inclut fertilisation raisonnée et cultures pièges à nitrate. Le faible impact du niveau de résolution, sur les flux moyens à l'échelle du bassin, est cohérent avec les résultats des travaux de Kersbaum et Wenkel (1998). Ces auteurs signalent une plus grande sensibilité, du modèle à la standardisation des entrées techniques ou du climat, qu'à celles du sol. Les calculs permettraient un lissage des écarts possibles dus à la non linéarité des processus. Les conditions mathématiques, qui permettent ce lissage, à une échelle donnée, mériteraient d'être précisées. Une des conditions est que l'agrégation des flux dans l'espace soit additive; dans le cas d'une modélisation spatialement distribuée, avec interaction entre les mailles, le modèle deviendrait inconsistant, si la taille des mailles est trop large par rapport au phénomène modélisé (Fisher *et al.*, 1997).

L'extrapolation, des flux calculés sur les 36 stations à l'échelle du bassin, donne des résultats assez proches de ceux obtenus avec le SIG. Cette approche correspond à un niveau de résolution plus grand, mais les fonctions de pédotransfert qui lui sont associées y sont plus précises. Cela ne permet donc pas de comparer l'impact d'un maillage plus grand sur les performances de prédictions moyennes du modèle. Inversement, le modèle STICS s'est montré sensible aux variations conjointes des niveaux de résolution de la carte des sols et des règles de pédotransfert (Beaudoin *et al.*, accepté). Simuler les flux sur les 36 stations, en utilisant les mêmes fonctions de pédotransfert que celles utilisées avec le SIG, permettrait de conclure sur la sensibilité du modèle à maillage grossier du bassin.

Le couplage d'un modèle de culture à un SIG, facilite grandement la mise en œuvre d'une prédiction spatio-temporelle des pertes d'azote à l'échelle régionale (Loague et Corvin, 1996). Outre la réalisation d'un interface utilisateur ergonomique, le couple STICS-SIG, demanderait plusieurs améliorations. Celles qui concernent le modèle lui même sont explorées dans le § 4.2. La couverture du territoire en cartes pédologiques, à moyenne échelle, reste problématique en France (Boiffin et Stengel, 2000). Pouvoir s'en

affranchir, en s'appuyant sur des données de télédétection, est un point de débat et une question de recherche (Houlès, 2004). Une autre limitation concerne les fonctions de pédotransfert, car les approches de distribution spatiale des paramètres n'avancent pas à la même allure que le développement des modèles et SIG (Corwin et Wagenet, 1996). Les relations entre potentiel hydrique et texture sont fiables dans les contextes géologique et pédologique des données qui ont servi à les établir, en particulier pour les classes argileuses (Bruand *et al.*, 2002). Etablir des fonctions locales de pédotransfert des paramètres de stockage de l'eau et de l'enracinement, permet d'accéder à des simulations de qualité (Beaudoin *et al.*, 2002; Schnebelen *et al.*, 2004). Mais ces méthodes sont très coûteuses. Le recours à l'inversion du modèle, en relation avec des données de télédétection ou de cartes de rendement, peut permettre d'estimer la réserve en eau utile du sol et indirectement la profondeur d'enracinement. Cette méthode présente l'inconvénient de rendre les estimations des paramètres tributaires du modèle (Grant, 2001). La stabilité temporelle des estimations de la profondeur d'enracinement ne semble pas garantie (Houles, 2004). Des méthodes, permettant de généraliser des mesures géophysiques dans l'espace, semblent prometteuses (Michot, 2003). Il serait également intéressant de rechercher des indicateurs, mesurables par prélèvement, des relations entre la pédogénèse et la colonisation du sol par les racines. Cela conduirait à s'appuyer sur des cartes des sols morpho-pédogénétique et pas seulement morphologiques. Le corpus de paramètres acquis sur un bassin atelier pourrait alors se prêter à une démarche d'extrapolation, comparable à celle pratiquée à partir des secteurs de référence ONIC-Drainage (Favrot, 1981).

4.3.5 Conclusions et perspectives

Le couplage de STICS 6 avec Arc Info est opérationnel. Les simulations continues permettent de mieux évaluer l'impact du type de représentation de la variabilité spatiale de la couverture pédologique, car les quantités initiales des stocks d'eau et d'azote ont alors peu d'influence. Le faible impact du niveau de résolution spatiale sur la prédiction de la concentration moyenne, pondérée du bassin, peut être du à la fois au effet de lissage des erreurs et au fait que le stock initial d'azote organique est décrit de la même façon, quel que soit le niveau étudié. Les conditions mathématiques qui permettent l'obtention du lissage, à une échelle donnée, mériteraient d'être précisées. L'impact du niveau de résolution, sur la volatilisation de l'ammoniac doit être examiné, en définissant des règles de pédotransfert du pH des sols.

La modélisation est fortement dépendante de la prédiction de la variabilité spatiale de la profondeur d'enracinement, qui est empirique. Il est indispensable de chercher des méthodes indépendantes permettant d'y accéder. La modélisation est aussi tributaire de la bonne définition des conditions initiales en tout point de l'espace et de l'absence de dérive du modèle dans le temps. Il faut admettre un "principe d'incertitude": on ne peut pas quantifier précisément, la lixiviation, à la fois en tout lieu et à tout moment. Cette limite est à prendre en compte dans l'usage que l'on fait du modèle, en particulier dans son couplage avec un modèle hydrologique.

Les travaux effectués représentent une première étape. Il faudra vérifier si le modèle peut correctement reproduire les rendements moyens parcellaires (cartes de rendement), les données continues dans le temps de débit des sources à réponse rapide, afin de valider plus globalement l'association (carte des sols*fonction de pédotransfert* modèle de culture* base de données techniques).

Les références bibliographiques sont reportées en fin de mémoire

4.4 Conclusion partielle

Les modèles du comportement des cultures dynamiques permettent de prédire, de façon dynamique, des variables d'intérêt agronomique (rendement, teneur en azote) et environnemental (drainage, pertes d'azote par voie gazeuse). L'intérêt de vérifier la robustesse du paramétrage en situations agricoles nombreuses et diversifiées est confirmée. Le modèle, initialisé à l'échelle annuelle, est robuste sauf pour reproduire la matière sèche lors de certaines périodes d'interculture, pour prédire le stock d'azote minéral à la récolte et simuler l'indice de récolte-azote. Le modèle, enchaîné à l'échelle de 8 ans, s'avère également robuste pour prédire le drainage et la lixiviation, en moyenne, mais pas par type de sol ; la quantification des pertes par voie gazeuses est également douteuse.

Dans la prédiction du processus du lessivage à l'échelle du cycle cultural, il existe encore des marges de progrès dans la modélisation faite avec STICS6. Dans un premier temps, la compréhension de la mauvaise prédiction du reliquat d'azote à la récolte, devrait s'appuyer sur une confrontation des prévisions avec les observations à l'échelle de l'horizon et non du profil, en intégrant le nouveau formalisme de sortie de stress azoté et en améliorant la prédiction des indices de récolte C et N. Dans un deuxième temps, le modèle pourrait être calibré sur des bases de données plus complètes, en particulier pour asseoir les prédictions des pertes gazeuses, à l'aide de mesures sur des sites mieux instrumentés (INRA évaluation unité LRM). Enfin, des discussions devraient cibler les formalismes décrivant l'indice foliaire et la compétition intra-spécifique précoce, l'hétérogénéité de la localisation des résidus, de la colonisation racinaire dans l'espace et le temps, le couplage entre propriétés physiques et biologiques. La description des conditions 'on farm' est déjà potentiellement possible par la simulation des cultures associées; elle pourra s'étendre à la prise en compte de l'impact des adventices. Si l'on fait l'hypothèse que les modèles puissent aider à la conception de nouveaux systèmes de cultures, ils devront donc prendre en compte une gamme beaucoup plus large d'interactions possible, y compris les facteurs biotiques. Cela justifie de rechercher une plate-forme, de modélisation modulaire, telle celle projetée dans RECORD. Le choix des modules devrait être objectivé en fonction, à la fois des objectifs, du contexte d'étude et de leur domaine de validité.

La prédiction, des phénomènes cumulatifs touchant les pools minéral et organique, repose sur la fiabilité des prédictions à leurs entrées et des vitesses de bio-transformation des produits organiques. La validation du modèle pourrait, s'appuyer en priorité, sur la prédiction des termes bilan d'azote, c'est à dire le solde apports – exportations, qui est l'indicateur le plus simple et le plus accessible de la gestion de l'azote, au sein des systèmes de culture à long terme. Ce solde se partage entre organisation, lixiviation, volatilisation, et dénitrification. Ces flux décroissent respectivement, alors que leur impact environnemental croît.

La quantification de la contribution, des différentes parcelles à la pollution nitrique d'une ressource, est un enjeu notoire pour comparer des scénarios de gestion d'un territoire donné. Les résultats moyens de la simulation, spatialement distribuée, continue dans le temps et l'espace, sont proches des données moyennes agrégées, issues d'une quantification *in situ*, à pas de temps court. Cette relative réussite de la généralisation des calculs, dans le temps et dans l'espace, conduit à accorder un certain crédit à l'outil STICS6- SIG. Ce résultat concerne les prédictions moyennes, mais pas celles en tout temps et tout point du bassin. Il faudrait poursuivre par des tests à différents niveaux d'intégration, temporelle et spatiale, et sur des sites où les systèmes de culture subissent des forts excédents d'azote.

5 discussion générale

L'acteur s'intéresse à ce qui réussit, le chercheur, à ce qui échoue. -

Condensé d'une réflexion⁸ de M. Sébillotte (non daté)

⁸ « Les partenaires agissent pour réaliser des projets et ils veulent clairement minimiser les risques d'échec.... Si d'un point de vue psychologique et sociologique, le chercheur préfère la réussite, il sait qu'un rejet correct d'une hypothèse est une contribution à la production de connaissances, c'est même la seule situation où il peut conclure vraiment. »

5.1 discussion sur les méthodes

5.1.1 Atouts et limites du dispositif expérimental

Le dispositif expérimental mis en place à Bruyères a des atouts et des limites, variant en fonction de la finalité de l'étude réalisée : diagnostic d'impact des BPA, simulation de scénario, test d'un modèle. L'idée de se servir du même site pour ces trois études repose sur un principe d'économie de moyens et sur la réunion des trois atouts du site, qui sont la représentativité des systèmes de culture, la forte variabilité pédologique et l'expérimentation continue dans l'espace et le temps.

Le bassin hydrologique est un objet pertinent pour étudier la lixiviation de l'azote, car la qualité de l'eau s'évalue au niveau des exutoires. Le diagnostic d'impact des pratiques repose sur un dispositif de 36 stations, ce réseau semble cohérent sur un plan géostatistique. Disperser les stations de mesures dans l'espace, sans répétitions, permet de couvrir au maximum la variabilité des grands déterminants de la concentration et d'obtenir une moyenne pondérée fiable (Bruckler *et al.*, 1997). Cependant, les résultats de l'intégration des données, de 1, 2, voire 3 stations à l'échelle de la parcelle ne peuvent être fiables; seule leur intégration à l'échelle du bassin, vs la parcelle agricole, peut permettre de bénéficier d'un lissage des erreurs d'extrapolation. Pour la même raison, le dispositif est adapté pour le test du modèle en conditions 'on farm' et pour le test d'indicateurs à l'échelle locale (Makowski *et al.*, 2005). La base de données obtenue serait plus pertinente si des méta-données qualifiaient la protection phytosanitaire et les conditions de travail du sol, accompagnée d'un diagnostic sur le fonctionnement des cultures indépendant de la modélisation (Doré *et al.*, 1997). Le dispositif permet aussi d'étudier la variabilité de la balance d'azote (entrée-sortie) en fonction des sols et des systèmes de culture (Mary *et al.*, 2002).

Le dispositif se prête moins bien au test multi-local du modèle agronomique car, les classes de sols et de cultures sont inégalement représentées. Un dispositif multi-local d'observations eut été plus adapté. L'agrégation rendue nécessaire des données en § 4.1, empêche de répondre à la question : "les prédictions du modèle sont-elles correctes à la fois dans le temps et l'espace?". L'objectif de bien prédire les flux à la fois dans le temps et l'espace est un réel enjeu dans les études d'aquifère à faible temps de réponse, ou lors d'un couplage avec un modèle hydrologique spatialement distribué (§5.14). Pouvoir répondre à cette question demanderait de multiplier les répétitions.

Le bassin de Bruyères peut servir de support à d'autres études d'impact des agro-écosystèmes sur le milieu. L'échelle du bassin hydrologique n'est pas directement pertinente pour étudier la volatilisation de l'ammoniac. Cependant, elle implique *de facto* une forte variabilité des cultures et des sols. Le site serait propice à l'étude de l'influence de la variabilité pédologique intra-parcellaire sur la variabilité des pertes d'azote par volatilisation. L'échelle du bassin hydrologique est une échelle pertinente pour étudier la dénitrification car celle-ci est fortement dépendante du cycle de l'eau (Durand *et al.*, 2006). Dans le cas du site de Bruyères, l'étude de la dénitrification demanderait de réaliser un zonage différent de celui fait pour l'étude du lessivage. Il faudrait situer certaines stations de mesures dans les lieux où l'eau pourrait s'accumuler plus facilement lors des gros orages d'été. La question de l'accessibilité des données d'entrée est alors cruciale. Le site de Bruyères a fait l'objet d'un diagnostic des risques de pollution par les pesticides (Coquet et Barriuzo, 2002). L'utilisation du réseau de stations a permis de mettre en évidence la grande variabilité des risques, en fonction de la variabilité des sols (Coquet *et al.*, 2005). Malgré l'intensité des applications, les eaux à l'exutoire sont peu polluées par les molécules d'origine anthropiques (Beaudoin *et al.*, 2001). Le temps de transfert apparaît ici réhibitoire.

Articuler des études à visées différentes, sur un même bassin, autorise des synergies et permet des économies de moyens, à condition de définir les limites du dispositif et de rechercher les bases de données complémentaires.

5.1.2 Hypothèses sur les conditions expérimentales

5.1.2.1 Sur la démarche d'expérimentation agricole partenariale

Les exigences, posées par l'amélioration demandée des pratiques, ne remettent pas en cause l'organisation des exploitations. Cette hypothèse se valide, en partie, avec un raisonnement par l'absurde. Si

elle était fautive, les agriculteurs ne se seraient pas engagés gratuitement pendant les deux premières années. La pérennisation de l'action, par un contrat en 2001, a été l'occasion d'inventorier les coûts pour les exploitations, sans que ce sujet soit évoqué. Pourtant, les exigences ne sont pas nulles pour l'exploitant. Un agriculteur hésita à signer le contrat selon l'article 19 de la CEE, qui l'obligeait à rembourser toutes les aides si un défaut d'application était constaté. Il refusait de s'engager à la légère et ne pouvait garantir la réussite de l'implantation des CIPAN. Ce compromis s'est avéré localement impossible pour l'implantation des CIPAN sur 6% de la surface, faute de temps disponible, ou à cause de la nécessité de détruire les adventices pérennes.

Le libre arbitre des exploitants n'est pas remis en cause. Les agriculteurs auraient pu être conditionnés par la pression des conseils gratuits, ou "achetés" par les subventions reçues dès la troisième année. Les conseils de fertilisation font l'objet d'un dialogue avec le conseiller agricole. Parfois les agriculteurs réactualisent les préconisations de fertilisation en fonction de leurs observations. Les conditions d'implantation des CIPAN ne sont pas optimales : cela montre l'existence d'un arbitrage par l'exploitant. Des contraintes d'organisation du travail peuvent être reportées, entre les zones de l'exploitation: ainsi, un agriculteur : "dans le périmètre, ne pas labourer les terres avant le 01/12, cela passe! mais il ne faudrait pas vous aventurer d'étendre le périmètre à la parcelle X (très argileuse); il faut que les labours y soient hivernés". Son modèle d'action aurait été remis en cause, dans cette parcelle précise, par l'application stricte des BPA. L'effort de transparence sur les faits techniques s'est appuyé sur le crédit que les partenaires de l'expérimentation ont accordé implicitement aux agriculteurs : l'application des BPA est une partie de leur travail, c'est-à-dire, "ce qui n'est pas donné par les consignes, les prévisions, les prescriptions" (Dejours, 2003). Nous n'avons pas investi le terrain des déterminants des pratiques des agriculteurs car cela n'était pas nécessaire. S'appuyer sur la capacité des agriculteurs, à intégrer des objectifs d'ordre environnemental et des informations sur l'état de leur agro-système dans leur schéma d'action, est une base à la durabilité de l'action.

L'enjeu de cette discussion est la possibilité de généralisation de cette amélioration systématique des pratiques à d'autres bassins hydrologiques. Il est possible d'admettre l'hypothèse pour une application des BPA sur la moitié des exploitations du site. L'expérimentation sociale, menée dans le cadre de Ferti-Mieux a démontré que les pratiques étaient assez facilement généralisables sur la base du volontariat (Sébillotte *et al.*, 2003). Elles ont parfois couvert 30% de l'aire des bassins. Une enquête sur la mise en place des BPA, auprès de 15 exploitants du Loiret, a montré que la fertilisation raisonnée avec Azobil était appréciée positivement à 80% et que l'implantation des CIPAN était réalisée à 61% de la surface potentielle (Schnebelen, 2000). Des intrants de connaissances sont nécessaires aux opérations de prévention (mesures *in situ*). Leur coût d'acquisition a été pris en compte dans notre étude économique (§ 3.2). Les conseillers agricoles ont un essentiel pour assurer leur accessibilité (Sébillotte *et al.*, 2003).

5.1.2.2 Sur la hiérarchie des pertes d'azote

Les pertes, par voie gazeuse ou sous forme organique dissoute, sont quantitativement négligeables par rapport aux pertes par lixiviation. Les transferts de pollution ou d'azote vers d'autres ressources que l'eau (air, pool d'azote organique), n'ont pas été quantifiés expérimentalement. L'hypothèse sous-tendait que la plus grande part de l'azote non utilisé par la culture était organisée (Recous *and* Machet, 1999). Elle est infirmée par les simulations faites avec STICS, où ces pertes atteignent une part de 0.23 de l'apport, avec une efficacité de l'engrais de 0.56 (§4.1). Les versions 3 et 4 de STICS simulaient une efficacité constante de l'azote apportée égale à 0,70. Cela impliquerait des pertes gazeuses égales à 0.08 de l'apport, si l'on attribue une fraction stable de 0.21 de l'apport à l'organisation, ou bien de 0.015 si l'on considère que les pertes et l'organisation se réduisent de façon proportionnelle. La fraction perdue par voie gazeuse ne serait donc pas négligeable face à celle perdue par lixiviation, qui est de 0,16 d'après le §4.1. De plus, le flux de dénitrification du nitrate, issu de la minéralisation des matières organiques du sol, n'y est pas simulé. Il est difficile d'arbitrer sur le bien fondé de ces estimations des pertes gazeuses, à l'aide des résultats bibliographiques, tant ces derniers sont variables.

Les possibles erreurs sur la hiérarchie des pertes ne semblent pas beaucoup pénaliser l'estimation de la lixiviation à court ou même à moyen terme : les tests des prédictions de la lixiviation, par la version 4 de Schnebelen *et al.*, 2003 ou par la version 6 dans ce document, sont satisfaisants. Pourtant la lixiviation est sensible au paramétrage de l'efficacité (§4.1). Cela signifie que plusieurs jeux de paramètres aboutissent à prédire de façon correcte la seule lixiviation. Ces combinaisons de paramètres pourraient être mise en défaut dans les prédictions faites à long terme, à cause d'une mauvaise prédiction du flux d'azote entrant annuellement dans le pool organique. Contraindre les paramètres des fonctions de volatilisation et de dénitrification, sur des données expérimentales dédiées, semble incontournable.

5.1.2.3 Sur le devenir du nitrate au sein du système hydrologique

Le transfert du nitrate se produit selon un mode conservatif. L'hypothèse apparaît grandement plausible avec un raisonnement par l'absurde. Les teneurs en nitrate de l'eau des sources, du plateau de Bruyères et d'autres captages situés dans les collines du Laonnois, sont élevées. Ces concentrations sont du même ordre de grandeur que celle simulée pour le scénario conventionnel ($88 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$) ou que celles mesurées en bougies poreuses, en systèmes conventionnels (Gaury, 1992). Cela exclut l'hypothèse d'une dénitrification généralisée telle qu'elle est observée dans les zones saturées des aquifères de nappes captives (Le Bidault *et al.*, 2000). Par contre, des phénomènes pourraient exister au sein du véritable « millefeuille » que constituent les alternances de lits de sable et d'argile de l'Auvervien. L'analyse combinée du ^{15}N et ^{18}O sur les eaux de source pourrait permettre de vérifier la présence d'une dénitrification (Sébilo *et al.*, 2005).

5.1.3 Hypothèses sur les outils de quantification

5.1.3.1 Sur les conséquences des conditions 'on farm'

Les prédictions de lessivage, faites par un modèle, sont moins fiables que celles issues des données mesurées. L'enjeu de cette discussion est d'examiner notre capacité à évaluer l'impact de pratiques réellement mises en œuvre. L'hypothèse peut être confortée par l'estimation des incertitudes sur les calculs. Nous pouvons essayer de comparer la méthode de référence, qui utilise les données observées et LIXIM, avec celles recourant à la simulation stochastique couplée à STICS 3 ou à STICS. L'intégration à l'échelle du bassin est faite en calculant la moyenne pondérée des flux issus de chaque station au prorata de la surface qu'elle représente.

Pour l'ensemble du bassin hydrologique, les valeurs moyennes pondérées des flux, calculées avec LIXIM, sont de 223 mm an^{-1} , $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $43 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ pour les 6 premières années d'étude. Les principales incertitudes et biais des calculs ont été estimés dans le §2.2. L'incertitude moyenne pondérée, due aux seuls aléas des mesures de stocks d'eau et d'azote, a été estimée de façon théorique à $\pm 1 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ et de façon empirique, en faisant varier la date d'initialisation de LIXIM, à $\pm 2.6 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (§ 2.2). La méthode associant des données et LIXIM a l'avantage d'intégrer tout système de culture, dans les milieux où les stocks d'eau et d'azote sont quantifiables. Cependant, elle ne permet pas de simuler différents scénarios, comme le permettent les modèles de simulation.

La modélisation stochastique permet d'accéder à l'intervalle de confiance de la concentration moyenne interannuelle pondérée. Ces intervalles sont de $\pm 2 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ au risque de première espèce de ± 0.025 (§ 3). Ils proviennent de la propagation de l'aléas des prédictions du seul modèle de Makowski. On doit y ajouter les erreurs liées à la modélisation de STICS, qui peuvent être au moins égales à celles obtenues avec LIXIM, qui utilise le même module de transfert de solutés. La valeur de concentration, prédite avec la modélisation stochastique, excède de $10 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$, celle obtenue avec la méthode 1. Les résultats divergent probablement à cause des distorsions dans la comparaison des méthodes. La méthode 2 associe la robustesse du modèle statistique et la capacité de généralisation du modèle de transfert multicouches. Par contre elle est lourde à mettre en œuvre, ne modélise pas l'effet du climat sur les rendements à l'échelle annuelle, et son domaine de définition est dépendant des bases de données qui ont servi à paramétrer le modèle probabiliste.

Les valeurs de concentration prédites avec STICS 6, réinitialisé ou non, sont très proches de celles obtenues avec LIXIM, quand on prend les mêmes profondeurs de calcul du lessivage. La bonne qualité des prédictions s'appuie sur le fait que les entrées miment, de façon très fidèle, les pratiques réalisées et que la fonction puits d'azote des cultures et la minéralisation de l'azote organique du sol sont bien simulées. Quand STICS 6 est réinitialisé, la proximité des résultats de LIXIM et STICS s'explique probablement par la faible influence de l'organisation d'azote sur la lixiviation de l'année, et par la plasticité qu'apporte la présence systématique de cultures en automne. La qualité de la prédiction de la concentration moyenne par type de sol est néanmoins prise à défaut, au moins à cause d'une surestimation des pertes par voie gazeuse. La quantification d'une concentration en situation 'on farm' s'appuyant sur la modélisation, apparaît moins robuste que celle utilisant des données mais l'est suffisamment pour servir d'outil de généralisation.

5.1.3.2 Sur la méthode de spatialisation des flux

Chaque parcelle est indépendante sur le plan hydrologique. L'hypothèse se fonde sur plusieurs faits : - 1) les phénomènes de ruissellement sont marginaux et majoritairement internes au bassin; le phénomène d'érosion sur les plateaux limoneux du Nord de l'Europe se produit par ruissellement concentré qui substitue quelques millimètres de drainage vertical par du drainage horizontal (Ludwig *et al.*, 2004); - 2) les

observations de circulation hypodermique sont limitées aux sables de l'Auversien, dans lesquels des tuyaux en poterie ont été trouvés ; ces flux latéraux se recyclent dans l'aquifère du Lutétien ; -3) l'inertie temporelle face au changement des pratiques est importante, car la zone non saturée hors de portée des racines représente en moyenne un stock de 8 m de hauteur d'eau. -4) le mélange des eaux souterraines est important; ainsi la concentration en ^{18}O de l'eau des sources est très stable, à l'opposé de celle des eaux d'exutoires à réponse rapide (Bariac, comm. perso.). Ces faits permettent de faire abstraction de la position géographique des parcelles. *A contrario*, l'indépendance est douteuse pour l'hydrologie de profondeur. La présence de l'aquifère de l'Auversien, en amont des sources Zézin et FND, pourrait expliquer un début de réponse de leur concentration, après 10 ans, alors que le temps moyen de séjour de la molécule dans le système serait double. Un temps de réponse minimal permet de supposer qu'il existe un mélange assez important entre les flux issus des parcelles (Gorre *and* Gold, 1996). Cela donne un sens au calcul de la concentration moyenne de l'eau de la recharge.

Les stations sont indépendantes sur le plan des techniques agricoles. Cette hypothèse est implicitement émise dans le §3. Or, les pratiques sont très corrélées entre les stations d'une même parcelle agricole. Par contre, elles le sont faiblement entre différentes parcelles d'une même exploitation. La méthode, utilisée au chapitre 3, consiste en fait à se donner un bassin virtuel de 36 parcelles agricoles indépendantes.

5.1.3.3 Sur le type de modélisation agronomique

Un modèle fonctionnel sera moins performant localement mais plus robuste qu'un modèle de type mécaniste. L'hypothèse est moyennement forte. Le modèle fonctionnel STICS a fait ses preuves, mais il serait intéressant d'en comparer les résultats avec ceux d'une modélisation de type mécaniste. Reste à savoir quel mécanisme privilégier, car prétendre représenter toutes les fonctions de façon mécaniste serait vite absurde. Le modèle STICS établit des bilans nets ou des analogies pour de nombreuses fonctions. A titre d'exemple, le module hydrique décrit le sol tel un réservoir, alors que les transferts des solutés obéissent à des principes physiques (Vauclin, 1994). Les modèles fonctionnels introduisent des paramètres équivalents qui sont conçus pour être facilement mesurables, même s'ils n'ont pas de signification physique. Cette accessibilité est une des conditions de la robustesse, tant que l'on s'intéresse aux phénomènes cumulés, à une échelle temporelle plus large que le pas de temps du calcul. Le modèle réservoir donne un drainage proche, à 5% près, de celui prédit par le modèle de Richard, mais avec un temps de calcul dix fois moindre (Gorre *and* Gold, 1996). De plus, les modèles de type convectif-dispersif ne permettent pas de décrire les transferts préférentiels.

L'absence de signification physique de modules peut devenir rédhibitoire dans des contextes précis (Keating *et al.*, 2003). En reprenant l'exemple de la convection, l'empirisme de la description des remontées capillaires peut être l'une des causes de la piètre prédiction des reliquats d'azote à la récolte par STICS. Certaines études de bassins hydrologiques ont utilisé la loi de Darcy (Acutis *et al.*, 2000, Hansen *et al.*, 2001, Ritcher *et al.*, 1998). Le recours à des fonctions de pédotransfert est alors incontournable mais souvent très problématique (Gijssman *et al.*, 2002). Le facteur le plus limitant en hydrologie consiste dans la capacité à préciser la valeur des paramètres (Maidment, 1993 cité par Corwin *and* Wagenet, 1996). La tâche se complique si l'on doit prédire de façon mécaniste la profondeur maximale d'enracinement à l'échelle d'un territoire. Bien les décrire relève beaucoup de l'empirisme (Beaudoin *et al.*, accepté). Une volonté d'asseoir les prédictions de dénitrification, ou de volatilisation, pourraient néanmoins demander un développement de type mécaniste. Le choix du formalisme est donc fonction à la fois des objectifs de la modélisation et de l'accessibilité des paramètres. La possibilité de travailler de façon modulaire est un atout (Keating *et al.*, 2003, van Ittersum *et al.*, 2003).

5.2 Discussion sur les déterminants de la pollution

5.2.1 Indicateurs de risque ou de sensibilité du milieu à la lixiviation

5.2.1.1 Introduction

L'étude d'un système complexe doit amener à définir des indicateurs utiles à la gestion des systèmes analogues (M. Duru, cours à l'école chercheur "systèmes de culture"). L'indicateur peut aider à hiérarchiser les priorités d'action à mener sur un bassin hydrologique. Dans le cadre de l'opération Ferti-Mieux, un indicateur qualitatif a croisé la variabilité interannuelle des rendements, avec la sensibilité des sols au lessivage (Sébillotte et Meynard, 1990). Dans un bassin d'élevage laitier, la quantité d'azote utilisée par litre de lait produit a servi d'indicateur de risque de lixiviation du nitrate, à niveau de production constant (Turpin *et al.*, 2003).

Inversement, la construction d'un indicateur amène à définir certains des principaux déterminants du phénomène étudié. Nous testons ci dessous deux indicateurs quantitatifs en utilisant les données acquises.

5.2.1.2 Indicateur de pression polluante

Un indicateur quantitatif, fréquemment utilisé à l'échelle de l'exploitation est la balance « entrées-sorties » d'azote (CORPEN, 2006). Cet indicateur permet d'établir un diagnostic des risques potentiels, quand les entrées excèdent fortement les sorties (Sacco *et al.*, 2003). Il peut aider à éliminer les situations aberrantes sur un vaste territoire (Meynard *et al.*, 2002). Cependant le reliaison à court terme avec les risques de pollution nécessite des précautions (Mary *et al.*, 1997).

Les données expérimentales du site de Bruyères permettent de calculer la balance d'azote (différence entrées – sorties d'azote) : la valeur moyenne de la balance a été de 31 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sur la période 1990-1995, et est devenue nulle sur la période 1996-2000, avec la réduction d'intrants (Beaudoin *et al.*, 2003 ; en annexe 4). Le stock d'azote minéral du sol a peu varié entre ces deux périodes. Il est davantage déterminé par le type d'occupation du sol pendant l'automne. Il s'ensuit que la lixiviation est quasi stable pendant les deux périodes. En considérant les données cumulées pendant 8 ans par station, aucune corrélation entre la quantité lixiviée et la balance d'azote n'apparaît aux échelles de la station et de la rotation, sur le site de Bruyères (Figure 5/1). La balance n'est pas un bon indicateur de la quantité lixiviée, à court terme, là où les pratiques sont raisonnées. Expliquer la balance nécessiterait des mesures complémentaires des pertes d'azote sous forme gazeuse et des variations du stock d'azote organique.

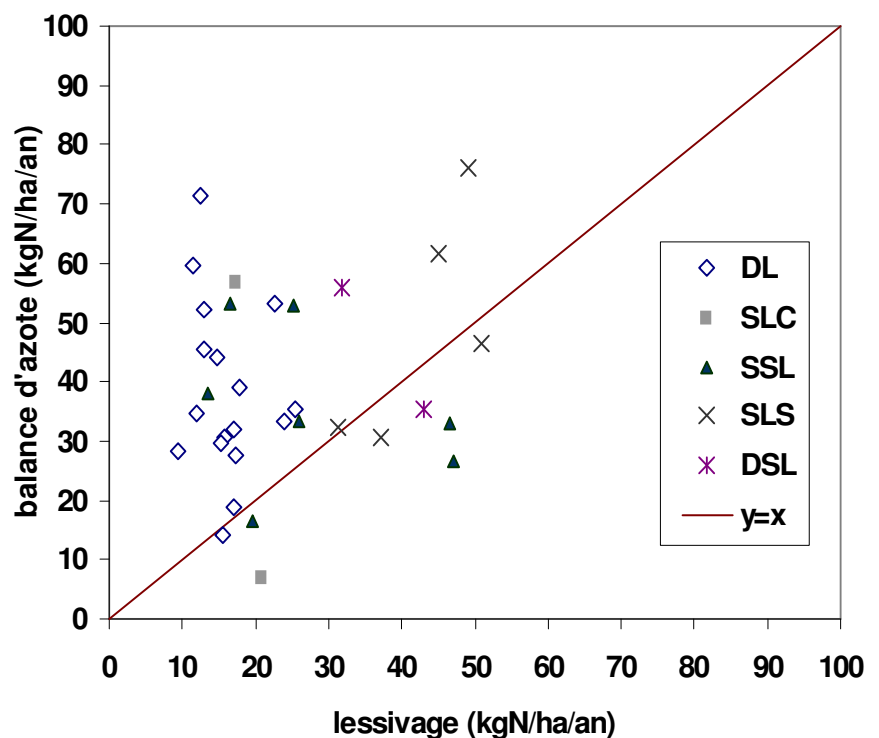


Figure 5/1 : Relation entre la balance d'azote (entrées-sorties) et la quantité d'azote lixiviée calculée avec LIXIM des années 1991 à 1999 pour les différents types de sol du site de Bruyères.

DL = sol limoneux épais, SLC = sol argilo-limoneux calcaire développé sur marnes et caillasses, SLS = sol limono-sableux développé sur calcaire grossier, SLS = sable limoneux superficiel ; DSL = limon sableux épais.

5.2.1.3 Indicateur de sensibilité du milieu à la lixiviation

Pour les régions tempérées à hiver froid, un critère de risque de lessivage est reconnu être le stock d'AMS en entrée d'hiver ; mais il n'est pas possible de le mesurer partout. La méthode statistique des « Receiver Operating Characteristics », appliquée aux données acquises à Bruyères, a permis de sélectionner les indicateurs pertinents de l'AMS (Makowski *et al.*, 2005; en annexe 5). Cet indicateur doit être croisé avec celui de la probabilité de lessivage. Dans les contextes pédoclimatiques de faible dilution de l'eau de drainage, un indicateur pertinent de la sensibilité de sols à la lixiviation est le taux de renouvellement du stock d'eau du sol (Mary *et al.*, 1997) :

$$R = D/WS_{FC} \quad (1)$$

Où WS_{FC} (mm) est le stock d'eau à la capacité au champ et D est la quantité d'eau drainée. Ce calcul s'inspire du modèle piston, dans lequel le principe de transfert est la convection (Rousselle, 1913). A Bruyères, la capacité de rétention en eau varie dans un rapport 1 à 3 et le drainage dans un rapport de 1 à 5 suivant les années. Le rapport R permet de croiser les facteurs sol et climat. La quantité d'azote lixivié, calculée avec LIXIM, peut alors être expliquée par la quantité d'azote présente dans le sol en fin d'automne (AMS_{EH}) et par le taux de renouvellement de l'eau du sol R (Mary *et al.*, 1996). Dans la Figure 5/2 : 5 classes de taux de renouvellement sont distinguées ; on obtient une relation linéaire significative entre quantité d'azote lixivié et stock d'azote de fin d'automne.

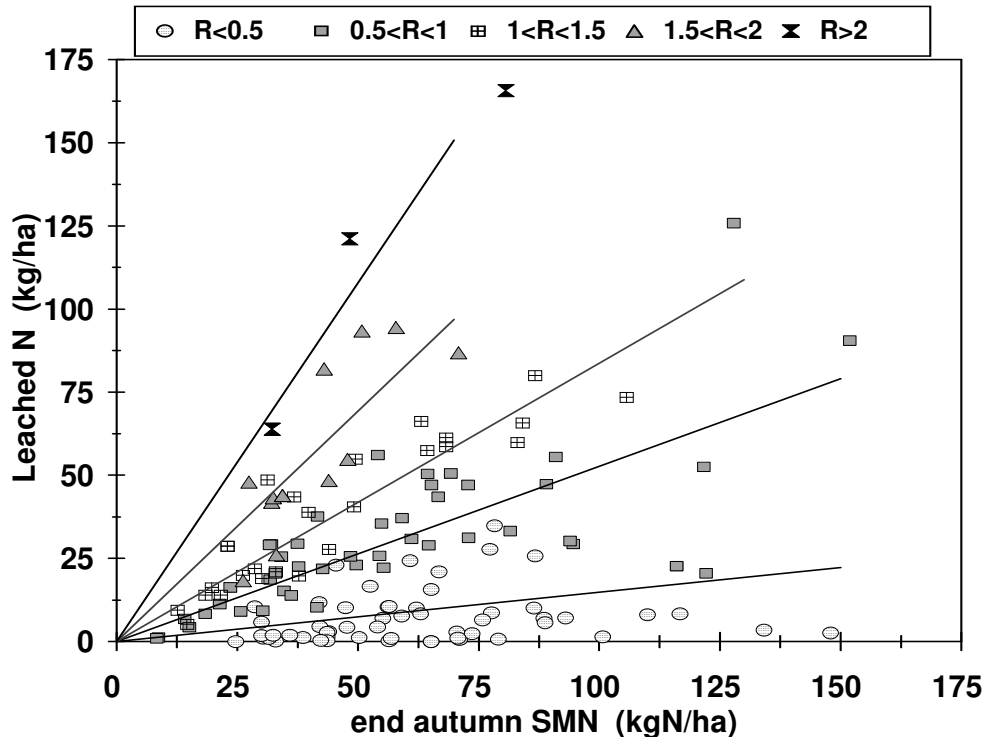


Figure 5/2: Relation établie a posteriori entre la quantité d'azote lixiviée calculée avec LIXIM (*leached N*) et le stock d'azote minéral de fin d'automne (*end autumn SMN*), pour différentes classes du taux de renouvellement du stock d'eau du sol (R), à l'échelle de la station-année.

Les lignes en pointillé représentent les droites de régression pour les 5 classes de taux de renouvellement.

La pente de la régression, c'est-à-dire la fraction d'azote lixivié (f), est respectivement 0.15, 0.52, 0.83, 1.38 et 2.16. Elle ne devient supérieure à 1 que lorsque $R > 1.5$. Ce résultat est cohérent avec le modèle de transfert par cellules de mélange de Burns, 1976. Mais LIXIM simule davantage de lixiviation que la formule de Burns pour deux raisons: i) il fait une discrétisation différente de l'espace et du temps (Mary *et al.*, 1999); ii) il prend en compte la minéralisation d'azote, dont une fraction peut être lixiviée, de sorte que f peut être supérieur à 1. Un indicateur quantitatif du lessivage peut être établi par :

$$IL = b * AMS_{EH} * R \quad (2)$$

Il permet de bien prédire en moyenne le lessivage calculé avec LIXIM pour les sols, filtrants ou caillouteux ($b = 1.03$; $r^2 = 0.75$), mais un peu moins bien que pour les sols profonds ($b = 0.69$; $r^2 = 0.70$), probablement du fait que l'azote n'est pas réparti de façon homogène dans le profil de sol (Figure 5/3). Cela confirme l'existence d'un facteur d'échelle vertical pour le calcul de la lixiviation. La quantité lixiviée peut

s'expliquer par deux variables assez accessibles, l' AMS_{EH} , qui est principalement déterminée par le système de culture et R, qui est principalement déterminée par le pédo-climat ; le coefficient doit être calé empiriquement.

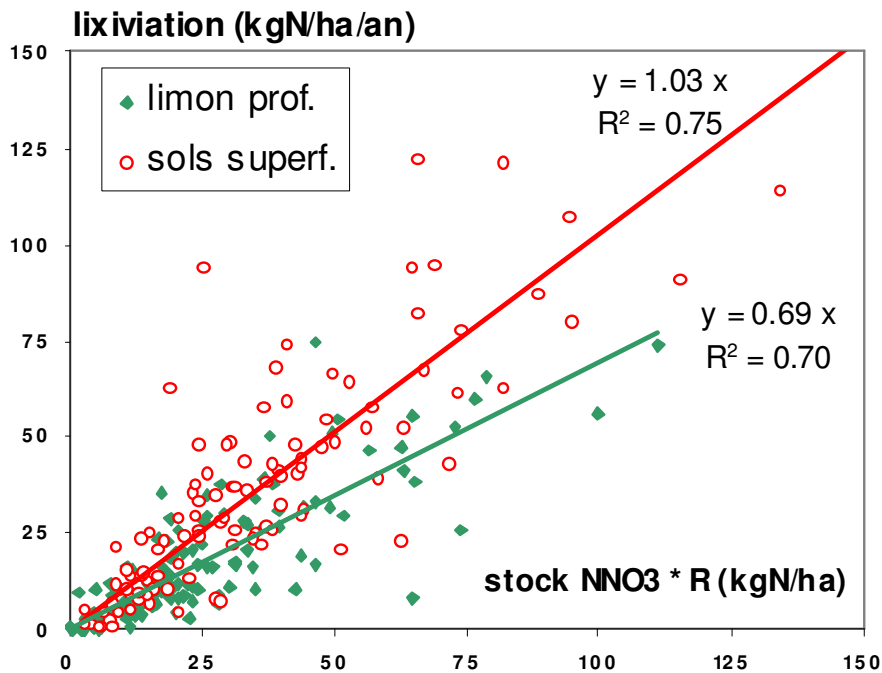


Figure 5/3 : Comparaison, à l'échelle de la station-année, du produit du stock d'azote nitrique ($kg\ N-NO_3\ ha^{-1}$) et du taux de renouvellement du stock d'eau ($mm\ mm^{-1}$) du sol avec la lixiviation ($kg\ N\ ha^{-1}\ an^{-1}$) calculée avec LIXIM, pour les données des 8 années et des 36 stations, réparties en deux groupes : sols profonds (DL et DSL) et sols superficiels (SLC, SSL, SLS), d'après la légende de la figure 5/1.

Outre sa vertu didactique, cette simplification peut trouver plusieurs applications possibles. Elle a servi de base au calcul d'un indicateur semi quantitatif des risques de pollution nitrique, dans la plaine de Bièvre (Mollard *et al*, 2000). Elle peut aider à estimer l'effet dépressif, lié à l'introduction d'une CIPAN, sur l'alimentation azotée de la culture suivante par rapport à une culture succédant à un sol laissé nu en hiver. Cet effet résulte de deux contributions contraires (Thorup- Kristensen and Nielsen, 1998) :

$$N_{\text{fourni}} = U_{\text{CIPAN}} * (\text{CAU}_{\text{CIPAN}} - (1-f)) \quad (3)$$

Où N_{fourni} est la quantité d'azote apportée par la CIPAN à la culture suivante, U_{CIPAN} est la quantité d'azote absorbée par la CIPAN, f , la fraction lixiviée du reliquat d'entrée hiver et $\text{CAU}_{\text{CIPAN}}$ le coefficient apparent d'utilisation de cet azote.

En posant $f = b * R$, il est aisé de prévoir un effet dépressif probable si

$$\text{CAU} < 1 - b * R \quad (4)$$

Pour un CAU de 25%, par exemple, et si $b=1$, l'effet dépressif perdure jusqu'à ce que R atteigne la valeur de 0.75. Si $R > 1$, il n'y a jamais d'effet dépressif.

Dans les contextes pédoclimatiques de forte dilution, R perd une partie de sa signification. La prise en compte la minéralisation nette, concomitante au lessivage, peut permettre de hiérarchiser des risques de lessivage (Beaudoin et Machet, 2001).

La relation (3) peut aussi aider à interpréter la quantité lixiviée moyenne pondérée, à l'échelle d'un bassin. Le stock moyen pondéré d'azote minéral de début d'hiver (AMS_{EH}) est explicatif du lessivage moyen pondéré, simulé à l'échelle du bassin hydrologique de Bruyères pour une année donnée (Figure 5/4). Cela indiquerait que les impacts des phénomènes de non linéarité de la réponse du modèle, aux variations des paramètres, ou des données d'entrées, se compensent. La linéarité permet d'extrapoler la relation (2) à l'échelle du bassin et de l'année (Figure 5/5). La valeur de R est le rapport entre le drainage annuel moyen pondéré et la capacité de rétention moyenne pondérée des sols du bassin. L'indicateur et le lessivage moyen pondéré sont linéairement dépendants. Le risque d'inverser la hiérarchie des situations avec l'indicateur existe pendant l'année 1994/95, où le lessivage lors de la situation agricole est sous estimé et celui des scénarios MAE est surestimé. Le lessivage tardif de cette année rend probablement l'indicateur moins valide. La propriété de quasi linéarité demanderait d'être validée dans d'autres contextes. Elle signifie que 2 facteurs

quasiment indépendants, AMS_{EH} et R , permettent de hiérarchiser les risques de lixiviation en fonction de scénarios techniques et climatiques à l'échelle d'un bassin. Le biais de l'estimation de la lixiviation, de -20% par l'indicateur, pourrait être lié à un facteur d'échelle: l'indicateur moyen masquerait, en partie, les risques de lixiviation, dûs aux parcelles plus sensibles. Autrement dit, la lixiviation moyenne est plus forte en réalité que celle que l'on peut estimer à partir d'un sol moyen.

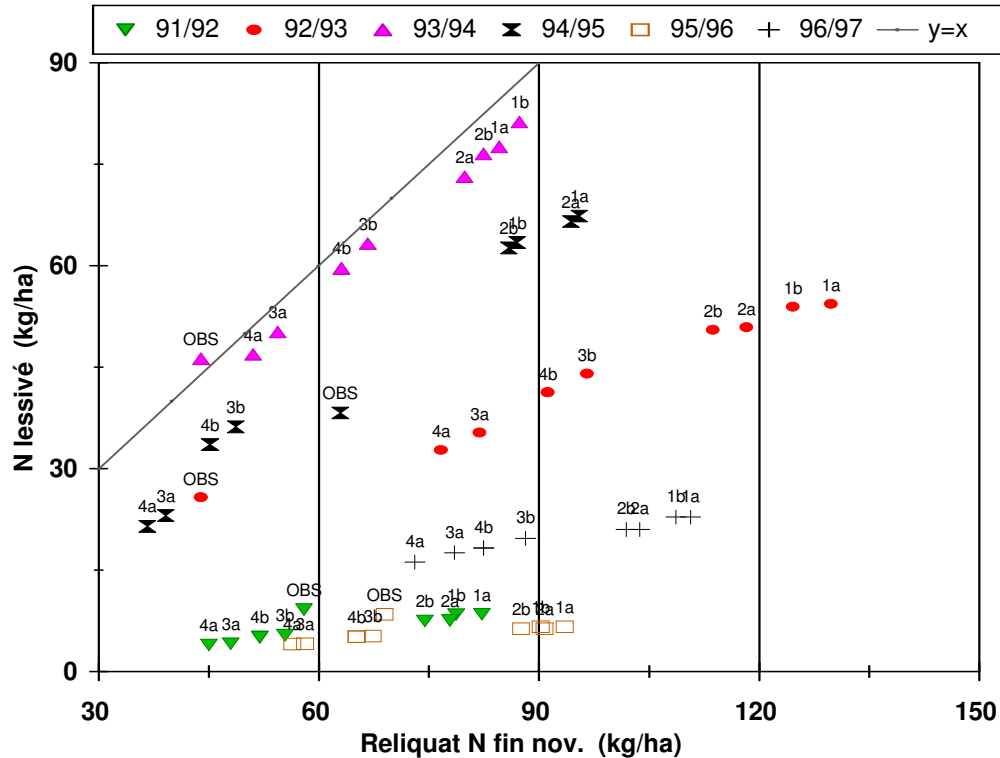


Figure 5/4 : Relation établie a posteriori entre les valeurs moyennes pondérées à l'échelle du bassin hydrologique du reliquat en entrée d'hiver et la quantité d'azote lixiviée simulées (ou observées) pour les différents scénarios d'intensification, des années 1991/92 à 1996/97, d'après les simulations du § 3.1.

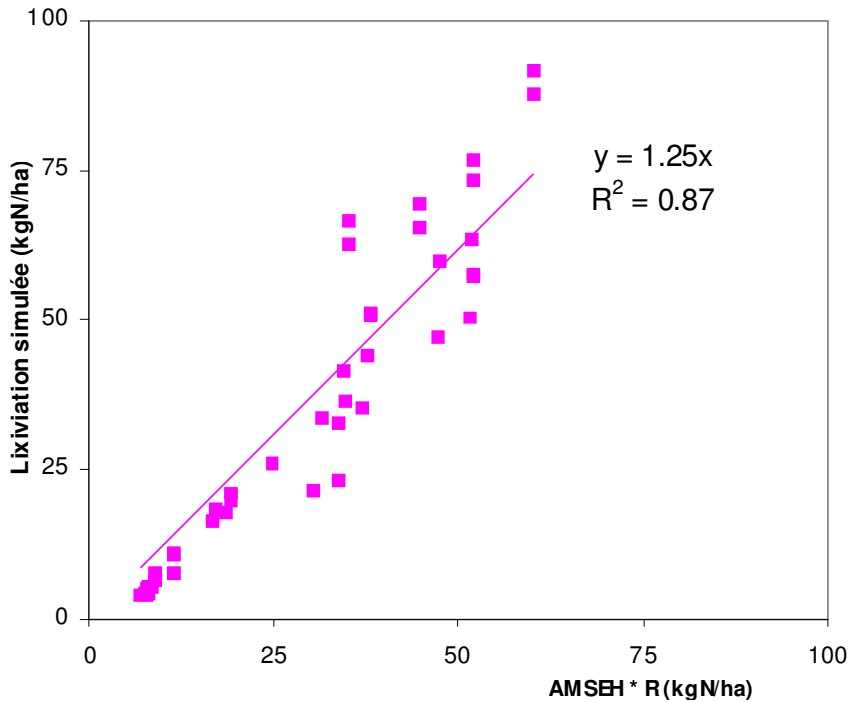


Figure 5/5 : Relation établie a posteriori entre le produit des valeurs moyennes annuelles pondérées du reliquat d'azote en entrée d'hiver (AMS_{EH}) et du taux de renouvellement de la solution du sol (R) avec la quantité moyenne pondérée d'azote lixiviée, à l'échelle du bassin hydrologique, pour les différents scénarios d'intensification et les années 1991/92 à 1996/97, d'après les simulations du chapitre 3.1.

5.2.2 Facteurs d'échelles temporelle et spatiale

5.2.2.1 Facteur d'échelle temporelle et effets cumulatifs

L'existence d'un facteur d'échelle temporelle, sur la quantification de la lixiviation, a été mise en évidence de plusieurs façons. Ce facteur interagit avec le facteur spatial vertical qui est la profondeur maximale des prélèvements d'eau et des prélèvements d'azote des cultures de la rotation.

L'intégration des flux annuels d'eau et d'azote, à l'échelle de la rotation, conduit à lisser l'effet d'abattement de la concentration par les CIPAN. Au contraire, la réduction de la fertilisation a un impact quasi nul à court terme alors qu'il peut devenir majeur au bout de 30 ans de simulation (Gomez *et al.*, 2002).

L'étude de sensibilité de STICS à l'enchaînement fait émerger l'influence de paramètres tels que la profondeur d'enracinement, l'effet mulch ou le stock d'azote labile, dans la quantification de la lixiviation (§ 4.1). A l'opposé, l'impact des paramètres d'incorporation des résidus, sur la lixiviation, semble être évanescent, à l'échelle de la rotation. Cela est à confirmer, en étudiant d'autres options de mélange entre mottes et résidus, et en activant la simulation de la dénitrification. La bibliographie donne une hiérarchie variable de l'influence des paramètres. Selon Kersbaum and Bebler, 2001, « spécialement pour les études de lessivage, un bon agrément est nécessaire pour le développement phénologique, la production de biomasse et la concentration en azote de la canopée ». Cependant, ces mêmes auteurs signalent que la modélisation aboutit à un meilleur agrément au bout de 11 ans (biais de 3-4%, sur le drainage, 2% sur l'absorption et de 2-5% sur la lixiviation), qu'à l'échelle annuelle, où des écarts aléatoires apparaissent. Selon Richter *et al.*, 1998, « la capacité au champ influence le drainage et la dilution du nitrate ; le stock de matière organique minéralisable influence la concentration de l'eau de drainage. A long terme, la concentration de l'eau de drainage est proportionnelle au taux de minéralisation en système sans jachère ». L'explication de ces différences réside probablement dans le temps de simulation et la présence ou non de cultures en automne.

Aucun effet cumulatif inter-annuel ne concerne le stock d'eau. La mise en place de CIPAN n'en génère pas sous le climat local actuel (Dorsainvil, 2002). Ce n'est pas le cas sous des climats arides (Probert *et al.*, 1995). Cependant, les erreurs de prédiction du stock d'eau à la récolte, par STICS, se propagent sur le drainage, avec l'enchaînement des années.

Des effets cumulatifs inter-annuels peuvent transitoirement affecter le pool d'azote organique. Le poids, des conditions initiales des stocks d'eau et d'azote, est alors tributaire du temps de simulation. Dans le couplage du modèle de Makovski et de STICS 3, la non prise en compte des arrières effets conduit à une sous estimation de 10 kg N ha^{-1} de l'AMS_{EH} et de $5 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$, d'après une expertise utilisant les surplus d'AMS à la récolte et des fractions lixiviées (Beaudoin *et al.*, 1998). Les observations, ainsi que simulations faites par STICS 6 enchaîné, montrent des stocks d'azote pouvant se cumuler ou disparaître au gré des années (Figure 4.1/2). Les valeurs finales de reliquat d'azote minéral simulées à la récolte sont 43 et 46 kg N ha^{-1} pour les scénarios sans CIPAN et Conventionnel, respectivement ; leur écart varie de 1 kg N ha^{-1} avec l'enchaînement. Ces valeurs sont 51 et 54 kg N ha^{-1} pour les sols limoneux profonds, leur écart varie de 2 kg N ha^{-1} avec l'enchaînement (non présenté). Les effets cumulatifs sont donc réduits en moyenne ou fugaces : ils dépendent de la sensibilité des sols à la lixiviation, du type de culture et du niveau de sur-fertilisation. A l'opposé, des effets cumulatifs, liés à l'introduction d'une jachère, peuvent se révéler en système non fertilisé (Latta and O'Leary, 2003). Des effets cumulatifs directs ou indirects peuvent atteindre 19 ou 37 kg N ha^{-1} , dans une succession pois-blé (Beckie *et al.*, 1997).

Le stock moyen d'azote organique des sols détermine le potentiel de minéralisation d'azote. La réinitialisation annuelle du modèle sous-tend une hypothèse de stabilité du stock d'azote organique du sol. Le calcul de la balance d'azote (entrées-sorties), indique un léger enrichissement du milieu (sol-atmosphère). Les prédictions de STICS enchaîné indiquent une faible augmentation du stock moyen d'azote organique des sols. L'impact de celui-ci sur la vitesse de minéralisation est faible (§4.1) et ne peut biaiser les simulations faites avec réinitialisation. L'impact de cette augmentation sur la lixiviation est masqué par la mise en place des CIPAN. Nos conclusions, sur l'efficacité des BPA, sont quasiment indépendantes du niveau d'équilibre du stock de matière organique, tant que l'implantation des CIPAN durera.

5.2.2.2 Facteur d'échelle spatiale

Un facteur d'échelle spatiale intervient si la variable d'intérêt dépend de la taille de la maille à laquelle les calculs élémentaires sont effectués. Les dimensions à prendre en compte concernent le niveau de résolution verticale puis le niveau de résolution spatiale horizontale qui a servi à renseigner le modèle de calcul de la

lixiviation. Les calculs concernent les sorties du modèles STICS. Le raisonnement peut s'appliquer aussi aux sorties d'un indicateur de sensibilité à la lixiviation que nous avons testé (§5313).

La première dimension à prendre en compte est la dimension verticale. La profondeur du sol est déterminante sur la lixiviation (§2.1 et 4.1). Au sein de ce système, la discrétisation en horizons résulte d'une prise en compte de l'existence d'un facteur d'échelle. La sensibilité des calculs, de STICS ou LIXIM, aux modes de discrétisation n'a pas été directement étudiée; elle l'a été indirectement par la comparaison des sorties du modèle à celle de l'indicateur qui assimile le sol à une seule couche (§5313).

Les simulations du couple STICS 6.0-Arc Info, avec trois niveaux de résolution de la carte des sols du site de Bruyères donnent des flux moyens pondérés proches à l'échelle du bassin (§4.3). Cela est cohérent avec les travaux de Kersaebum *and* Wenkel (1998). Pourtant, l'application, à de larges échelles de temps et d'espace, soulève la question de la non linéarité de la réponse du modèle aux valeurs possibles de ses paramètres (Addiscott *and* Mirza, 1998). La prise en compte indirecte du facteur d'échelle spatial par une modélisation de type stochastique avec LEACHN, a donné des fonctions, aux courbes dissymétriques, de probabilité du lessivage (Acutis *et al.*, 2000). Ces problèmes de non linéarité se lissent peut être en agrégeant de nombreux sols. Les conditions mathématiques, permettant l'obtention de ce lissage, mériteraient d'être précisées. Pour le calcul de la lixiviation, moyenner sur chaque maille élémentaire, les flux simulés pour plusieurs types de sol, sans les localiser dans l'espace, permet de s'affranchir de ces problèmes (Gomez *et al.*, 2002). Mais la localisation spatiale des sols peut interagir avec le processus lui-même. C'est le cas du ruissellement qui est sujet à un important facteur d'échelle (Le Bissonnais et Martin, 2004). La prédiction de la dénitrification, couplée à celle du ruissellement, présente aussi une forte dépendance à l'échelle spatiale de calcul (Durand *et al.*, 2006). Nos simulations des flux de volatilisation sont peu sensibles au type de carte pédologique, même à l'échelle parcellaire; cela s'explique par la faible variabilité spatiale du pH, qui approche la valeur 8 quelque soit le type de sol, suite aux apports d'écumes de défécation.

5.2.3 Impacts de l'agriculture intensive

Ce texte est la traduction de la « keynote » présentée par B. Nicolardot en octobre 2005; le texte est complété de quelques unes des figures présentées à l'oral. La référence en est :

Beaudoin N., Mary B., Durand P., Machet J.M., Nicolardot B., 2005. Nitrate concentration in soils and subsoils as affected by farming practices in intensive agricultural areas. 14th Nitrogen Workshop, Maastricht, October, keynote paper, 3p.

5.2.3.1 Introduction

La concentration en nitrate dans les eaux souterraines et superficielles augmente dans une grande partie de zones d'agriculture intensive de l'Europe. Cela est principalement dû à la complexité des interactions entre les processus sociaux, économiques et biophysiques (Letcher et Giupponi, 2005). De plus, des règles administratives ou économiques sont établies à l'échelle de la région, ou de la ferme, tandis que les processus biophysiques sont locaux. L'échelle spatiale, appropriée pour évaluer l'efficacité des règles de décision, est le bassin hydrologique. Celle du champ cultivé est essentielle pour comprendre l'effet de pratiques culturelles sur la lixiviation du nitrate. La période de la rotation culturale est l'échelle temporelle minimale pour intégrer les effets des pratiques agricoles sur la lixiviation, parce que le cycle de l'azote est affecté par toutes ces pratiques agissant sur le système de culture. Nous examinons l'impact de divers systèmes de culture ou de pratiques agricoles isolées : fumures minérales et organiques, travail du sol, destruction de prairies, implantation de Cultures Pièges à Nitrate (CIPAN), sur la quantité d'azote lixiviée et la concentration en nitrate à l'échelle de rotation culturale. Les expériences à long terme (>5 années) sont privilégiées, afin de tenir compte des effets cumulatifs de ces pratiques.

5.2.3.2 Pratiques techniques isolées et pertes en nitrate

Le phénomène de lixiviation d'azote est étroitement lié à la balance hydrique (précipitations - évapotranspiration), aux entrées d'azote (minéral et organique), aux transformations d'azote dans le sol (minéralisation, immobilisation, absorption, fixation symbiotique, pertes par voie gazeuse) et au transport de solutés. L'intensité de ces processus varie considérablement avec les conditions pédo-climatiques et les systèmes de culture (Tableau 5/1).

site	Fagnières		Quimper	
climat	Semi-continental		océanique	
traitement	sol nu	CIPAN	sol nu	CIPAN
précipitations (mm an ⁻¹)	618		1111	
drainage (mm an ⁻¹)	145	110	728	674
lixiviation (kg N ha ⁻¹ an ⁻¹)	58	26	167	45
nitrate (mg NO ₃ L ⁻¹)	178	103	102	30

Tableau 5/1 : Flux d'eau et d'azote mesures sous cases lysimétriques à Fagnières (1990-2003) et à Quimper (1983-88). A Fagnières, selection de l'hiver précédant la betterave (données INRA LRM). A Quimper, données continues Simon et Lecorre, 1998.

La quantité lixiviée et la concentration en nitrate dans l'eau de drainage sont affectées par la fertilisation de la culture (minérale et organique), la croissance de la CIPAN, la gestion des pailles, le type de sol et par la rotation. La lixiviation peut être due à une sur-fertilisation dans les situations avec forts excédents d'apport d'azote, sur les besoins des cultures, ou posant des difficultés de prévisions de ces besoins dans les sols peu profonds. Cependant, dans beaucoup de cas, elle ne provient pas de l'engrais apporté dans l'année, comme le montrent des expériences conduites avec de l'engrais marqué (¹⁵N), en plein champ ou en lysimètre (Figure 5/6). L'azote de l'engrais entre dans la compartiment d'humus de sol qui a un temps de renouvellement lent; il contribue principalement à la pollution dans le long terme.

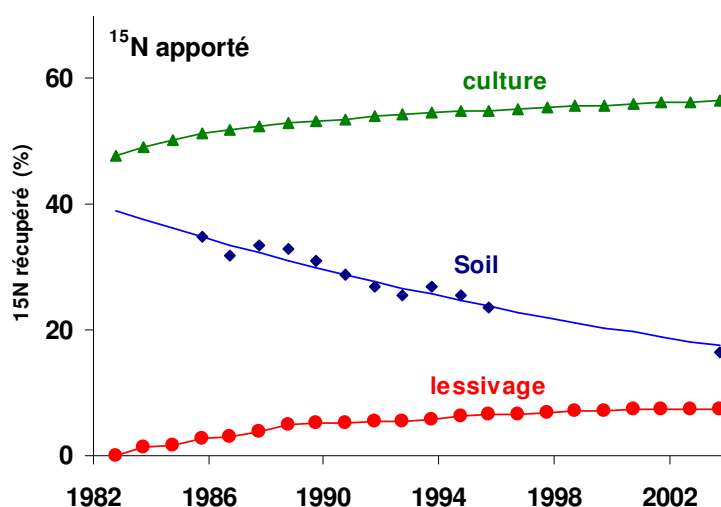


Figure 5/6 : Devenir d'un apport d'engrais azoté marqué dans une case lysimétrique durant 22 ans, à Fagnières (51). Part récupérée de l'apport cumulé (%); réactualisé d'après N. Denis et al., 1995 et données INRA LRM.

Réduire le niveau de fertilisation azotée, en dessous de l'optimum, amène à une baisse modérée de la quantité d'azote lixiviée, en lien avec les conditions pédoclimatiques (Figure 5/7). La baisse est ainsi de 14% à Thibie pour une réduction de 35% des apports d'N (Mary *et al.*, 2002), et de 27% à Jyndevad (Hansen and Djurhuus, 1996) ou de 33% dans le Lincolnshire (Johnson *et al.*, 2002) pour une réduction de 50%. L'épandage d'effluents organiques, comparé à des apports sous forme minérale, entraîne souvent une lixiviation plus élevée, à doses d'N équivalentes. Une revue bibliographique montre que l'augmentation de teneur en NO₃ dans l'eau drainée, due à l'épandage d'engrais organiques, peut varier de 0 à +27 mg NO₃ l⁻¹, selon le climat, l'occupation du sol, la date de l'application et la nature de l'effluent organique (Simmelsgaard, 1998; Foissy and Blouet, 2003; Olesen *et al.*, 2003; Van Dijk *et al.*, 2003; Chambaut *et al.*, 2004; Bakhsh *et al.*, 2005). L'implantation de CIPAN peut avoir un effet très significatif sur la lixiviation du nitrate. La réduction observée est 59% à Thibie (Mary *et al.*, 2002) et 47% à Jyndevad (Hansen and Djurhuus, 1996) quand des CIPAN sont implantées chaque année (Figure 5/7). Elle est de 31% dans une rotation comprenant une CIPAN tous les deux ans (Olesen *et al.*, 2004). La réduction est de 23% en conditions 'on farm' en France, avec une CIPAN développée tous les 3 ans (Beaudoin *et al.*, 2005). La gestion de la paille peut affecter la minéralisation de l'azote du sol pendant l'automne et donc la lixiviation du nitrate produit. La minéralisation nette, d'août à décembre, est diminuée de 20-24 kg N ha⁻¹, quand la paille de céréale est incorporée, au lieu d'être enlevée (Mary *et al.*, 1996, 1999; Beaudoin *et al.*, 2005). Ces auteurs et d'autres (Nicholson *et al.*, 1997) ont constaté que la réduction annuelle de lixiviation d'azote varie de 5 à 30 kg N ha⁻¹, selon les conditions climatiques hivernales. La destruction de la prairie est connue pour augmenter la minéralisation de l'azote du sol. La minéralisation peut être augmentée de 150 à 420 kg N ha⁻¹, pendant l'année suivante (Vertès et autres, 2002). La minéralisation est accrue : - dans les prairies pâturées par rapport à celles fauchées; - dans les peuplements pluri-spécifiques aux peuplements mono-spécifiques; - avec l'âge

d'installation de la prairie. Comme prévu, la quantité d'azote lixiviée est plus forte quand la prairie est détruite en automne plutôt qu'au printemps (Vertès *et al.*, 2002; Conijn, 2005).

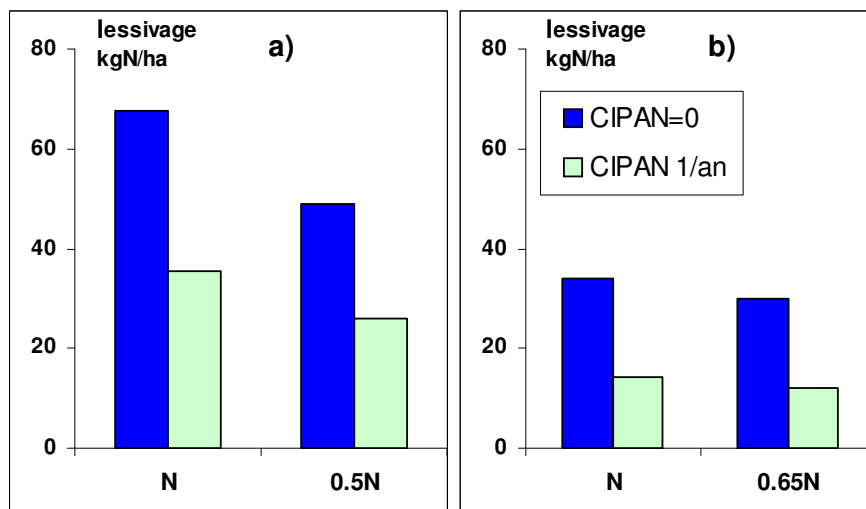


Figure 5/7 : Effets croisés de la fertilisation et de l'introduction de CIPAN sur la quantité d'azote lixiviée ($\text{kgNha}^{-1}\text{an}^{-1}$) en systèmes de culture: a) culture continue d'orge de printemps au Danemark pendant 5 ans (Hansen and Djurhuus, 1996) ; b) Rotation betterbeet-pea-blé pendant 10 ans (Mary *et al.*, 2002).

5.2.3.3 Systèmes de culture et pertes en nitrate

La concentration moyenne dépend également du type de rotation de cultures (Hansen *et al.*, 2001; Hall *et al.*, 2001). Les "bonnes pratiques agricoles" (BPA), recommandées par l'Union Européenne, combinent plusieurs des améliorations de pratiques présentées ci-dessus. Elles visent à réduire le stock d'azote minéral avant le commencement du drainage, tout en maintenant le revenu agricole. Les BPA combinées peuvent diminuer la concentration en nitrate d'environ 50%, par rapport à une conduite conventionnelle (Figure 5/8 ; Hansen and Djurhuus, 1996; Mary *et al.*, 2002; Johnson *et al.*, 2002). L'application des BPA, par des agriculteurs pendant 8 ans, a prouvé que la concentration en nitrate de l'eau drainée, en dessous de la zone racinaire, peut respecter la norme de potabilité de l'UE dans les sols limoneux profonds (concentration moyenne de $31 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$), mais pas pour les sols peu profonds ou sableux ($86 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$) d'un bassin hydrologique du Nord de la France (Beaudoin *et al.*, 2005).

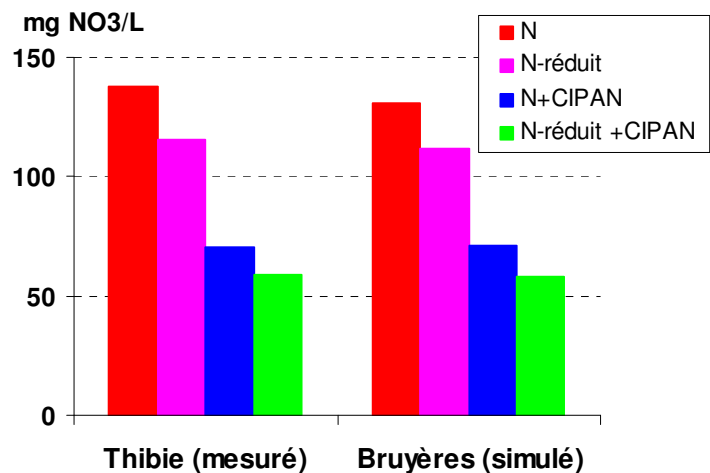


Figure 5/8 : Teneur de l'eau drainée, en sols calcaires, mesurée à Thibie (51) ou simulée à Bruyères (02) en fonction de scénarios de gestion de l'azote.

N : dose conventionnelle ; Réduit = $0.65*N$ à Thibie et $0.20*N$ à Bruyères. Issu de Mary *et al.*, 2002 et Beaudoin *et al.*, 2004.

D'autres études montrent des résultats variables, suite à l'application des BPA dans les sols peu profonds ou sableux : la concentration de l'eau de percolation varie entre 36 et $131 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$, selon : l'importance de la dilution à l'eau, le niveau d'intrant azoté, la fréquence d'implantation des CIPAN (Johnson *et al.*, 2002; Webster *et al.*, 2003; Olesen *et al.*, 2004). La concentration moyenne interannuelle de l'eau de percolation, obtenue après application des BPA, décroît avec la capacité de rétention en eau des sols. La relation établie par Beaudoin *et al.* (2005) est conservée pour d'autres sites, sous climat continental, mais pas sous climat océanique (Figure 5/9).

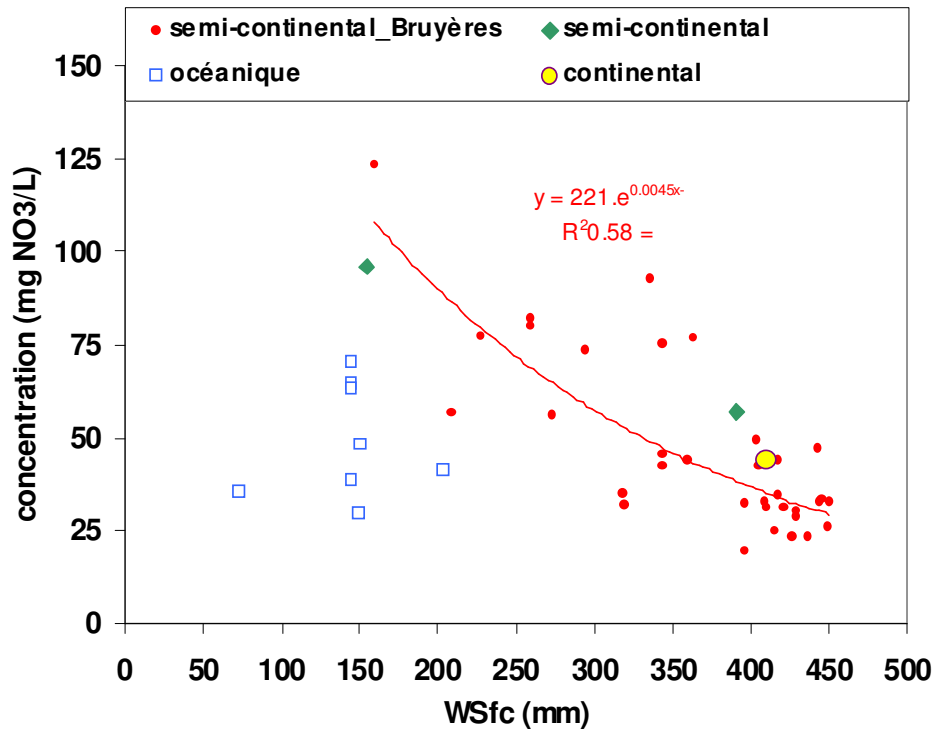


Figure 5/9 : Relation entre la concentration moyenne interannuelle de l'eau drainée ($\text{mgNO}_3\text{L}^{-1}$) et le stock d'eau à la capacité au champ (WSfc, mm) pour différents sites cultivés avec mise en œuvre de BPA. Données obtenues avec LIXIM à Bruyères (points rouges) et données issues de la bibliographie.:

- - climat semi-continental : Mary et al., 2002 ; Johnson et al., 2002.
- - climat océanique : Simon et Lecorre, 1998 ; Olseen et al., 2004 ; Webster et al., 2003
- - climat : continental : Brandi-Dorhn, 1997.
- Les valeurs de WSfc ont été estimée d'après les fonctions de pédotransfert de Wosten, 1999 pour les données de Brandi-Dorhn, 1997 et Olseen et al., 2004.

A long terme, la quantité de nitrate lixiviée dépendra de l'immobilisation d'azote qui se sera produite précédemment. Le stockage organique de N est partiellement lié à la balance (entrées - exportation) d'azote dans le sol. Sur le long terme, la balance d'azote représente la somme des termes de lixiviation, des pertes gazeuses (volatilisation, dénitrification) et d'immobilisation d'azote. Dans les situations sans grand excédent des apports sur les besoins d'azote des cultures, aucune corrélation n'est trouvée entre les pertes de lixiviation et la balance d'azote (Mary et al., 2002; Van Dijk et al., 2003). Ceci prouve que les pertes gazeuses et l'intensité de l'immobilisation changent selon les systèmes de culture. Dans les situations avec excédent élevé d'azote (avec des applications d'engrais organiques), l'immobilisation au sein de la matière organique du sol constitue le principal puit ^bINRA-unité Agroclim – Avignon pour l'azote excédentaire (Figure 5/10 : Wolf et al., 2005).

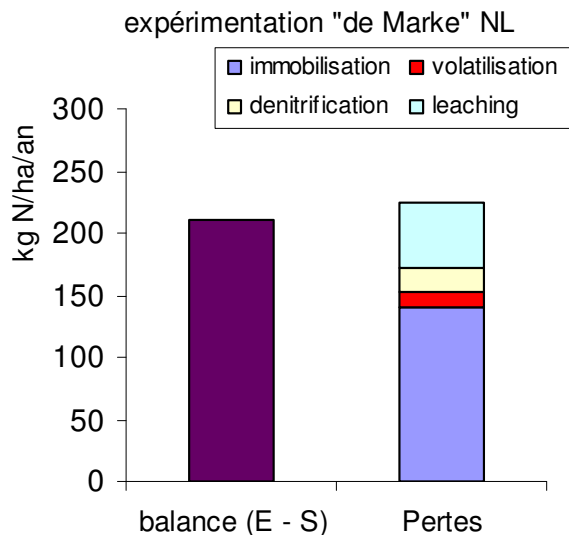


Figure 5/10 : Comparaison expérimentale de la balance d'azote (entrées-sorties) et des pertes d'azote ($\text{kg N ha}^{-1} \text{an}^{-1}$), mesurées sur deux parcelles en système d'élevage laitiers intensif de 1991 à 1994, à la ferme "de Marke"(NL). Extrait du tableau 6 de Wolf et al., 2005.

Quantifier l'impact de l'introduction des BPA, sur l'évolution des pertes vers l'atmosphère (NH_3 , N_2 , N_2O), exige des investigations à très court terme. A l'opposé, la compréhension des processus de minéralisation/immobilisation nécessite des études à long terme, car le renouvellement de la matière organique du sol prend plusieurs décennies.

5.2.3.4 Devenir du nitrate dans les couches géologiques

Deux autres points clés, de la réponse des systèmes hydrologiques à la mise en place des BPA, sont le temps de transport et le devenir, du nitrate lixivie dans l'aquifère. Le temps de transport peut varier de quelques mois dans le cas des terrains drainés artificiellement, à plusieurs décennies pour les couches aquifères profondes. Le taux de transfert de l'eau dans la zone non saturée des couches aquifères de la craie en Picardie, a été évalué entre 0.4 et 0.7 m.an^{-1} , en utilisant le traçage naturel de l'eau par le Tritium, selon le bilan hydrique du sol (Normand *et al.*, 2004). Le temps de réponse d'une couche aquifère profonde de 30 m dépasse alors les 45 années (Figure 5/11). Ceci explique le long délai qui apparaît entre l'adoption des améliorations de pratiques et leur effet sur la qualité de l'eau de l'aquifère : 12 ans ont été nécessaires pour observer une diminution de concentration du taux de nitrate à l'exutoire, après le début de l'application des BPA sur le bassin d'alimentation en eau de Bruyères, en France (§2.2).

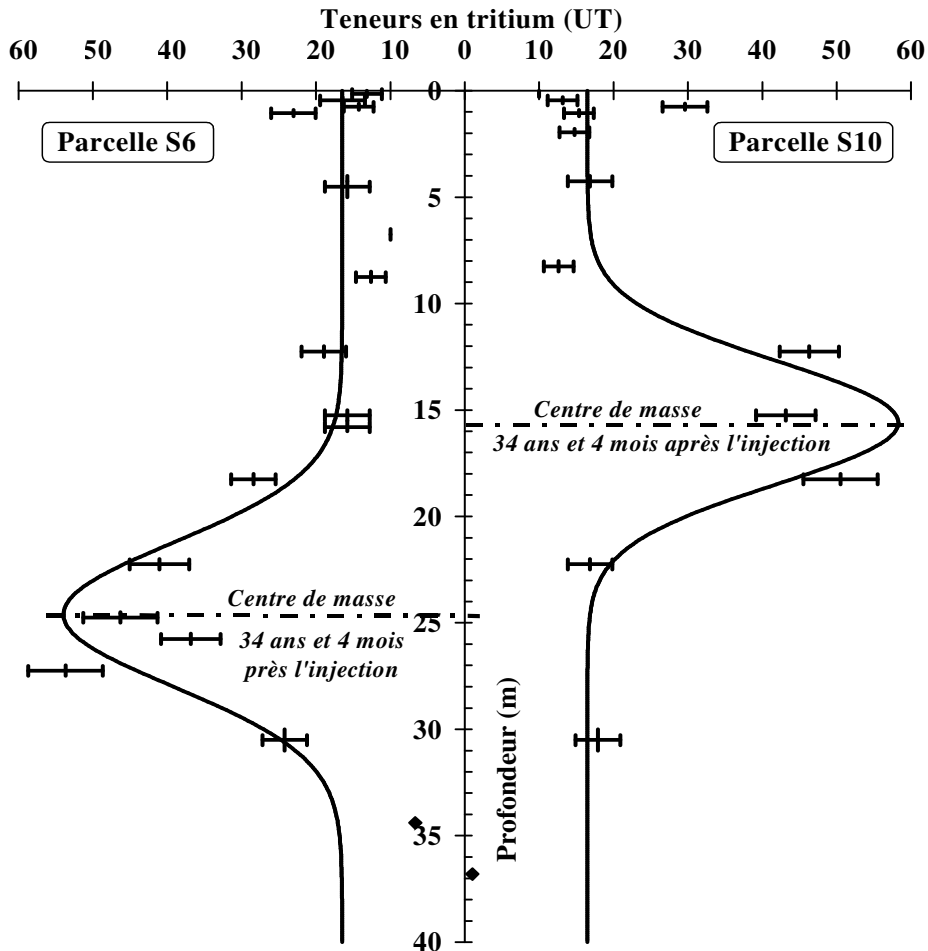


Figure 5/11 : Profils de concentration en tritium effectués dans la zone non saturée de la craie sur deux parcelles aux régimes pluviométriques différents en Picardie (drainage moyen de 275 et 186 mm an^{-1} en S6 et S10, respectivement).

Les vitesses moyennes de déplacement sont de 0.72 et 0.45 m an^{-1} , en S6 et S10, respectivement, selon un modèle de transfert convectif-dispersif (Normand *et al.*, 2004).

Le devenir du nitrate lixivie varie en fonction du régime hydrologique des sols au sein d'un paysage. Trois cas principaux peuvent être distingués le long d'une coupe topographique : 1) les hautes terres et le versant où, le drainage est vertical et le sous-sol, aéré, sauf en présence d'une nappe d'eau perchée; 2) le bas de versant où le drainage a une composante latérale et où le sous-sol est anoxique; 3) la zone humide dans laquelle le drainage est latéral et où le sol est alternativement, ou de manière permanente, en conditions anaérobies. La concentration en nitrate observée dans la zone 1 est souvent plus forte que celle trouvée dans les zones 2 ou 3. Le transfert, vertical, du nitrate se produit selon un mode conservatif dans la zone 1 (Figure 5/11). Nous avons compilé deux études indiquant que les concentrations en nitrate dans l'eau de drainage, sous la zone racinaire, sont proches des concentrations mesurées dans le sous-sol, c'est-à-dire entre les profondeurs

de 2 à 10 m (Figure 5/12). Dans la zone 2, Cambardella *et al.* (1999) ont constaté que les concentrations en nitrate, à la sortie de drains enterrés ($33 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$), étaient plus fortes que celles mesurées à la profondeur de 3-10 m ($8-19 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$) et ont attribué cette différence à la dénitrification. Dans la zone 3, la dénitrification peut également se produire en raison des interactions entre le sol et les eaux souterraines (Michelin et Mariotti, 2000; Durand *et al.*, 2006). Enfin, l'eau qui provient des sols agricoles peut être diluée, par l'eau non-polluée venant des zones de forêt ou de prairie. Une telle complexité signifie que l'intégration spatiale et temporelle est nécessaire pour prévoir la qualité de l'eau finale.

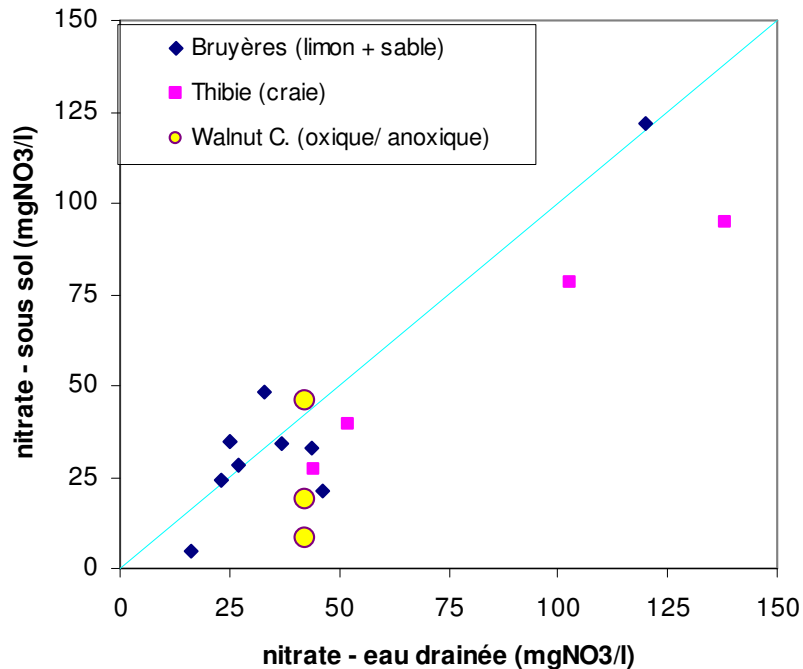


Figure 5/12 : Comparaison expérimentale des concentrations en nitrate ($\text{mgNO}_3\text{l}^{-1}$) mesurées dans l'eau de percolation et en sous sol sur différents sites de grande culture. Dans le bassin de Walnut Creek, les conditions deviennent anoxiques en profondeur.

Extraits respectivement de Beaudoin *et al.*, 2005, Cambardella *et al.*, 1999 et Nicolardot *et al.*, non publié.

Les agriculteurs et les acteurs de l'eau ont besoin d'une évaluation quantitative des impacts des BPA sur la qualité de l'eau. Nous avons une connaissance plutôt bonne de l'effet des principaux systèmes de culture sur la quantité de nitrate lixiviée, par le biais de modèles qui permettent de faire des simulations de scénarios. Mais nous nous sommes limités dans notre compréhension des effets des pratiques agricoles et des conditions pédo-climatiques sur la balance globale de l'azote, qui intègre le stockage et les pertes d'azote sous formes gazeuses, en particulier sur le long terme. L'amélioration de cette compréhension est essentielle pour pouvoir maîtriser le cycle de l'azote dans le sol et éviter de substituer des émissions de NH_3 ou de N_2O à la lixiviation de NO_3 .

Les références bibliographiques sont reportées en fin de mémoire.

6 conclusions et perspectives

“ all work and no play make Jack dull” - Proverbe anglais

et surtout

« *On met si longtemps à devenir jeune* » - Pablo Picasso

6.1 Conclusions

6.1.1 Démarche

Notre démarche s'insère dans une thématique large : *la prévention nitrrique de la pollution d'origine agricole en grande culture*. Nous avons traité la sous-thématique : *évaluation de l'impact des pratiques agricoles effectives sur la pollution nitrrique des nappes profondes*. Cette sous thématique se situe aux interfaces de deux autres : *la conception des systèmes de culture et l'étude de transfert des solutés dans les hydro-systèmes*. Nous avons peu abordé ces deux dernières grâce à des hypothèses assez bien validées : - les BPA mises en œuvre sont généralisables aux systèmes de grande culture sèche du Nord de la France. - la faiblesse des circulations latérales d'eau et l'inertie de l'aquifère donnent un signification physique au calcul de la concentration moyenne de l'eau de percolation.

Nous avons testé différentes méthodes d'évaluation d'impact de pratiques réelles, en nous appuyant sur les données issues d'une micro-expérimentation partenariale de prévention de la pollution. Associer une action et une recherche présente l'avantage de pouvoir répondre à la fois à la question finalisée « *quel est l'impact de bonnes pratiques agricoles appliquées de façon systématique à l'échelle d'un bassin?* » et à la question de recherche « *peut-on modéliser la pollution nitrrique en situation agricole (« on farm ») à l'échelle du bassin hydrologique?* ». Cette association présente un risque d'obstacle épistémologique, celui lié au fait d'être juge et partie (Bachelard, 1960). Ce risque est limité par la séparation des tâches de conseil et d'évaluation au sein du collectif conduisant l'action.

Chaque bassin hydrologique a son identité. Les acquis d'une étude de "bassin atelier" peuvent être extrapolés, à condition de bien identifier les sous-systèmes qui sont impliqués et le domaine de validité des références qui y sont établies.

6.1.2 Bilan des questions agri-environnementales

Notre étude expérimentale de la pollution nitrrique est originale du fait qu'elle quantifie, en situation 'on farm', les impacts de BPA systématisées, sur les concentrations en nitrate des eaux de drainage et des sources. L'expérimentation partenariale a permis d'accéder à des pratiques, assez bien normalisées et reproductibles. Les reliquats d'azote minéral, à la récolte et en entrée d'hiver, sont proches et stables dans le temps avec respectivement 41 et 57 kg N ha⁻¹. La teneur en nitrate moyenne pondérée de l'eau de percolation est de 46 mg NO₃ l⁻¹ pour la zone cultivée, et de 37 mg NO₃ l⁻¹ pour l'ensemble du bassin. Cependant, la concentration excède le maximum autorisé dans l'eau potable, pour les sols développés dans les sables ou les calcaires grossiers. Ces conclusions sont indépendantes du niveau initial du stock de matière organique des sols. Elles sont généralisables aux espaces, dont les cultures et les pédo-climats sont représentés sur le site de Bruyères. Elles ne sont pas extrapolables aux contextes pédoclimatiques avec forte dilution de l'azote minéral lessivé, systèmes de culture avec apports massifs d'effluents d'élevage, bassins avec ruissellement fréquent, parcelles hydromorphes ou avec une circulation hypodermique (périmètres drainés), lieux d'une forte dénitrification, et aux parcelles irriguées.

Il est possible de conclure à l'accessibilité technique des BPA, si elles portent sur la moitié des exploitations. Elles sont également jugées accessibles sur un plan économique. Le coût est de 0.07 € pour le m³ d'eau de recharge sur le site de Bruyères. Sur le point de vue de l'alimentation en eau potable, la prévention est compétitive par rapport à la dénitrification, si le rapport recharge/consommation est inférieur à 7. Dans ce cas, la prévention assure la protection de toute la nappe.

L'abattement relatif de concentration par rapport au scénario conventionnel est stable entre des sols. Il est compris entre 27 et 39 % suivant la méthode de simulation, ce qui est inférieur aux données issues des expérimentations. L'abattement absolu diminue avec la sensibilité des sols à la lixiviation. Il est dépendant des modalités de définition du scénario conventionnel et de la fréquence des CIPAN au sein de la rotation. La sensibilité des sols à la lixiviation, calculée par les modèles multicouches, est bien corrélée au rapport D/WS_{FC}, même s'il existe un terme de passage lié au facteur d'échelle verticale. Ce rapport peut s'appliquer aux valeurs moyennes pondérées calculées à l'échelle du bassin, bien qu'il existe aussi un facteur d'échelle horizontale. Cet indicateur peut aider à la stratégie de mise en place de la prévention, car il prend en compte de façon

équivalente et indépendante: la marge de progrès possible sur le stock moyen d'AMS_{SH}, le rapport D/WS_{FC} et la surface de la parcelle. L'appliquer à l'échelle du bassin peut aider à définir quel scénario minimal commun envisager sur toutes les parcelles, avec le risque de sous-estimer la lixiviation à cause des sols sensibles. L'appliquer à l'échelle locale permettra de hiérarchiser les risques entre parcelles, sachant qu'il les surestimera pour les sols profonds. Mettre en oeuvre une prévention, en fonction du calcul de l'abattement moyen pondéré escompté, aura un meilleur rapport coût/efficacité qu'appliquer partout le même objectif de concentration ; puisqu'il existe une mutualisation de fait des efforts de réduction des pertes d'azote au sein d'un bassin. L'existence de cette mutualisation est moins évidente pour des aquifères à faible temps de réponse, où la position de la parcelle intervient comme critère.

Le délai de réponse, des systèmes hydrologiques aux BPA, est lié à l'inertie du pool de matière organique des sols et à celle des stocks d'eau présents dans les zones non saturée et saturée. Il dépasse les termes des prospectives économiques et des mandats électoraux. La question de la pérennité des pratiques conservatrices est donc prégnante. Cela demande de pouvoir faire des prospectives chiffrées sous un climat changeant. Il est possible de recourir à une modélisation, spatialement distribuée en situation agricole, dans le but d'évaluer l'impact de scénarios agricoles sur la pollution nitrique moyenne d'un bassin hydrologique. Cependant les conditions de sa calibration, voire des formes de modélisation, doivent être organisées en fonction de cette finalité. Les paramètres, auxquels le modèle est le plus sensible, diffèrent en fonction des échelles de temps et d'espace. Les paramètres 'sol' pourraient être établis à partir de secteurs de références, d'une façon analogue à ceux définis pour le drainage. La calibration des paramètres 'plante' et génériques du modèle, serait à organiser à un niveau général, au sein d'un partenariat recherche-action.

6.1.3 Bilan des questions scientifiques

La question scientifique a été déclinée en plusieurs questions subsidiaires concernant : (i) la faisabilité de la quantification du lessivage en situation 'on farm', (ii) les déterminants de la lixiviation en systèmes de grande culture (iii), l'existence de facteur d'échelle et de phénomènes cumulatifs concernant l'azote minéral (iv), l'existence d'un facteur d'échelle lié à l'agrégation des flux à l'échelle du bassin.

Malgré l'absence de mesures directes de la concentration, il est possible de quantifier la lixiviation en associant des mesures fréquentes des stocks d'azote et le modèle LIXIM. Elle exige de nombreuses mesures mais peu de paramètres. Cela permet de lier la dynamique des stocks d'N minéral et les pertes de nitrate, à l'opposé de l'alternative que représente le dosage de la solution en bougie poreuse. Par contre la variabilité locale des données n'est pas connue. Un dispositif, en réseau de parcelles, permet d'accéder à une moyenne pondérée fiable sur un plan géostatistique. La caractérisation des pratiques est limitée sur les conditions de travail du sol, ou la protection des cultures. Ajouter ces méta-données permettrait de tester, de façon plus transparente, un modèle de culture, tel STICS, qui intègre uniquement les limitations dues aux facteurs eau ou azote.

Etudier les principaux déterminants des pertes de nitrate a consisté à mettre en relation des caractéristiques des systèmes de culture et les sorties du modèle. Cette analyse est dépendante de la forme de modélisation et du dispositif expérimental. Les BPA sont conduites selon des règles identiques, quel que soit le sol. Elles permettent de réduire le stock d'azote minéral de début drainage à un niveau proche du minimum économiquement accessible. Leurs conditions de réalisation garantissent une certaine genericité des flux qui ont été quantifiés. La lixiviation est tributaire, à l'échelle annuelle, de la conjonction de plusieurs facteurs : défaut de rendement et/ou sur-fertilisation, grande vitesse de minéralisation et/ou sol nu en automne, sensibilité du sol à la lixiviation. Cette dernière s'explique principalement par le taux de renouvellement plus élevé de la solution du sol, à potentiel agronomique constant ou reliquat d'azote en début d'hiver constant. Cet indicateur apparaît pertinent même avec des scénarios intensifiés en intrants azotés.

L'intégration des flux, à l'échelle de la rotation culturale, conduit à lisser le facteur culture et à faire du type de sol le principal déterminant de la concentration. Il existe un facteur d'échelle temporelle dans le calcul de l'impact des systèmes des pratiques sur la lixiviation d'azote. Des paramètres, comme la profondeur maximale d'enracinement des cultures ou le stock d'azote organique, deviennent prépondérants sur le long terme. Dans les sols profonds, des reports de stock d'azote peuvent se produire de façon transitoire. Les quantités perdues sous formes gazeuses (NH₃, N₂, N₂O) seraient égales à celles en solutés, dans des zones *a priori* peu propices. Cette estimation doit être vérifiée expérimentalement.

Les prédictions de la concentration moyenne, par modélisation spatialement distribuée, sont peu sensibles au niveau de résolution spatiale, mais davantage au niveau de résolution temporelle (durée de simulation sans initialisation). Cela serait à confirmer pour les pertes par voie gazeuse avec un formalisme

intégrant le ruissellement. A l'échelle du bassin hydrologique, la variabilité inter-annuelle de la concentration à l'échelle du bassin est beaucoup plus faible que celle à l'échelle locale. Cela est dû à la fois à la loi des grands nombres et au fait que les gammes de variation du drainage et du climat sont équivalentes sur le bassin. L'introduction des BPA réduit aussi cette variabilité par rapport aux scénarios à forts intrants en azote.

6.1.4 Bilan des méthodes

L'échelle du bassin hydrologique est une échelle pertinente pour étudier le lessivage, car la qualité de l'eau s'évalue à l'échelle d'un exutoire. Le dispositif expérimental est basé sur le suivi de 36 stations dites représentatives de la variabilité potentielle des flux d'eau et d'azote du bassin. Ce dispositif est adapté pour la quantification expérimentale de la lixiviation, sur un critère géostatistique. Il l'est moins pour le test multi-local d'un modèle agronomique, car les classes de sols et de cultures sont inégalement représentées. Ce test ne permet pas de répondre à la question : "les prédictions du modèle sont-elles correctes à la fois dans le temps et l'espace?". La modélisation, spatialement distribuée, implique une représentation de la couverture du sol, une base de pédotransfert, un modèle agronomique et des bases de données techniques et climatiques. La cohérence de cette association nécessite d'être validée sur des données, elles mêmes spatialisées, dont les cartes de rendement sont un exemple. Le réseau actuel de stations d'observations n'est pas optimal, pour quantifier de façon expérimentale les pertes d'azote sous formes gazeuses, au sein du bassin de Bruyères.

La quantification expérimentale de l'impact des BPA actuelles, sur la concentration de l'eau de percolation, s'est appuyée sur le modèle LIXIM. Le modèle a été complété, pour prendre en compte l'absorption d'azote d'automne ou de fin d'hiver, à l'aide d'un forçage thermo-dépendant de la profondeur d'absorption. Pour effectuer une évaluation expérimentale à long terme de l'impact de systèmes de culture, il faudrait quantifier au moins simultanément la lixiviation et les différents termes de la balance (entrée - sortie) d'azote et pas seulement l'une ou l'autre. L'absence de mesures rigoureuses des stocks de C et N au début est une limite, mais remplir cette tâche est quasiment impossible à l'échelle du bassin.

La prédiction stochastique, de la réponse de la culture à la fertilisation, a l'avantage de s'appuyer sur des réseaux d'essais de courbes de réponse des cultures à la dose d'azote. La difficulté de paramétrage, liée à l'évolution variétale, pourrait être contournée si des données d'anciens essais sont disponibles. La modélisation avec les modèles couplés, stochastique et STICS, est robuste à défaut d'assurer une prédiction précise chaque année, puisque la réponse des cultures au climat n'est pas prise en compte par le premier. Les simulations n'ont pas intégré les effets cumulatifs sur les pools d'azote du sol au delà de 18 mois. Cette limite pourrait être levée par un bouclage informatique complet entre les deux modèles.

La modélisation avec STICS permet de prendre en compte les impacts d'un grand nombre d'entrées techniques et de leurs interactions sur le long terme. L'adéquation, entre les formalismes développés et la disponibilité des bases de données, pose problème. Pouvoir contraindre, les paramètres de chaque module 'plante' de façon la moins équivoque possible, nécessiterait des expérimentations dédiées. Malgré les limites des choix de paramètres, le modèle est assez robuste, probablement parce que l'impact de certains paramètres 'plante' est lissé à long terme, et parce que les paramètres 'sol' et d'enracinement du modèle STICS ont tous été mesurés de façon indépendante. L'effet mulch créé par les résidus de culture, joue temporairement, en sol nu, sur les dynamiques de l'eau et de l'azote. Son effet à l'échelle d'une rotation est minime. Il deviendrait notoire en cas de non labour généralisé. La quantification de la dénitrification est à la fois empirique, non validée et partielle, puisque seul l'azote provenant de l'engrais est considéré comme sujet à ce processus.

6.2 Perspectives

6.2.1 Expérimentation partenariale

A Bruyères, la problématique est de pérenniser l'expérimentation partenariale, voire l'ouvrir aux autres volets d'une agriculture durable, avec moins de moyens financiers. Il est possible de s'appuyer sur l'expérience du groupe et les acquis scientifiques. Une expérimentation, sociale cette fois, entre non agriculteurs et agriculteurs s'initie. Pour permettre de pérenniser les BPA, une innovation dans les outils d'aide à la gestion est à l'étude (Annexe 6). Les prédictions par STICS, des stocks d'azote en sortie d'hiver, pourraient servir de base à l'établissement des préconisations de la fertilisation azotée. Ce travail nécessite de poursuivre le test du modèle pour ses prédictions des pertes d'N sous forme gazeuse.

6.2.2 Méthodes

Les modèles sol-culture-atmosphère seuls, peuvent aider à quantifier l'effet du croisement de différents facteurs et contextes sur les risques de pertes de produit azoté, à condition d'être validés tant à court terme qu'à long terme. Les modèles pourraient être testés sur leur prédiction des termes bilan d'azote à long terme. La validation du modèle aboutira à distinguer les déterminants des pertes qui sont accessibles à l'agriculteur, appelés variables de contrôle. A l'échelle du cycle cultural, les prédictions par STICS 6 du LAI précoce, de l'indice de récolte et du reliquat à la récolte, devraient être améliorées pour assoire celle de la lixiviation. Prendre en compte une gamme beaucoup plus large de facteurs, en particulier la structure du sol et les agressions biotiques, sera nécessaire pour aider à la conception de nouveaux systèmes de culture. Cela justifie de créer une plate-forme modulaire de modélisation comme RECORD.

Le test du modèle couple STICS- Arc Info se poursuivra par la confrontation des prédictions, aux observations faites en conditions extrêmes de température ou de bilan hydrique. D'une façon plus générale, la mise à disposition, d'un outil de prédiction spatialisé des flux d'eau et d'azote, représente un enjeu à la fois pour l'aide à la conception de système de culture et à la gestion de périmètres AEP. La modélisation peut être couplée à la collecte d'informations géo-référencées (projet REAGIS). En particulier pour les périodes d'interculture, l'assimilation de données de télédétection pourrait aider à mieux décrire l'installation du couvert végétal. Cette recherche nécessitera aussi un travail sur l'ergonomie du système, la mise à disposition de bases de données de pédotransfert et de validation du modèle agronomique.

Une autre issue à la mise au point d'un modèle dynamique est de créer des méta-modèles à partir des cas d'études où il a été bien validé. La mise en œuvre de STICS-Arc Info sur le site de Bruyères pourrait être utile pour effectuer une étude fréquentielle de l'impact d'une fertilisation de précision vs une fertilisation uniforme. Des relations, entre le gain marginal permis par la fertilisation spatialement modulée et la structure de l'hétérogénéité intra-parcellaire, pourraient être établies. L'utilisation d'un modèle validé et spatialement distribué à l'échelle d'un grand territoire, tel le bassin de la Seine pourrait permettre d'établir des relations statistiques sur la hiérarchie entre les formes de perte d'azote en fonction du contexte.

6.2.3 Questions scientifiques

A l'échelle locale, la prévention du lessivage local et à long terme pose la question des poids respectifs : du niveau d'intensification d'intrants azotés, des effets cumulés de la maîtrise à court terme via l'introduction des CIPAN et de l'interaction entre les deux (INRA LRM, évaluation collective 2005). Cela conduit à aborder plusieurs questions scientifiques.

Les cultures successives jouent là un rôle central comme puits d'azote minéral et source d'azote sous forme organique, sous la dépendance des techniques et du climat. Prendre en compte leur action est nécessaire pour connaître les parts respectives des reports de stock d'N nitrique et des cumuls, via le pool d'N organique dans la quantité d'N lixivié à long terme. Il est en même temps nécessaire de prédire le temps de renouvellement de la fraction N organique labile, et en particulier de celle venant des résidus de culture ou de CIPAN. Connaître ce temps de renouvellement amène à prendre en compte les processus abiotiques, tel la dynamique de l'eau et les propriétés physiques du sol, en fonction des pratiques de travail du sol et sous influence de l'évolution du climat.

Les apports d'engrais, sous forme organique ou minéral, contribuent à différentes formes de pertes, dont la volatilisation de NH_3 et la dénitrification sous forme de N_2O , ont un impact très négatif sur l'environnement. Une hypothèse est que la réduction de fertilisation diminue les pertes par voie gazeuse et peut être augmentée l'organisation (accroît le C/N des résidus), alors que l'introduction de CIPAN réduit la lixiviation et augmente l'organisation (B. Mary, comm. perso.). Il est donc nécessaire de les quantifier et de les hiérarchiser à l'échelle de la rotation, en fonction du système de culture.

A l'échelle du bassin, l'utilisation du modèle distribué nécessite de hiérarchiser les processus. Etudier les déterminants, de la variabilité de la profondeur de colonisation racinaire et à terme de la profondeur d'absorption à l'échelle d'un bassin, est primordial. Savoir comment étalonner des fonctions de pédo-transfert générales, à partir de mesures locales, est une autre voie de recherche. La généralisation du modèle dans l'espace peut nécessiter de prédire le ruissellement. Son impact sur la pollution des captages peut être important dans les nappes peu profondes et dans les aquifères de type karstique, ou reposant sur le socle primaire. La prédiction de la dénitrification associée à ces états, devient cruciale, même pour bien quantifier le lessivage.

6.2.4 Questions agri-environnementales et sociétales

La définition des systèmes de culture à venir devra peut être intégrer des critères écologiques multiples. Limiter la lixiviation du nitrate joue indirectement sur la qualité biologique des eaux superficielles, continentales et littorales, et enfin sur la réduction des risques de dénitrification. Limiter la lixiviation sans faire de transfert de pollution exige une approche de type "dowscaling", pour définir des priorités d'action en fonction des milieux. La gestion de l'eau pourrait devenir un enjeu majeur dans les systèmes de culture du Nord de la France, avec absence de recharge et apparition de déficits hydriques cumulatifs dans les sols profonds, favorisant les remontées capillaires. Des itinéraires techniques, introduisant un paillis de longue durée, pourront être une des solutions, mais dont les effets connexes, voire pervers seront à étudier. Dans les systèmes avec moins d'intrants, la réponse de la culture au facteur azote pourra interagir, non seulement avec les facteurs eau et carbone du sol, mais avec les facteurs biotiques tels les parasites, les adventices, voire les espèces auxiliaires des cultures. La question du lessivage du nitrate demande d'être abordée à la fois spécifiquement à l'échelle des bassins et de façon intégrée au sein des systèmes de culture dans une perspective d'agriculture durable.

Le challenge le plus immédiat est de recouvrer une bonne qualité des eaux superficielles et souterraines, avant 2015 en Europe. Cela va se passer dans un contexte bien différent de celui des années antérieures. Les techniques agricoles évoluent sous un faisceau de contraintes et d'objectifs variés : compétitions économiques locale et internationale, accroissement des aléas dus au changement du climat, règles administratives d'accès aux indemnités, cahier des charges à portée environnementale, pression sur le patrimoine foncier et démographie en récession de la population agricole. Le changement climatique provoque un changement du contexte économique, par l'ouverture de débouchés agricoles non alimentaires (Arrouays *et al.*, 2002). Face à ces défis, l'offre en techniques nouvelles est diversifiée : génie génétique (OGM associé au non travail du sol), génie écologique (« farming system », protection intégrée, agroforesterie, C. Dupraz, comm. perso.), ou génie technologique (agriculture de précision, Boiffin *et al.*, 2001). La prise en compte du facteur sol devient aussi incontournable dans une optique de « désintensification » (Boiffin et Stengel, 2000). Il est probable que plusieurs trajectoires de développement des exploitations cohabiteront (Ducharne *et al.*, soumis). Les aléas croissants du climat à venir sur la recherche des moindres coûts monétaires et environnementaux, amèneront probablement nombre d'exploitations à développer des systèmes de production plus robustes. Les questions d'information et de formation sont incontournables. La conception de nouveaux systèmes de culture devrait passer par des démarches de partenariats accrus entre chercheurs et praticiens, telles le prototypage (Rossing *et al.*, 1997) ou la recherche-action (Sébillotte, non daté). Cela plaide pour des formes de modélisation qui permettent la formation des étudiants, acteurs et décideurs (van Ittersum *et al.*, 2003; Keating *et al.*, 2003).

7 Bibliographie

« Aide toi, le Ciel t'aidera ! »

St Ignace de Loyola, *cité par A. Guyot, 1978.*

Références bibliographiques

- Acutis M., Ducco G., Grignani C., 2000. Stochastic use of LEACHN model to forecast nitrate leaching in different maize cropping systems. *European Journal of Agronomy* 13: 191-206.
- Addiscott T., Smith J., Bradbury N., 1995. Critical evaluation of models and their parameters. *Journal of Environmental Quality* 24: 803-807.
- Addiscott T.M., Mirza N.A., 1998. Modelling contaminant transport at catchment or regional scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 67: 211-221.
- Addiscott T.M., Withmore A.P., Powelson D.S., 1991. Farming, fertilizers and the nitrate problem. C.A.B. International, 170 p.
- AFES, 1995. Le référentiel pédologique. INRA Editions, 329p.
- Agence de l'Eau Seine Normandie, 2004. Point sur l'avancement de la mise en oeuvre de la directive cadre sur l'eau en France et en Europe. Document interne. 6 pages.
- Apfelbaum M., 1998. Risques et peurs alimentaires. O. Jacob Editions, Paris, 284 pp.
- Apfelbaum M., 2003. Nitrates: une norme aux pieds d'argile. *La Recherche* 339: 31-34.
- Arnolds J.G., Allen P.M., 1996. Estimating hydrologic budgets for three Illinois soils. *Journal of Hydrology* 176: 57-77.
- Arrouays et coll., 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France. Rapport d'Expertise collective – INRA, 32 p.
- Asseng S., van Keulen H., Stol W., 2000. Performance and application of the APSIM N wheat model in the Netherlands. *European Journal of Agronomy* 12: 37-54.
- Aubry C., Papy F., Capillon A., 1998. Modelling decision-making processes for annual crop management. *Agricultural Systems*, 56: 45-65.
- Bachelard G., 1960. La formation de l'esprit scientifique. Contribution à une psychanalyse de la connaissance objective. Vrin, 4^e édition, Paris.
- Baize, D., 1989. Guide des analyses courantes en pédologie. INRA Editions, 122 pp.
- Bakhsh A., Kanwar R.S., Karlen D.L., 2005. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109: 118-128.
- Ballif J.L., 1996. Les lysimètres en sol de craie de Châlons-sur-Marne. In: Trente ans de lysimétrie en France 1960-1990, JC Muller (ed.) COMIFER-INRA Editions, pp. 115-149.
- Banvillet M., 2003. Adaptation et mise en œuvre d'un outil de spatialisation des systèmes de cultures. Mémoire de fin d'étude de DESS Géomatique, 46p.
- Barroin G., Dorioz J.M., Durand P., Mérot P., 1997. Entraînement de l'azote dans les eaux de surface et conséquences sur les écosystèmes. In: Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Lemaire & Nicolardot Ed., INRA Editions, pp 39-54.
- Bastet G., Bruand A., Quéting P., Cousin I., 1998. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à l'aide de fonctions de pédotransfert (FTP) : une analyse bibliographique. *Etude et Gestion des Sols* 5: 7-28.
- Beaudoin N., Scheurer O., Maucorps, Mary B., 1995. Maîtrise de la pollution diffuse par les nitrates en zone agricole de grande culture. CR de contrat INRA-Région Picardie, 48 p.
- Beaudoin N., Mary B., Olive P., Maucorps J., Bariac T., 1996. Maîtrise de la pollution nitrique agricole à l'échelle d'un bassin hydrologique dans le Nord du Bassin Parisien. Colloque ESRA'96, « L'eau souterraine en France », Poitiers, 9-12 septembre 1996, S4, 4-8.
- Beaudoin N., Makowski D., Parnaudeau V., Parisseaux B., Wallach D., Mary B., Meynard J.M., 1998. Evaluation de l'impact économique et environnemental de la mesure agri-environnementale "réduction d'intrants" au moyen de modèles agronomiques. Rapport Ministère de l'Agriculture, 79 pp.
- Beaudoin N., Makowski D., Parnaudeau V., Mary B., 1999. Impact of agricultural scenarios on nitrate pollution at the catchment scale. 10th Nitrogen Workshop, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen.
- Beaudoin N., Groël F., Fontaine R., Van Laethem C., Smagghe V., Duchaussoy E., Pardoux J.P., Rollet C., 2001. Evaluation expérimentale de l'impact des mesures agri-environnementales sur la lixiviation du nitrate dans trois petites régions agricoles de Picardie. Rapport de contrat Région Picardie, 15 p.
- Beaudoin N., Machet J.M., 2001. Réponse d'experts de l'INRA en sciences des sols et agronomie vis à vis de la gestion de l'azote sur les périmètres de protection du Plessis-Pas-Brunet (Loire Atl.). Rapport pour le SIAEP, 16 p.

- Beaudoin N., Coquet Y., Van Laethem C., Mary B. 2002. Estimation des pertes de nitrate et de pesticides en zone de grande culture. Etude à l'échelle du bassin hydrologique de Bruyères et Mt (02). Rapport final de recherche ADEME, 69 pp.
- Beaudoin N., Ponsardin G., Couturier A., Maucorps J., Mary B., 2002. Test of crop model STICS to assess nitrate leaching at the catchment scale. Proc. 7th ESA Congress, Cordoba, Spain, 15-18 July, 669-670.
- Beaudoin N., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Saad J.K., 2003. Is the N balance a good indicator of nitrogen losses in arable systems? 12th Nitrogen Workshop, Exeter, 21-24 September, pp 487-489.
- Beaudoin N et Mary B., 2003. Enseignements tirés pour une bonne gestion de l'azote en agriculture. Séminaire AESN-SAGEP. 24-25 juin. Fontainebleau.
- Beaudoin N., Parnaudeau V., Mary B., Makowski D. et Meynard J.-M., 2004. Simulation de l'impact de différents scénarios agronomiques sur les pertes de nitrate à l'échelle d'un bassin hydrologique. In Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux. P. Monestiez, S. Lardon et B. Seguin Eds, Coll. Science Update, INRA Editions, p 117-141.
- Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Mchet J.M., Mary B., 2005. Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 111: 292-310.
- Beaudoin N., Ponsardin G., Launay M., Sauboua E., Bernard P., Ripoche D., Brisson N., Mary B., 2005b. Test de STICS 6 pour sa généralisation à l'ensemble des cultures des rotations d'un bassin hydrologique. Séminaire des 17-18/03/05. Carry le Rouet.
- Beaudoin N., Nicoullaud B., Houlès V., 2006. Classes ou fonctions de pédotransfert associées aux bases de données sol. In: Hétérogénéité parcellaire et gestion des cultures, Guérif M. Editeur, INRA Eds. Science Update, sous presse.
- Beckie R., 1996. Measurement scale, network sampling scale, and groundwater model parameters. *Water resources research* 32: 65-76.
- Beckie, H.J., Brandt, S.A., Schoenau, J.J., Campbell, C.A., Henry, J.L., Janzen, H.H., 1997. Nitrogen contribution of field pea in annual cropping systems. 2. Total nitrogen benefit. *Can. J. Plant Sci.* 77: 323-331.
- Blombäck K., Eckersten H., Lewan E., Aronsson H., 2003. Simulations of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. *Agricultural Systems* 76: 95-114.
- Boiffin J. et Stengel P., 2000. Réapprendre le sol: nouvel enjeu pour l'agriculture et l'espace rural. Déméter, Eds Armand Colin. pp 147-211.
- Boiffin J., Malézieux E., Picard D., 2001. Cropping systems for the future. CAB International, Crop Science (eds). Nösberger, H.H. Geiger and P.C. Struik.
- Bolin J., Rodhe K., 1973. A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs. *Tellus* 25: 58-62.
- Bommelé L., Reheul D., Dekker P., Nevens F., de Cauwer B.D. (2005) This volume.
- Boniface, R., 1996. Lysimètres de Versailles: bilan 1974-1990. In: J.C. Muller (Ed.) Trente ans de lysimétrie en France 1960-1990. INRA Editions, Paris, pp. 327-385.
- Bousquié P., 1979. Texture et porosité des roches calcaires: relations avec perméabilité, ascension capillaire, gélivité et conductivité thermique. Thèse de doctorat, Université P. & M. Curie, Paris.
- Bouwman, A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 53-70.
- Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.-H., Ruget F., Gate P., Devienne F., Antonioletti R., Dürr C., Nicoullaud B., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Mchet J.M., Meynard J.M., Delécolle R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I- Theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18: 311-346.
- Brisson N., Ruget F., Gate P., Lorgeou J., Nicoullaud B., Tayot X., Plenet D., Jeuffroy M.-H., Bouthier A., Ripoche D., Mary B., Justes E., 2002. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. II- Model validation for wheat and maize. *Agronomie* 22: 69-92.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussièrre F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaecke P., Gaudillère J.P., Hénault C., Maraux F., Seguin B., Sinoquet H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18: 309-332.
- Brossier J., Chia E., 1990. Pratiques agricoles et qualité de l'eau. Construction d'une recherche-développement dans le cadre d'un périmètre hydrominéral. *Revue d'Economie Rurale*.

- Bruand A., Perez Fernandez P., Duval O., Quéting P., Nicoullaud B., Gaillard H., Raison L., Pessaud J.F., Prud'Homme L., 2002. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols : utilisation des classes de pédotransfert après stratification texturale et texto-structurale. *Etude et Gestion des sols* 9: 105-125.
- Bruckler, L. 1979. L'imbibition et la germination des semences en conditions sèches : influence des caractères physiques du lit de semences. *Thèse de Doctorat*, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 200p.
- Bruckler L., de Cockborne A.M., Renault P., Claudot B., 1997. Spatial and temporal variability of nitrate in irrigated salad crops. *Irrig. Sci.* 17: 53-61.
- Burg A., Heaton T.H.E., 1998. The relationship between the nitrate concentration and hydrology of a small chalk spring, Israel. *Journal of Hydrology* 204: 68-82.
- Burns I.G., 1976. Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science* 86: 305-313.
- Bystrom O., Andersson H., Gren I.M., 2000. Economic criteria for using wetlands as nitrogen sinks under uncertainty. *Ecological Economics* 35: 35-45.
- Cabon F., 1993. Modélisation du cycle de l'azote dans le système sol-eau-plante, du lysimètre au bassin hydrologique. *Thèse de Doctorat*, Université P. & M. Curie, Paris.
- Cambardella C.A., Moorman T.B., Jaynes D.B., Hatfield J.L., Parkin T.B., Simpkins W.W., Karlen D.L., 1999. *J. Environ. Qual.* 28: 25-34.
- Caous J.Y., Comon D., 1976. Dossiers des données géologiques et hydrogéologiques de la feuille au 1/50 000e de Craonne-107, BRGM Amiens.
- Capone L.T., Izuno F.T., Bottcher A.B., Sanchez C.A., Coale F.J., Jones D.B., 1995. Nitrogen concentrations in agricultural drainage water in South Florida. *American Society of Agricultural Engineers* 38 (4): 1089-1098.
- Castany G., 1967. *Traité pratique des eaux souterraines*. Dunod éd., 720 p.
- Catt J.A., Howse K.R., Christian D.G., Lane P.W., Harris G.L., Goss M.J., 1998. Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-93: the effect of straw incorporation. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 131, 309-319.
- CEE, 1991. Directive du conseil du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir des sources agricoles; 91/676/CEE.
- Cellier P., Germon J.C., Henault C., Genermont S., 1997. Les émissions d'ammoniac (NH₃) et d'oxydes d'azote (NO_x et N₂O) par les sols cultivés : mécanismes de production et quantification des flux. In *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Lemaire & Nicolardot Ed., INRA Editions, pp 25-38.
- Chambaut H., Bras A., Laurent F., Quentric O., Vertes F., Le Gall A., 2004. In: J.R. Lucas & L. Ligneau eds., CRAB, 97-115.
- Chapot J.Y., 1995. Devenir de l'azote d'une culture intermédiaire de moutarde marquée à l'azote 15. *Etude sur lysimètres pendant sept années*. C.R. Acad. Agric. Fr. 81: 145-162.
- Cheloufi H., Longa N., Florentin L., Morlot M., 1990. Contribution à l'étude de l'influence des agrosystèmes et d'un apport de fertilisant azoté sur la qualité des eaux potables. C.R. Acad. Agric. Fr. 76: 145-154.
- Cheverry, C., 1983. L'extraction de la "solution du sol" par le biais des bougies poreuses : une synthèse bibliographique des problèmes méthodologiques posés par ces dispositifs. *Bulletin du G.F.H.N.*, 14, 47-71.
- Cholley A., 1943. Recherches sur les surfaces d'érosion et la morphologie de la région parisienne. *Annales de Géographie* 289-291.
- Conijn J.G., 2005. Simulated short and long term effects of grassland reseeding on N leaching. 14th N workshop Abstracts. 24-26 october 2005, Maastricht.
- Coquet Y., Barriuso E., 2002. Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. *Agronomie* 22: 389-398.
- Coquet Y., Hadjar D., Gilliot J.M., Charnay M.P., Moeys J., Dufour A., Beaudoin N., 2005. Spatial estimation of pesticide fate in soils at the catchment scale: can one rely on K_{oc} and DT₅₀ databases ? *Agron Sustain Dev.* 25: 465-472.
- CORPEN, 2006. Des indicateurs azote pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire. *Projet de brochure*. Sous groupe indicateur.
- CORPEN, 2006. Les émissions d'origine agricole d'ammoniac et de protoxyde d'azote. *Projet de brochure*. Sous groupe volatilisation.
- Corwin D.L., Wagenet R.J., 1996. Applications of GIS to the modelling of non point source pollutants in the vadose zone: a conference overview. *J. Environ. Qual.* 25: 403-411.

- Couturier A., Banvillet M., Nicoullaud B., Beaudoin N., 2005. Sensibilité de Stics 5 - ArcInfo à l'enchaînement des cycles de simulation et à la résolution de la carte des sols. Séminaire des 17-18/03/05. Carry le Rouet.
- d'Aray D., Tirat M., 1968. Dossiers des données géologiques et hydrogéologiques de la feuille au 1/50 000 de Laon-84. BRGM, Amiens.
- Datta, P.S., Deb, D.L., Tyagi, S.K., 1997. Assessment of groundwater contamination from fertilizers in the Delhi area based on ^{18}O , NO_3 and K^+ composition. *J. Cont. Hydrology* 27: 249-262.
- David M.B., Gentry L.E., Kovacic D.A., Smith, K.M., 1997. Nitrogen balance in an export from an agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 26: 1038-1048.
- Davies D.B., Sylvester-Bradley R., 1995. The contribution of fertiliser nitrogen to leachable nitrogen in the UK: a review. *J. Sci. Food Agric.* 68: 399-406.
- Davies D.B., Garwood T.W.D., Rochford A.D.H., 1996. Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 126, 75-86.
- De Haen H., 1990. Economic aspects of controlling the nitrate contamination of drinking water. In Calvet R.(Editor), *Nitrates-Eau-Agriculture*. INRA, Versailles, pp. 23-40.
- de Marcilly G., 1993. Les différentes étapes de l'élaboration d'un modèle. *In Modélisation du comportement des polluants dans les hydrosystèmes*. Séminaire, Ministère de l'Environnement, Paris.
- Dejours C., 2003. L'évaluation du travail à l'épreuve du réel. *Sciences en questions*. INRA Editions.
- Dejoux, J.F., 1998. Evaluation d'itinéraires techniques du colza d'hiver en semis très précoces. *Thèse de Doctorat*, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 244 p.
- Delécolle, R., Loubet, B., Tchamitchian, M., 1996. Calibration, sensibilité, validation des modèles. In Actes de l'Ecole – Chercheurs INRA en bioclimatologie, Tome 2, Publication INRA, pp 285-303.
- Dépaigne J, Héning S., 1988. Evolution des teneurs en nitrates des eaux souterraines. Essai d'interprétation des tendances. *CR de l'Académie d'Agriculture de France* 74: 65-71.
- Di H.J., Cameron K.C., 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutr. Cycling Agroec.* 46: 237-256.
- Diez J.A., Roman R., Cartagena M.C., Vallejo A., Bustos A., Caballero, R., 1994. Controlling nitrate pollution of aquifers by using different nitrogenous release fertilizers in maize crop. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 48: 49-56.
- Doré T., Sébillotte M., Meynard J.M., 1997. A diagnostic method for assessing regional variations in crop yield. *Agricultural Systems* 54: 169-188.
- Dorel G., 2005. Le développement durable en pratique: la préservation des ressources en eau potable des communes rurales dans les pays de grande culture. *In Le développement durable : approches plurielles*. Y. Veyret coord. Hatier, Paris., p 233-250.
- Doriz J.M., Ferhi A., 1994. Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Wat. Res.* 28: 395-410.
- Dorsainvil F., 2002. Evaluation par modélisation de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systèmes de culture. Ph.D. thesis, INA PG, 183 p.
- Ducharne A., Baubion C., Beaudoin N., Benoit M., Billen G., Brisson N., Garnier J., Kieken H., Lebonvallet S., Ledoux E., Mary B., Mignolet C., Poux X., Sauboua E., Schott C., Théry S., Viennot P., 2006. Long term prospective of the Seine river system: confronting climatic and direct anthropogenic changes. *Science of Total Environment*, soumis.
- Durand P., 2003. Hydrologie et qualité des eaux : des bilans aux modèles, réflexions sur l'approche bassin-versant. Mémoire de HDR à l'université de Rennes, 48pp.
- Durand P., Tortrat F., Viaud V., Saadi Z., 2006. Modélisation de l'effet des pratiques agricoles et de l'aménagement du paysage sur les flux d'eau et de matière dans les bassins versants. *In Qualité de l'eau en milieu rural, Savoirs et pratiques dans les bassins versants*, INRA Update, P. Mérot ed., pp 193-209.
- Eeles CWO, Robinson M, Waed RC (1990) Experimental basins and environmental models. « Hydrological research basins and the environment », *Proc. Int. Conf. Wageningen*.
- European Environment Agency, 2001. *Environmental signals 2001*. Copenhagen, 113 pp.
- Favrot J.C., 1981. Pour une approche raisonnée du drainage agricole en France. La méthode des secteurs de référence. *C.R. Acad. Agri.* 67: 716-729.
- Fletcher D.A., 1991. A national perspective. *In Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability: overview and introduction*, Follett R.F., Keeney D.R. & Cruse R.M. eds, chapter 2, 9-17.

- Foissy D., Blouet A. (2003) *Terroir Magazine* 153: 30-32.
- Gabrielle B., Deneroy P., Gosse G., Justes E., Andersen M.N., 1998. Development and evaluation of a CERES-type model for winter oilseed rape, *Field Crops Research*. 57, 95-111.
- Gabrielle B., Mary B., Roche R., Smith P., Gosse G., 2002. Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. *European Journal of Agronomy* 18: 107-120.
- Garnier P., Néel C., Mary B., Lafolie F., 2001. Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. *European Journal of Soil Science* 52: 253-268.
- Gascuel-Oudou C., Aquilina L., Martin C., Molénat J., 2006. Modèles hydrologiques et temps de réponse. in *Qualité de l'Eau en milieu rural. Savoirs et pratiques dans les bassins versants*. Mérot P. Coord. INRA Eds, pp 177-191.
- Gaury F., 1992. Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Thèse de Docteur-Ingénieur, ENSA Rennes, 229 pp + annexes.
- Gerke H.H., Arning M., Stöppler-Zimmer H., 1999. Modelling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil* 213: 75-92.
- Gijsman A.J., Jagtap S.S., Jones J.W., 2002. Wading through a swamp of complete confusion: how to choose a method for estimating soil water retention parameters for crop models. *European Journal of Agronomy* 18: 75-105.
- Glendining MJ, Poulton PR, Powelson DS, 1992. The relationship between inorganic N in soil and the rate of fertilizer N applied on the Broadbalk wheat experiment. *Aspects Appl. Biol.* 30: 95-102.
- Gomez, Mignolet, Schott, Brunstein, Bornerand, Ledoux, Benoit, Tournebize, de Louvigny, Ponsardin, Mary, Beaudoin, Bienaimé, Brisson, Cathy, Cosserrat, Kao, Mari, Nikolic, Trommensclager, Viennot, Simmer, 2002. Dynamiques agricoles et pollution nitrique diffuse : modélisation intégrée du transfert des nitrates sur le bassin de la Seine. Rapport final du PIREN Seine, 52 pages.
- Gorres J., Gold A.J., 1996. Incorporating Spatial Variability into GIS to Estimate Nitrate Leaching at the Aquifer Scale. *Journal of Environmental Quality* 25: 491-498.
- Gosse G., Varlet-Granger C., Bonhomme R., Chartier M., Allirand J.M., Lemaire G., 1986. Production maximale de matière sèche et rayonnement solaire intercepté par un couvert végétal. *Agronomie* 6: 47-56.
- Gosse G., Merillot J.M., 1997. Bilans environnementaux des cultures. In: *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire & B. Nicolardot. (eds.), INRA Editions, Paris, pp. 69-83.
- Gosse, G., Cellier, P., Denoroy, P., Gabrielle, B., Germon, J.C., Hénault, C., Justes, E., Laville P., Leviel, B., Mary, B., Nicolardot, B., Recous, S., Roche, R., 1997. Bilan environnemental du colza. Rapport de contrat INRA-CETIOM-ADEME, 120 p.
- Gosse G, Cellier P, Denoroy P, Gabrielle B, Laville P, Leviel B, Justes E, Nicolardot B, Mary B, Recous S, Germon JC, Hénault C, Leech PK, 1999. Water, carbon and nitrogen cycling in a rendzina soil cropped with winter oilseed rape: the Châlons oilseed rape database. *Agronomie* 19: 119-124.
- Grant F.R. 2001. Modeling transformations of soil organic carbon and nitrogen at different scales of complexity. In *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Shaffer-Liwang-Hansen Eds, Lewis Publishers. §19, 598-629.
- Gras R., Benoit M., Deffontaines J.P., Duru M., Lafarge M., Langlet A., Osry P.L., 1989. Le fait technique en agronomie. Collection alternatives rurales. INRA - L'harmattan.
- Guillemin, C. et Roux, J.C., 1992. Pollution des eaux souterraines en France. Editions du BRGM, Paris, 175 pp.
- Habekotté, B., 1996. Winter oilseed rape analysis of yield formation and crop type design for higher yield potential. *Ph.D. thesis*, Landbouwniversiteit Wageningen, 156 p.
- Hall D., Schaffer M.J., Waskom R.M., Delgado J.A., 2001. Regional nitrate leaching variability: what makes a difference in northeastern Colorado. *J. Am. Wat. Res. Ass.* 37: 139-150.
- Hansen, E.M., Djurhuus, J., 1996. Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. *Soil Use and Management*, 12, 199-204.
- Hansen, S., Thirup, C., Refsgaard, J.C., Jensen, L.S., 2001. Modeling nitrate leaching at different scales. Application of Daisy model. In: *Shaffer, M.J., Liwang, Ma, Hansen, S. (Eds.), Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Lewis Publishers, pp. 511-548.
- Hardaker J.B., Pandey S., Patten L.H., 1991. Farm planning under uncertainty: a review of alternative programming models. *Review of Marketing and Agricultural Economics* 59: 9-22.
- Haruvy N., Hadas A., Hadas A., 1997. Cost assessment of various means of averting environmental damage and groundwater contamination from nitrate seepage. *Agric. Water Manag.* 32: 307-320.

- Hénin, S., Gras, R., Monnier, G., 1969. L'humidité du sol et sa mesure. In: Le profil cultural, Masson et Cie, Paris, pp. 69-73.
- Henriksen A., Selmer-Olsen A., 1970. Automatic methods for determining nitrate and nitrite in water and soil extract. *Analyst* 95: 514-518.
- Hoffmann M., Johnsson H., 1999. A method for assessing generalised nitrogen leaching estimates for agricultural land. *Environmental Modeling and Assessment* 4: 35-44.
- Houlès V. 2004. Mise au point d'un outil de modulation intra-parcellaire de la fertilisation azotée du blé d'hiver sur la télédétection et un modèle de culture. Thèse de doctorat, ENGREF, Paris, 85 p.
- Houlès V., Mary B., Guéris M., Makowski D., Justes E., 2004. Evaluation of the ability of the crop model STICS to recommend nitrogen fertilisation rates to agro-environmental criteria. *Agronomie* 24: 339-349.
- Hubbard, R.K., Sheridan, J.M., 1995. Nitrates in groundwater in the southeastern USA. In: Adriano, D.C., Iskandar, A.K., Murarka I.P. (Eds.), *Contamination of groundwater: case studies. Advances in Environmental Science, Science Reviews*, 303-345.
- Izaurrealde R.C, Feng Y., Roberston J.A., McGill W.B., Juma N.G., Olson B.M., 1995. Long-term influence of cropping systems, tillage methods, and N sources on nitrate leaching. *Can J. Soil Sci.* 75: 497-505.
- J.O., 1993. Code des bonnes pratiques agricoles, arrêté du 22 novembre 1993. Code permanent des nuisances, feuillets 93, 304-3008.
- Janzen H.H, 1994. The role of long term sites in agroecological research : a case study. *Can. J. Soil Sci.* 75: 123-133.
- Johnson, P.A., Shepherd, M.A., Hatley, D.J., Smith, P.N., 2002. Nitrate leaching from a shallow limestone soil growing a five course combinable crop rotation: the effects of crop husbandry and nitrogen fertilizer rate on losses from the second complete rotation. *Soil Use Manag.* 18: 68-76.
- Justes E., 1993. Diagnostic de la nutrition azotée du blé, à partir de la teneur en nitrate de la base de la tige. Application au raisonnement de la fertilisation. Thèse de doctorat de l'INAPG, 227 p.
- Justes E., Mary B., Nicolardot B., 1999. Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 207-220.
- Kampas A., White B., 2003. Probabilistic programming for nitrate pollution control: Comparing different probabilistic constraint approximations. *European Journal of Operational Research* 147: 217-228.
- Keating B.A., Carberry P.S., Hammer G.L., Probert M.E., Robertson M.J., Holzworth D., Huth N.I., Hargreaves J.N.G., Meinke H., Hochman Z., McLean G., Verburg K., Snow V., Dimes J.P., Silburn M., Wang E., Brown S., Bristow K.L., Asseng S., Chapman S., McCown R.L., Freebairn D.M., Smith C.J., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *European Journal of Agronomy* 18: 267-288.
- Kersebaum K.C., Wenkel, 1998. Modelling water and nitrogen dynamics at three different spatial scales-influence of different data aggregation levels on simulation results. *Nutrient Cycling*.
- Kersebaum K.C., Beblík A.J., 2001. Performance of nitrogen dynamics model applied to evaluate agricultural management practices. In: Shaffer, M.J., Liwang, Ma, Hansen, S. (Eds.), *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management. Lewis Publishers*, pp. 550-569.
- Knox E., Moody D.W., 1991. Influence of hydrology, soil properties and agricultural land use on nitrogen in groundwater. In: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. R.F. Follett, D.R. Keeney, R.M.(eds), S. S. S. A. Inc., 19-56.
- Kovács G.J., Neméth T., Ritchie J.T., 1995. Testing simulation models for the assessment of crop production and nitrate leaching in Hungary. *Agricultural Systems* 49: 385-397.
- Lacroix A., 1995. Des solutions agronomiques à la pollution azotée. *Cahiers Agricultures* 4: 333-342.
- Lacroix A., Balducci F., 1995. Le traitement des nitrates de l'eau potable. *Bilan économique perspectives. Techniques, Sciences, Méthodes* 12: 923-929.
- Lacroix A., Beaudoin N., Makowski D., 2004. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics* 53: 115-127.
- Lanquetuit D., 1996. Le bassin de la Voulzie. Une gestion des nitrates qui mêle science et bon sens avec le label FERTI-MIEUX. In: *Colloque ESRA'96, Poitiers*.
- Lanquetuit D., Sébillotte M., 1997. Protection de l'eau. Le guide Ferti-Mieux pour évaluer les modifications de pratiques des agriculteurs. ANDA.179 pages.

- Latta J., O'Leary G.J., 2003. Long-term comparison of rotation and fallow tillage systems of wheat in Australia. *Field Crops Research* 83: 173-190.
- Launay M., Guéris M., 2003. Ability for a model to predict crop production variability at the regional scale: an evaluation for sugar beet. *Agronomie* 23: 135-146.
- Laurent F., Mary B., 1992. Supply rate of nitrogen in farming systems and the prevention of nitrate leaching. *Aspects Appl. Biol.* 30: 45-62.
- Le Bidault L., Dugoignon P., Mas A., Pay T., 2000. Mécanismes de dénitrification naturelle dans la région de SaintPierre/Dive (Calavdos, - France) : Rôle de la structure oolithique de l'aquifère calcaire. *In Colloque ESRA'2000. S2-31. Poitiers 13-15 septembre 2000.*
- Le Bissonnais Y., Martin P., 2004. Dynamique du ruissellement et de l'érosion diffuse : caractérisation des états de surface des parcelles agricoles et intégration de l'échelle du bassin-versant. *In: Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux. P. Monestiez, S. Lardon & B. Seguin Eds, Science Update, INRA Editions, 27-42.*
- Letcher, R.A., Giupponi, C., 2005. Policies and tools for sustainable water management in the European Union. *Environmental Modelling & Software* 20: 93-98.
- Leterme, P., 1985. Modélisation de la croissance et de la production des siliques chez le colza d'hiver, application à l'interprétation des résultats de rendement. *Thèse de docteur ingénieur, INA-PG, 89 p. + annexes.*
- Lilburne, L.R., Webb, T.H., Francis, G.S., 2003. Relative effect of climate, soil, and management on risk of nitrate leaching under wheat production in Canterbury, New Zealand. *Aus. J. Soil Res.* 41: 699-709.
- Loague K., Green R.E., 1991. Statistical and graphical method for evaluating solute transport models: overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology* 7: 51-73.
- Loague K., Corwin D.L., 1996. Uncertainty in regional-scale assessments of non-point source pollutants. *In: Application of GIS to the modeling of non-point source pollutants in the vadose zone, S.S.S.A. Special publication 48.*
- Logan T.J., 1993. Agricultural best management practices for water pollution control: current issues. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 46: 223-231.
- Ludwig B., Le Bissonnais Y., Souchère V., Cerdan V., Jetten V., 2004. Intégration des pratiques agricoles dans la modélisation du ruissellement et de l'érosion des sols: les modèles LISEM et STREAM. *In: Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux. P. Monestiez, S. Lardon & B. Seguin Eds, Science Update, INRA Editions, 43-64.*
- Macdonald, A.J., Powlson D.S., Poulton P.R., Jenkinson, D.S., 1989. Unused fertilizer nitrogen in arable soils - its contribution to nitrate leaching. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 46, 407-419.
- Machet J.M., Mary B., 1990. Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture. *In: Nitrate, Agriculture, Eau, R. Calvet (Ed), INRA Editions, 395-403.*
- Machet J.M., Recous S., Jeuffroy M.H., Mary B., Nicolardot B., Parnaudeau V. 2004. A dynamic version of the predictive balance sheet method for fertilizer N advice. *In: Controlling nitrogen flows and losses. D.J. Hatch, D.R. Chadwick, S.C. Jarvis, J.A. Roker eds. Wageningen Academic Publishers, pp. 191-193.*
- Machet J.M., Dubrulle P., Louis P., 1990. AZOBIL: a computer program for fertilizer N recommendations based on a predictive balance-sheet method. *Proc. 1st ESA Congress, Paris.*
- Machet, J.M., Laurent, F., Chapot, J.Y., Doré, T., Dulout, A., 1997. Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. *In: Lemaire, G., Nicolardot, B. (Eds.), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA Editions, Paris, pp. 271-288.*
- Makowski D., Wallach D., Meynard J.M., 1999. Models of yield, grain protein and residual mineral N responses to applied N for winter wheat. *Agronomy Journal* 91: 377-385.
- Makowski D., Wallach D., Meynard J-M., 2001. Statistical methods for predicting the responses to applied N and for calculating optimal N rates. *Agronomy Journal* 93, 531-539.
- Makowski D., Guichard L., Beaudoin N., Aveline A., Laurent F., 2005. A method to compare the accuracy of indicators of water pollution by nitrates.
- Mariotti A, Landreau A, Simon B., 1988. ¹⁵N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: application to the chalk aquifer of northern France. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 52: 1869-1878.
- Mariotti, 1997. Introduction: quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. *In: Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Lemaire & Nicolardot Ed., INRA Editions, pp 9-24.*

- Mary B., Vigour N., Machet J.M., 1992. Effet du changement des pratiques culturales sur le fonctionnement azoté d'un bassin d'alimentation. Contrat SRETIE / Ministère de l'Environnement 90337 INRA 2677A.
- Mary B. et Guérif J., 1994. Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol. Cahiers Agricultures 3: 247-257.
- Mary, B., Justes, E.; Chiesi, F., Fournier L., Kohut, N., 1995. Minéralisation d'effluents agro-industriels. *Rapport d'étude*, INRA Laon, 72 pp. + annexes.
- Mary, B., Recous, S., Darwis, S., Robin, D., 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 181: 71-82.
- Mary, B., 1997. Concluding remarks: N hazards to crop and environment. In: *Diagnosis of the nitrogen status in crops*, ed G. Lemaire, Springer-Verlag, Germany, 229-236.
- Mary, B., Beaudoin, N., Benoit, M., 1997. Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In: Lemaire, G., Nicolardot, B. (Eds.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA Editions, Paris, pp 289-312.
- Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50, 549-566.
- Mary B., Laurent F., Beaudoin N., 2002. La gestion durable de la fertilisation azotée. *Proceedings of the 65th IIRB Congress*. Brussels (BE), 13-14 February, pp. 59-65.
- Mc Sweeny W.T., Shortle J.S., 1990. Probabilistic cost effectiveness in agricultural non point pollution control. *Southern Journal of Agricultural Economics*, July, 95-104.
- Meisinger, J.J., Hargrove, W.L., Mikkelsen, R.L., William, J.R. et Benson, V.W., 1991. Effects of cover crops on groundwater quality. In: *Cover crops for clean water*, eds. W.L. Hargrove, Jackson, Tennessee. Soil and Water Conservation Society, 57-68.
- Meissner R., Seeger J., Rupp H., 1998. Lysimeter studies in East Germany concerning the influence of set aside of intensively farmed land on the seepage water quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67, 161-174.
- Ménesguen A., 2003. Les marées vertes en Bretagne. La responsabilité du nitrate. IFREMER. 10 pages
- Meynard, J.M., Justes, E., Machet, J.M., Recous, S., 1997. Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ. In: Lemaire, G., Nicolardot, B. (Eds.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA Editions, Paris, pp. 183-200.
- Meynard, J.M., Doré T., Habib R., 2001. L'évaluation et la conception de systèmes de culture pour une agriculture durable. *Compte rendu Acad. Agric. Fr.*
- Meynard, J.M., Cerf, M., Guichard, L., Jeuffroy, M.H., Makowski, D., 2002. Which decision support tools for the environmental management of nitrogen ? *Agronomie* 22: 817-829.
- Michelin J., Mariotti A., 2001. Dénitrification naturelle en zone humide d'un petit bassin versant en Champagne crayeuse. In: *Colloque ESRA'2000*. S2-35. Poitiers 13-15 septembre 2000.
- Michot D., King D., Nicoullaud B., Dorigny A., Tabbagh A., Benderitter Y., 2003. Apport des méthodes de géophysique à la connaissance de l'organisation spatiale et du fonctionnement hydrique des sols. *Compte rendu d'AIP-INRA*.
- Mignolet C., 2003: 30 ans d'évolution des pratiques agricoles sur le bassin de la Seine. *In Séminaire AESN-SAGEP*. 24-25 juin. Fontainebleau, 1-7.
- Milburn, P., Richards, J.E., 1993. Nitrate concentration of subsurface drainage water from a corn field in southern New Brunswick. *Canadian Agricultural Engineering* 36: 69-78.
- Ministère de l'Agriculture, 2004.
- Mollard A., 1997. Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? Une approche de la soutenabilité de la ressource en eau. *Natures-Sciences-Sociétés* 3: 5-21.
- Mollard A., Le Roch C., Lacroix A., Grappey C., Bel F., 1998. The choice of economic instruments applied to non-point pollution. *In M.O'Connor & U. Granslasser (eds), Ecology and Society: Life Science Dimensions*, Filander Press, Franckfort.
- Mollard *et al.*, 2000. Agriculture durable et pollutions diffuses dans la plaine de Bièvre. *Rapport final de contrat CPER*. 161 p + annexes.
- Morlon P., Trouche, G., Soulard, C., Maigrot, J.L., Guyard, P.O., 1998. Diagnostic de la pollution azotée de l'eau par approche historique multi-échelles. *Cahiers Agricultures* 7: 15-27.
- Néel, C., 1996. Couplage des transferts d'eau et d'azote dans le sol avec les processus biologiques. *Thèse de Doctorat*, Université Pierre et Marie Curie, 282 pp.

- Nicholson F.A., Chambers B.J., Mills A.R., Stachan P.J., 1997. Effects of repeated straw addition on crop fertiliser requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use Management* 13: 136-142.
- Nicolardot B., Mary B., Houot S., Recous S., 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. Colloque *Maîtrise de l'azote dans les écosystèmes cultivés*, Reims, 19-20/11/96, Les Colloques de l'INRA 83, 87-104.
- Nicolardot B., Recous S., Mary B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil* 228: 83-103.
- Nicoullaud B., King D., Tardieu F., 1994. Vertical distribution of maize roots in relation to permanent soil characteristics. *Plant and Soil* 159, 245-254.
- Nicoullaud B., Couturier A., Beaudoin N., Mary B., Coutadeur C., King D., 2004. Modélisation spatiale à l'échelle parcellaire des effets de la variabilité des sols et des pratiques culturales sur la pollution nitrique agricole. *In: Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux*. P. Monestiez, S. Lardon & B. Seguin Eds, Science Update, INRA Editions, 143-161.
- Nicoullaud B., Beaudoin N., Roque J., Couturier A., Maucorps J., King D. (accepté). Cartographie des sols et Agriculture de Précision. in *Hétérogénéité parcellaire et gestion des cultures*. Guérif M. Editeur, INRA Eds. accepté à INRA Eds. science Update.
- Nieder R., Kersebaum K.C., Richter J., 1995. Significance of nitrate leaching and long term N immobilisation after deepening the plough layers for the N regime of arable soils in N.W. Germany. *Plant Soil* 173: 167-175.
- Normand B., Mary B., Czernichowski I., Beaudoin N., Mouvet C., Bazerque M.F., Groell F., 2004. Programme expérimental de suivi de la qualité de l'eau sur trois bassins versants de Picardie faisant l'objet de mesures agri-environnementales. Rapport de synthèse. 66 p.
- Olesen J.E., Askegaard M., Bernsten J., 2004. *In: D.J. Hatch et al. eds., Wageningen Acad. Publishers, 389-396.*
- Ombredane D., Caquet T., Huary J., 2006. Les indicateurs biologiques : des outils désormais incontournables pour estimer la qualité des rivières en zone rurale. *In Qualité de l'eau en milieu rural, Savoirs et pratiques dans les bassins versants*, INRA Update, P. Mérot ed., pp 31-48.
- Oorts K., 2006. Effect of tillage systems on soil organic matter stocks and C and N fluxes in cereal cropping systems on a silt loam in Northern France. Thèse Doctorat, Leuven University and INA Paris, 157 p.
- Pan J.H., Hodge I., 1994. Land use permits as an alternative to fertiliser and leaching taxes for the control of nitrate pollution. *Journal of Agricultural Economics* 45: 102-112
- Pang, X.P., Gupta, S.C., Moncrief, J.F., Rosen, C.J., Cheng, H.H., 1998. Evaluation of nitrate leaching potential in Minnesota glacial outwash soils using the CERES-maize model. *J. Environ. Qual.* 27: 75-85.
- Passioura J.B., 1996. Simulation Models: Science, Snake oil, Education or Engineering ? *Agronomy Journal* 88: 690-694.
- Paux J., 1999. Impact de l'introduction de l'irrigation dans les systèmes de culture du Santerre sur les risques de lixiviation des nitrates. Rapport de stage d'ingénieur de l'ISAB, 74 pp + annexes.
- Penman, H. L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. London A* 193, 120-146.
- Perret I., Boscher M., Duclay E., 1997. Evaluation nationale de la mesure agri-environnementale "Réduction d'intrants". Méthodologie et premiers résultats. Colloque SFER "Les mesures agri-environnementales : premier bilan européen", Paris, 3-4 Novembre.
- Pierce F.J., Nowak P., Roberts P.C., 1999. Aspects of Precision Agriculture. *Advances in Agronomy* 67: 1-85.
- Ponsardin G., 1999. Test et paramétrisation spatialement distribuée de STICS 4.1 : applications aux simulations de cartes de rendement et de la recharge de la nappe. Mémoire de fin d'études, ENSA Rennes, 56 p + annexes
- Probert M.E., Keating B.A., Thompson J.P., Parton W.J., 1995. Modelling water, nitrogen, and crop yield for a long-term fallow management experiment. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 35: 941-950.
- Recous S., Robin D., Darwis D., Mary B., 1995. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 1529-1538.
- Recous S., Loiseau P., Machet J.M., Mary B., 1997. Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. *In: "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes"*, Reims (FRA), Les Colloques de l'INRA, 105-120.

- Recous S., Machet J.M., 1999. Short-term immobilisation and crop uptake of fertiliser nitrogen applied to winter-wheat: effect of date of application in spring. *Plant and Soil* 206, 137-149.
- Ribaudo M.O., Heimlich R., Claassen R., Peters M., 2001. Least-cost management of non point source pollution: source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi Basin. *Ecological Economics* 37, 183-197.
- Ribaudo M.O., Osborn C.T., Konyar K., 1994. Land retirement as a tool for reducing agricultural nonpoint source pollution. *Land-Economics* 70, 77-87.
- Richter J., Scymczak P., 1992. Multis: a computer program for the interpretation of isotope hydrogeologic data based on combined lumped parameter models. *Resp. Mining Academy of Freiberg*.
- Richter, G.M., Beblík, A.J., Schmalstieg, K., Richter, O., 1998. N-dynamics and nitrate leaching under rotational and continuous set-aside - a case study at the field and catchment scale. *Agric. Ecosys. Environ.* 68: 125-138.
- Robelin M., Triboi A.M., 1983. Assimilation nette d'une culture de colza d'hiver au cours du cycle de végétation sous l'influence de l'environnement climatique, de la densité du peuplement et de la fertilisation azotée. *Proceedings of the 6th International Rapeseed conference*, 17-19 May, Paris, 98-103.
- Rossing W.A.H., Meynard J.M., van Ittersum M.K., 1997. Model-based explorations to support development of sustainable farming systems: case studies from France and the Netherlands, *European Journal of Agronomy* 7: 271-283.
- Rousselle V., 1913. Le mouvement des nitrates dans le sol. *Annales sciences agron.*, 4^{ème} série, I, 97-115.
- Roux J.C., 1995. The evolution of groundwater quality in France: perspectives for enduring use for human consumption. *The Science of the Total Environment* 171, 3-16.
- Ruget F., Brisson N., Delécolle R., Faivre R., 2002. Sensitivity analysis of a crop simulation model, STICS, in order to choose the main parameters to be estimated. *Agronomie* 22: 133-158.
- Sauboua E., 2001. Modélisation stochastique fonctionnelle du transfert d'eau et d'azote sous culture de maïs. Application à l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles en Plaine de Bièvre. Ph.D. thesis, LTHE, Université de Grenoble.
- Schaffer, M.J., Liwang, Ma, Hansen, S., 2002. Introduction to simulation of carbon and nitrogen in soils. In: *Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*, Schaffer et al (Eds), Lewis Publishers, pp 1-11.
- Scheurer O., Damideaux V., Paux J., Beaudoin N. (2002). Evaluation de la concentration en nitrate des eaux drainantes sous un bassin versant agricole à partir d'un réseau de parcelles de référence. *Journées Nationales d'Etude du sol*, 22-24 octobre, Orléans.
- Schnebelen N., Nicoullaud B., Bourennane H., Couturier A., Verbeque B., Revalier C., Bruand A., Ledoux E., 2004. The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie* 24: 423-435.
- Schnebelen, N., 2000. Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des Calcaires de Beauce (site de Villamblain). Thèse de docteur de l'université d'Orléans, 309 p.
- Sébillotte (non daté). Une évaluation pour la science en train de se faire ; les recherches tournées vers l'action et menées en partenariat. Document téléchargeable/direction d'évaluation de l'INRA. 33 pages.
- Sébillotte M, Grammont A., Salmon J., Nivet P., Guichard L., Kockmann F., Kung-Benoit A., Moretty P., Gitton C., Ramon S., Gremillet D., Limaux F., 2003. L'opération Ferti Mieux. *CR Académie d'Agriculture de France* 86 (4): 15-28.
- Sébillotte M, Meynard JM, 1990. Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées. In: *Nitrates, Agriculture, Eau*, R Calvet (ed), INRA Editions, Paris, 289-312.
- Sébillotte, 1974. *Agronomie et agriculture*. Essai d'analyse des tâches de l'agronome. Ch. ORSTOM, ser. Biol., 24,3-25.
- Sebilo M., Mariotti A., Nicolardot B., Mary B., Mayer B., Billen G., 2005. Rôle de la matière organique des sols sur le lessivage des nitrates en sols de craie: apport de la biogéochimie isotopique *Colloque PIREN-Seine*. Paris, 2-3/02/2005.
- Sierra J., Brisson N., Ripoche D., Noël C., 2003. Application of the STICS crop model to predict nitrogen availability and nitrate transport in a tropical acid soil cropped with maize. *Plant and Soil* 256: 333-345.
- Simmelsgaard, S.E., 1998. The effect of crop, N level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soils. *Soil Use and Management* 14: 30-36.

- Simon et Lecorre, 1998. Fourrages, 114, 193-207
- Solau J.L., 1992. Carte des principaux matériaux-sols du plateau de Bruyères. Doc. interne Chambre d'Agriculture de l'Aisne.
- Stenberg, M., Aronsson, H., Linden, B., Rydberg, T., Gustafson, A., 1999. Soil mineral nitrogen and nitrate losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil Till. Res.* 50: 115-125.
- Steyaert P., 2006. Dispositifs d'action collective : un concept pour comprendre la gestion concertée de l'eau à l'échelle de bassins versants. *In* Qualité de l'eau en milieu rural, Savoirs et pratiques dans les bassins versants, INRA Update, P. Mérot ed., pp 255-266.
- Styczen M., Storm B., 1995. Modeling the effects of management practices on nitrogen in soils and groundwater. *In*: Nitrogen Fertilisation in the environment, Bacon P.E. (ed), Marcel Dekker, 537-564.
- Szoego, H.M., Crabtree, B., Edwards, T. 1996. Policy cost-effectiveness for reducing non-point agricultural groundwater pollution in the UK. *Journal of Environmental Planning and Management* 39: 205-222.
- Tan, C.S., Drury, C.F., Reynolds, W.D., Groenevelt, P.H., Dadfar, H., 2002. Water and nitrate loss through tiles under a clay loam in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation. *Agric. Ecosys. Environ.* 93: 121-130.
- Thirup, C., Hansen, S., Jensen, L.S., Ostergaard, H.S., 1999. Reduction of nitrogen leaching in a nitrate sensitive recharge area. Présentation poster, *10th Nitrogen Workshop*, Copenhague (DK) 1999/08/23-26.
- Thorup-Kristensen K., Nielsen N.E., 1998. Modelling and measuring the effect of nitrogen catch crops on the nitrogen supply for succeeding crops. *Plant and Soil* 203: 79-89.
- Turpin N., Rotillon G., Bontems P., Bioteau T., Laplana R., 2003. Mitigation non-point source pollution from dairy farms : economic evaluation on the Don watershed. *In* Controlling nitrogen flows and losses. *12th Nitrogen Workshop*, University of Exeter, UK, 21-24 September 2003, D.J. Hatch, D.R. Chadwick, S.C. Jarvis, J.A. Roker eds. Wageningen Academic Publishers, pp. 54-60.
- UE, 2000 : Mise en œuvre de la directive Nitrates 91/676/CEE concernant la pollution des eaux contre la pollution par les nitrates à partir des sources agricoles. Synthèse des rapports établis par les membres pour l'année 2000. Commission Européenne- Direction de l'environnement. 44p
- US Geological Survey, 1999. The quality of our nation's waters: nutrients and pesticides. Circular 1225, Reston, Virginia, 82 pp.
- Van der Ploeg R.R., Ringe H., Machulla G., 1995. Late fall site-specific soil nitrate upper limits for groundwater protection purposes. *J. Environ. Qual.* 24: 725-733.
- Van Dijk W., Dekker P., Van der Schoot J.R., 2003. *In*: Controlling nitrogen flows and losses. D.J. Hatch *et al.* eds., Wageningen Acad. Publishers, 459-460.
- Van Ittersum M.K., Leffelaar P.A., van Keulen H., Kropff M.J., Bastiaans L., Goudriaan J., 2003. On approaches and applications of the Wageningen crop models. *European Journal of Agronomy* 18: 231-234.
- Van Ommen, H.C., 1985. The "mixing-cell" concept applied to transport of non-reactive and reactive components in soils and groundwater. *J. Hydrol.* 78: 201-213.
- Vatn A., Bakken L., Botterweg P., Romstad E., 1999. ECECMOD: an interdisciplinary modelling system for analyzing nutrient and soil losses from agriculture. *Ecological Economics* 30, 189-206.
- Vatn A., Bakken L.R., Lundeby H., Romstad E., Rorstad P.K., Vold A., Botterweg, P., 1997. Regulating non-point pollution from agriculture : An integrated modelling analysis, *European Review of Agricultural Economics* 24, 207-229.
- Vauclin M, 1994. Revue et état de l'art. Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue des sciences de l'eau*, 7(1) :55-76
- Verdouw, H., 1977. Ammonia determination based on indophenol formation with sodium salicylate. *Water Research* 12: 399-402.
- Vertès F., Loiseau P., Laurent F., Recous S., Leterme P., Mary B., 2002. Grassland resowing and grass-arable crop rotation in France: agricultural and environmental issues. *In*: J.G. Conijn *et al.* eds., Wageningen Acad. Publishers, 47-64.
- Vertès, F., Laurent, F., Recous, S., Leterme, P., Mary, B., 2001. Nitrogen mineralization under bare soils after the destruction of grazed pastures. *In*: Sustainable management of soil organic matter, Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (Eds.). CAB International, ISBN 085199 465-2, 239-246.
- Vinten A.J.A., Dunn S.M., 2001. Assessing the effects of land use on temporal change in well water quality in a designed nitrate vulnerable zone. *The Science of the Total Environment* 265: 253-268.

- Vinther F.P., 1994. Nitrogen fluxes in a cropped sandy and a loamy soil measured by sequential coring. In: Nitrogen mineralization in agricultural soils, Neeteson, J.J., Hassink, J., (Eds.), AB-DLO Editions, Haren, NL, 111-119.
- Voisin A.S., 2000. Etude du fonctionnement des racines nodules de pois en relation avec la disponibilité en nitrate du sol, les flux de carbone dans la plante et la phénologie. Thèse Doctorat, Université de Bourgogne, 129 p.
- Wagenet R.J., Hutson J.L., 1996. Scale-dependency of solute transport modeling/GIS applications. *J. Environ. Qual.* 25: 495-510.
- Weaver R.D., Harper J.K., Gillmeister W.J., 1996. Efficacy of standards vs. incentives for managing the environmental impacts of agriculture. *Journal of Environmental Management* 46: 173-188.
- Webb J., Harrison R., Ellis S., 2000. Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *European Journal of Agronomy* 13: 207-223.
- Webster, C.P., Conway, J.S., Crew, A.P., Goulding, K.W.T., 2003. Nitrogen leaching losses under a less intensive farming and environment integrated system. *Soil Use and Management* 19: 36-44.
- Wendland F., 1994. Modelling the nitrate flow in the ground-water provinces of the « old » federal states of the Federal Republic of Germany. *Ecological Modelling*, 75: 385-397.
- Whitmore, A.P., 1995. Modelling the mineralization and leaching of nitrogen from crop residues during three successive growing seasons . *Ecological Modelling*, 81, 233-241
- Wolf J., Hack-ten Broeke M.J.D., Rötter R., 2005. Simulation of nitrogen leaching in sandy soils in the Netherlands with the ANIMO model and the integrated modelling system STONE. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 523-540.
- Yridoe E.K., Voroney R.P., Weersink A, 1997. Impact of alternative farm management practices on nitrogen pollution of groundwater: evaluation and application of Century model. *J. Environ. Qual.* 26: 1255-1263.
- Zebarth B.J., Paul J.W., Van Kleeck R., 1999. The effect of nitrogen management in agricultural production on water and air quality: evaluation on a regional scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 72: 35-52.
- Zuber A., 1986. Mathematical models for the interpretation of environmental radio-isotopes in groundwater systems. In: Handbook of environmental isotope geochemistry, Fritz and Fontes ed., Elsevier, Vol 2, chap. 1: 1-59.

8 Plan des annexes

Annexe 1 : Pratiques agricoles de gestion de l'azote sur le site de Bruyères sur le bassin d'alimentation de Bruyères et Montbérault.

Annexe 2 : Test of crop model STICS to assess nitrate leaching at the catchment scale (résumé de poster).

Annexe 3 : Description de la carte des sols typologique (§4.3)

Annexe 4 : Is the N balance a good indicator of nitrogen losses in arable systems? (résumé de poster).

Annexe 5 : A method to compare the accuracy of indicators of water pollution by nitrates (résumé de poster).

Annexe 6 : Innovation proposée pour l'aide à la gestion de l'azote dans les systèmes de culture.

Annexe 1

Pratiques agricoles de gestion de l'azote sur le site de Bruyères sur le bassin d'alimentation de Bruyères et Montbérault

Code des bonnes pratiques agricole (extrait du rapport à l'Agence de l'eau Seine Normandie ; Beaudoin et al., 1996)

- Objectif : concilier pratiques agricoles et protection de la nappe phréatique dans le contexte des grandes cultures du Nord du Bassin Parisien.

- Préalable : réalisation d'une carte pédologique au 1/5000 et de carte de potentialités en blé par parcelle ou par type de sol.

- Pratiques mises en oeuvre depuis 1989.

- Gestion de la fertilisation azotée de toutes les cultures avec :

- . calcul de la dose totale d'azote par la méthode du bilan (logiciel AZOBIL) ; ce qui comprend la définition d'un objectif de rendement, la mesure du reliquat d'azote minéral en sortie d'hiver (corrigé éventuellement par la pluviométrie ultérieure) et l'estimation de la minéralisation nette des apports organiques, des résidus de culture et de la matière organique du sol.

- . Fractionnement des apports en fonction de l'état des peuplements et des caractéristiques du sol. Eventuellement conduite différenciée de ces apports au sein d'un même parcelle en fonction des types de sol.

- Gestion de l'interculture avec :

- . La mise en place systématique de cultures intermédiaires : pièges à nitrate, implantés avant les cultures de printemps ou les jachères. En cas d'une succession rapprochée des cultures (blé après colza, escourgeon après blé), les façons culturales (ou leur absence) favorisent le développement des repousses. La date de retournement du piège à nitrate est postérieure au 30/11.

- . L'incorporation systématique des pailles et le retardement des labours, dans la mesure du possible, pour allonger le cycle des cultures intermédiaires et limiter la nitrification.

- Gestion éventuelle de l'assolement :

- . le positionnement des cultures à risque (pois) dans les parcelles (ou sous parcelles) dans les sols limoneux profonds..

- . la localisation des jachères (toujours couvertes) dans les sols présentant habituellement des risques élevés de lixiviation du nitrate.

Annexe 2 :

TEST OF CROP MODEL STICS TO ASSESS NITRATE LEACHING AT THE CATCHMENT SCALE

résumé de poster VII Congress of the European Society for Agronomy, Cordoba, Spain, 15-18 july; pp. 669-670.

Beaudoin N.¹, Ponsardin G.¹, Couturier A.², Maucorps J.¹, Mary B.¹

¹ I.N.R.A. Unité d'Agronomie rue Fernand Christ F-02007 LAON Cedex

² I.N.R.A. Unité de Science du Sol BP 20619 Ardon F-45166 OLIVET Cedex

Introduction

This study is a part of a nitrate leaching experiment at the catchment scale. In order to take into account the variability of soils and cropping systems, we use a crop model linked to a Geographic Information System (GIS). Our objective is to simulate its impact on grain production and nitrogen losses. The evaluation of the model remains difficult at catchment scale (Eeles et al., 1990). The evaluation is now possible within an heterogeneous field, due to precision agriculture technology which can provide yield maps. This was used in 1998 in three fields of our catchment. In this paper, we first compare the yield map data with the yield map predicted by the crop model. Then we discuss the accuracy of model predictions relative to nitrate leaching.

Methods

The studied catchment includes 21 agricultural fields cropped with winter wheat, sugarbeet, winter barley and spring peas (Beaudoin *et al.*, 1999). The present study focuses on 3 fields cropped in wheat in 1998 with a precise soil map (figure 1). The soils mainly consist in loam, marl and sandy materials.

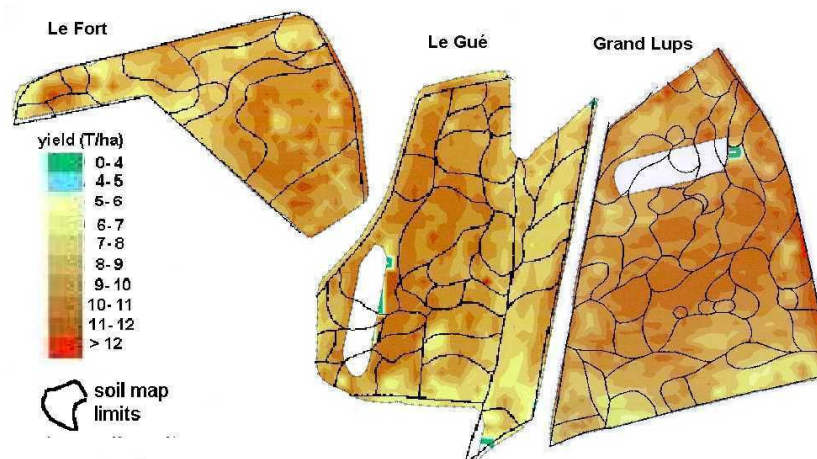


Figure 1: grain yield map and soil unit limits superposition over 3 fields.

The crop model STICS allows us to quantify water, carbon and nitrogen balance at the local scale (Brisson *et al.*, 1998). It simulates water and nitrogen stress. It has been linked to the GIS ArcInfo to integrate the field limits, the soil characteristics and the agricultural techniques (Nicoulaud *et al.*, 1998). Pedotransfer functions have been established to determine the soil input parameters of STICS, specially : water contents at field capacity and wilting point in each layer and maximum rooting depth. These functions have been applied to the 102 soil type units composing the 3 fields.

Results

First, the reliability of the combine yield map has been successfully tested (Machet *et al.*, 2001). The map showed that yield varied widely within each field, from 6.0 to 11.0 t grain ha⁻¹ (at 15% water content). There was also a high variability within each soil unit (figure 1), since the standard error within unit was as large as the standard error between units.

The STICS model was previously tested against the soil and crop data collected on 36 sampling sites of the catchment. It gave satisfactory results: for example, the prediction of the soil mineral nitrogen was made with a model efficiency of 0.70 and a RMSE of 29 kg N ha⁻¹ (data not shown).

The STICS-GIS model was used to simulate grain yields in the three fields. The visual comparison of simulated and observed maps showed that the zones with the extreme yields (low or high) were well located. However, the correlation between simulated yields and observed yields extracted from combine yield map, for each soil unit, was poor, as shown in figure 2.

A significant correlation was found for the sampling sites: $r^2 = 0.57$, $p < 0.05$. On these sites, parameters were better known and the initial conditions of water and mineral nitrogen were measured. Since the sampling sites were representative of the 102 simulation units, the mean yield extrapolated from the sampling sites is close to the aggregated mean yield from the simulation units.

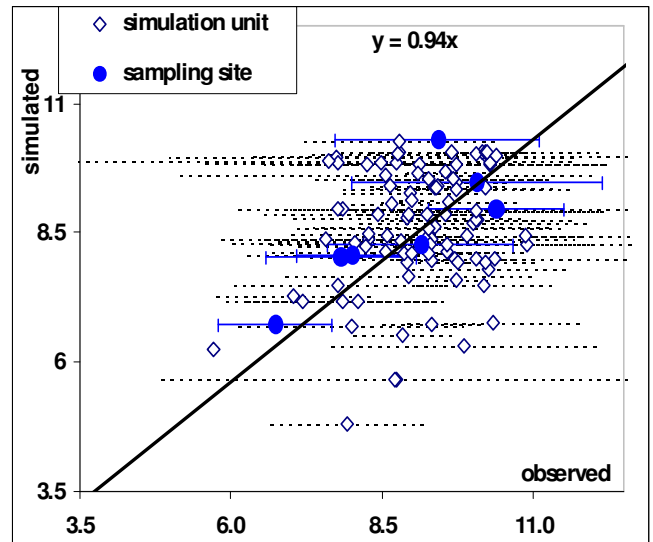


Figure 2 : comparison of simulated and observed grain yields, on 102 simulation units or 8 sampling sites.

Discussion

The poor agreement may have various explanations :

model limits : inadequate response to water or nitrogen stress, factors non accounted for

uncertainties on model parameters :

a/ the soil map limits could be wrong; this is suggested by the large variability within each soil unit (see error bars in figure 2). Indeed, aggregating the soil map into 4 classes differing in plant available water yields better results (figure 3).

b/ errors could also arise from the pedotransfer functions or the procedure used to calculate initial conditions. The previous observation (figure 2) supports this hypothesis. The future map yields will be used to clarify these hypotheses and to improve soil parameters (such as rooting depth), using inverse methods.

Simulating properly yields does not guarantee that the model will predict correctly nitrate leaching. Figure 4 shows that the method of upscaling exerts a greater influence for N leaching than for grain yield prediction. Therefore the model must also be evaluated carefully with respect to soil mineral nitrogen using spatially distributed measurements.

References

- Beudoin N *et al*, 1999. *10th N. Wshop*, Copenhagen
- Brisson N. *et al.*, 1998. *Agronomie*, 18, 311-346.
- Eeles C. *et al*, 1990. *Proc. Int. Conf.* Wageningen.
- Machet *et al.*, 2001. *3ECPA*, Montpellier, Grenier G. & Blackmore S. eds.
- Nicoulaud *et al*, 1998, Monestier eds, INRA Edition.

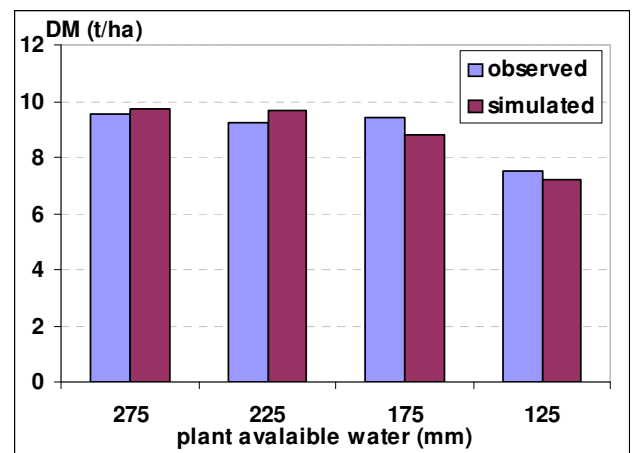


Figure 3 : simulated and observed grain yields obtained using a simplified soil map with 4 units.

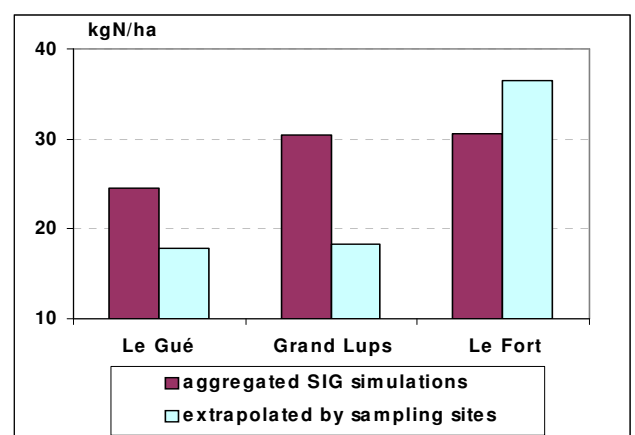


Figure 4 : N leaching calculated in each field according to 2 upscaling methods.

Annexe 3 : Description de la carte des sols typologique (§4.3)

Tableaux 1 : Types morphologiques de sols de la carte simplifiée (échelle 1/10⁴), adaptation de Solau et al. (doc. Interne, Chambre d'Agriculture 02). Ap= Horizon Labouré; S = Sable, LA =Limon Argileux, LM = Limon moyen, LMS = Limon Moyen Sableux, LAS = Limon Argilo-Sableux, A= Argile, AL = Argilo-Limoneux.

sols profonds

colluvions de fond de vallon ou cuvette, issues des matériaux des versants

- 1 Limon sableux non calcaire sur plus de 70 cm d'épaisseur, pierrosité d'Ap<0.15, calcaire, nulle en profondeur
- 2 Limon moyen ou moyen-sableux reposant sur limon argileux ou sablo-argileux, à plus de 70 cm de profondeur, non calcaire ou rarement calcaire en surface, pierrosité d'Ap <0.1, calcaire ou siliceuse, nulle en profondeur
- 3 Sable limoneux ou limon sableux épais, non calcaire ou rarement peu calcaire en surface, pierrosité d'Ap <0.1, calcaire ou siliceuse, nulle en profondeur

limons loessiques épais

- 4 limon loessique épais de texture LA à LM (pas de S sauf en surface), en position topographique de croupe; non calcaire ou rarement peu calcaire en surface, non pierreux
- 5 limon sableux sur limon loessique apparaissant entre 80 et 120 cm de profondeur, en position de sommet ou pente légère, non calcaire ou rarement calcaire en profondeur, non pierreux
- 6 limon sableux épais (LMS ou LAS), en position de pente légère, non calcaire en surface mais assez fréquemment en profondeur; non ou peu pierreux en surface, mais fréquemment en profondeur (calcaire grossier)
- 7 matériau limoneux épais redistribué à texture LAS en concavité de bas de versant ou d'origine anthropique (extraction de limon), calcaires ou non; non ou peu pierreux.

limons loessiques sableux sur couches argileuses à plus de 0.8 m de profondeur

- 8 Limon argilo-sableux reposant sur calcaire grossier lutétien, d'origine généralement anthropique (extraction de limon), calcaires ou non; non ou peu pierreux.
- 9 Limon sableux ou sable limoneux à couche sablo argileuse entre 40 cm et 70 cm reposant sur sable non calcaire, faiblement pierreux en surface (calcaire) et non pierreux en profondeur
Limon sableux ou sablo-argileux reposant sur argile lourde non calcaire du Lutétien, non calcaire, en surface, mais parfois en profondeur, généralement légèrement pierreux en surface (calcaire) et non pierreux en profondeur.
- 10
- 11 Limon argilo-sableux ou sableux reposant sur argile sableuse de l'Auvervien, non calcaire, généralement faiblement caillouteux en surface (caillasses) et non en profondeur

matériaux sableux

- 12 Sable limoneux reposant sur une couche argilo-sableuse vers 70 cm, faiblement caillouteux en surface (caillasses), hydromorphe en profondeur.
- 13 Sable épais, avec, en profondeur une texture S, parfois SA ou AS; non calcaire; faiblement caillouteux en surface (caillasses), parfois avec hydromorphe en profondeur.
Matériau limono-argileux à sablo-argileux reposant sur couche argileuse entre 30 cm sur argile sableuse, sable ou galets; non calcaire; faiblement caillouteux en surface (caillasses), sauf si lits de galets, hydromorphe en profondeur.
- 14

sols moyennement profonds

colluvions de versant

- 15 Limon sableux caillouteux reposant sur calcaire entre 60 et 100 cm de profondeur; gradient de calcaire et de pierrosité croissant avec la profondeur
Limon argilo-sableux caillouteux reposant sur marnes et caillasses entre 30 cm et 60cm de profondeur; calcaire et pierreux en surface et en bas de profil, avec fréquemment un horizon argileux intermédiaire non carbonaté.
- 16
- 17 Limon sableux parfois carbonaté reposant sur calcaire vers 80 cm de profondeur, d'origine généralement anthropique (extraction du limon), gradient de calcaire et de pierrosité croissant avec la profondeur.
- 18 Limon sablo-argileux carbonaté reposant sur calcaire vers 60 cm de profondeur, assez pierreuse dès la surface.

sols avec substrat à moins de 0.8 m de profondeur

- 19 Limon sableux avec couche d'argile de décarbonatation sur calcaire dur (substrat apparaissant entre 35 cm et 80 cm de profondeur); légèrement pierreux et carbonaté en surface (calcaire grossier) et très pierreux et calcaire en profondeur.
- 20 Limon sablo-argileux légèrement carbonaté avec couche d'argile reposant sur marnes et caillasses (substrat apparaissant entre 35 cm et 80 cm de profondeur); assez pierreux en surface et fréquemment très pierreux en profondeur.
Sable argileux peu carbonaté reposant sur argile lourde ou argile sableuse de plus de 20 cm d'épaisseur, sur marnes et caillasses apparaissant entre 80 cm et 120 cm de profondeur; légèrement pierreux en surface et rarement en profondeur.
- 21
- 22 Argile peu ou non carbonatée, peu pierreuse et épaisse reposant, soit sur une argile lourde carbonatée soit sur un calcaire marneux ou des bancs de caillasses, au delà de 60cm de profondeur.

sols superficiels

développés dans les assises du Lutétien

- 23 Limon sableux fortement carbonaté et caillouteux, reposant sur un calcaire dur grossier apparaissant entre 20 et 35 cm de profondeur
- 24 Limon argilo-sableux carbonaté et caillouteux, reposant sur des marnes fossilifère ou une argile lourde, carbonatée ou non, peu pierreux en profondeur.
- 25 Limon argilo-sableux carbonaté et caillouteux, reposant sur un calcaire marneux pierreux puis des marnes ou faluns en profondeur.
- 26 Matériaux argileux ou argilo-limoneux, peu calcaire et moyennement caillouteux en surface, reposant sur une argile lourde non carbonatée ou des marnes, peu pierreuses.
- 27 Matériaux argileux ou argilo-limoneux, peu calcaire et moyennement caillouteux en surface, reposant sur un calcaire marneux pierreux puis des marnes ou faluns en profondeur.

classes	t1	ca1	EG1	nat1	t1p	t2	ca2	EG2	nat2	t2p	t3	ca3	EG3	nat3	t3p	t4	ca4	EG4	nat4	t4p	t5	ca5	EG5	nat5	t5p	subst	mat	sol	zobst
1 ls	0	7	2	35	ls	0	0	999	120	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	c	v	a	120	
2 lm	0	0	999	80	la	0	0	999	155	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	l	v	a	120	
3 ls	0	3	4	30	ls	0	0	999	155	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	l	v	a	120	
4 lm	0	0	999	30	la	0	0	999	90	lm	0	0	999	155	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	l	l	(l)	155	
5 lms	0	0	999	30	las	0	0	999	90	lm	0	0	999	155	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	l	l	(l)	155	
6 lms	0	0	999	50	las	0	0	999	140	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	c	e	b	140	
7 las	1	5	2	25	las	0	0	999	70	las	9	0	999	140	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	c	p	b	140	
8 lms	1	5	1	30	lms	3	5	1	75	lms	19	8	1	95	csl	19	12	1	115	c	58	33	1	120	k	p	b(c)	135	
9 sa	0	3	4	30	as	0	0	999	60	sa	0	0	999	75	s	0	0	999	120	----	999	0	999	999	s	s	b	95	
10 ls	1	8	2	30	las	0	0	999	90	alo	0	0	999	110	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	c	p	b	110	
11 ls	0	3	4	30	lsa	0	3	4	65	las	0	0	999	85	as	0	0	999	120	----	999	0	999	999	s	p	b	140	
12 sl	0	5	4	30	sl	0	0	999	55	sa	0	0	999	100	as	0	0	999	120	----	999	0	999	999	s	p	b	140	
13 sl	0	7	4	35	s	0	0	999	120	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	s	s	bl	55	
14 lsa	0	3	4	20	as	0	0	999	110	sa	0	0	999	120	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	s	s	b	75	
15 lsa	3	10	1	30	lsa	3	3	1	60	lsa	9	11	1	70	kg	88	25	1	120	----	999	0	999	999	k	p	bc	90	
16 las	3	5	2	25	las	3	0	999	60	alo	0	0	999	80	cmf	44	17	2	100	m	44	0	999	120	c	v	ac	90	
17 ls	3	2	1	30	ls	9	2	1	70	lsa	19	13	1	80	kg	88	25	1	120	----	999	0	999	999	k	p	b(c)	100	
18 lsa	1	8	1	35	lsa	9	8	1	60	c	88	7	1	80	kg	88	25	1	120	----	999	0	999	999	k	p	bc	90	
19 ls	0	2	1	30	lsa	0	0	999	65	a	0	0	999	80	kg	88	25	1	120	----	999	0	999	999	k	p	b	100	
20 las	1	11	2	20	lsa	1	0	999	45	a	0	0	999	70	alo	0	0	999	85	m	58	0	999	120	c	p	b(c)	90	
21 sl	0	2	2	30	sa	0	0	999	80	alo	0	0	999	105	cm	78	25	2	120	----	999	0	999	999	c	s	b	100	
22 a	9	13	2	25	a	9	0	999	45	alo	3	0	999	60	cmf	44	17	2	110	m	44	0	999	120	c	p	bc	90	
23 ls	19	16	1	25	c	58	34	1	40	kg	88	25	1	120	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	k	k	rc	90	
24 lsa	19	7	2	30	mf	32	12	3	50	f	58	15	3	70	alo	0	0	999	85	cmf	44	17	2	120	c	c	rc	90	
25 lsa	32	8	2	30	cmf	44	17	2	55	cm	58	25	2	120	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	c	c	rc	90	
26 a	9	5	2	25	alo	0	0	999	50	cmf	44	17	2	60	cm	88	25	2	120	----	999	0	999	999	c	s	bc	60	
27 a	9	8	2	30	cm	78	25	2	80	kc	88	35	2	120	----	999	0	999	999	----	999	0	999	999	c	s	rm	90	

Tableau 2 : description de chaque horizon (i) et caractéristiques générales des types de sols.

Ti = texture, Cai = charge en cailloux (% volume), EGi = nature des éléments grossiers, tip = côte de profondeur de la limite inférieure (cm).

subst = substrat ; mat = matériaux, sol = développement du sol, Zost = profondeur maximale d'enracinement.

a) Valeur de Q0 (mm)

condition	Valeur	commentaires	Références
(Texture1= sl ou s ou sa) OU (Texture1= ls et Type cailloux =1 et EG1>5%)	6	Sols développés sur calcaire grossier Lutétien ou sur sable Auversien	essais Sa94 et Sa95, Ka95 (LIXIM) Lysimètre 6
autres	9	Sols limoneux ou limono-sableux ; Sols sur marnes et caillasses du Lutétien	Notice de Stics essais Ma94 et Ma95 (LIXIM) essais La94 (LIXIM)

NB : Le type de cailloux 1 dans la base de données sol est le N°3 dans le param.par de stics

b) Valeur de profhum (cm)

condition	Valeur	commentaires	Références
(Texture1= sl ou s) ET (Texture2 = sl ou s) ET (EG2<5%)	35	Sols développés sur sable Auversien uniquement	essais Sa94 et Sa95 (LIXIM) profils pédologiques 14b et 7b discussion avec M. Mory
[(Texture 1 = a ou as ou al ou la ou las) ET (EG2 >10%)] OU [si substrat = c ET obstarac=70] OU [(Texture 1= ls ou sl) ET (EG2 >10%) ET(pente >10%)*]	27	Sols sur marnes et caillasses du Lutétien où la pierrosité de l'horizon 2 limite la profondeur de labour ou bien calcaire et avec pente forte	Profils pédologique 8b essais Ma94 et Ma95 (LIXIM)
autres	31	Sols limoneux ou limono-sableux	Notice de Stics essais La94 (LIXIM)

c) Valeur de epd (cm) pour chaque couche :

condition	Valeur	commentaires	Références
Substrat= k ou c	5	Sols développés sur calcaires grossiers ou marnes et caillasses du Lutétien	essais Ma94, Ma95 et Ka95 (LIXIM)
Substrat = l ou s	10	Sols développés sur limon des plateaux , colluvions ou sables de l'Auversien	essais Sa94, Sa95 et LA94 (LIXIM)

NB : valeur constante pour toutes les couches du même sol

d) Valeur de ph de l'horizon de surface

condition	Valeur	commentaires	Références
Substrat= k ou c	8.2	Sols développés sur calcaires grossiers ou marnes et caillasses du Lutétien	analyses
Substrat = l ou s	7.8	Sols développés sur limon des plateaux , colluvions ou sables de l'Auversien	analyses

Tableau 3 : Règles de pédo-transfert de paramètres de STICS : Q0 (quantité d'eau pouvant être évaporée sans frein); profhum (épaisseur de la couche où se calcule la minéralisation nette); epd (épaisseur des couches élémentaire où se produit le mélange des solutés) et le ph de l'horizon de surface.

Annexe 4

Is the N balance a good indicator of nitrogen losses in arable systems?

résumé de poster - 12th Nitrogen Workshop, Exeter, 21-24 september, pp 487-489.

N. Beaudoin¹, B. Mary¹, F. Laurent², G. Aubrion² and J.K. Saad¹

¹ INRA, Unité d'Agronomie, rue Fernand Christ, 02007 Laon Cedex, France

² Arvalis - Institut du végétal, Station expérimentale, 91720 Boigneville, France

Introduction

A sustainable agriculture must avoid any excess of mineral nitrogen in order to save chemical fertiliser and reduce N losses. The N balance, i.e. the difference between N inputs and outputs in soil, is an indicator of this excess. It has been recently proposed in France as a measure for taxing bad agricultural practices and improving water quality. However a low N balance may result in a reduction of grain quality and sometimes of cereal yield. What is the environmental meaning of the nitrogen balance?

Materials and methods

The results come from two complementary mid term experiments (Thibie and Bruyères) established in 1990 in Northern France. The main crops are winter wheat, sugarbeet, winter barley and spring peas. All soils have a good internal drainage.

Thibie experiment compares the effect of 2 factors : the nitrogen rate (recommended or 35% reduced rate) and the absence/presence of a catch crop (CC) after each main crop (Mary *et al*, 2002). Bruyères' catchment, spread over 200 ha, includes 21 fields. Agricultural practices consisted in optimised N fertilisation and CC sown before spring crops from 1990 to 1996; a further 20% reduction of N fertiliser was applied since 1997 (Beaudoin *et al*, 1999). N fertilisation was exclusively added as mineral N and was optimised using AZOBIL software (Machet *et al*, 1990). Leaching was calculated either from porous suction cups and drainage estimation at Thibie or by measuring soil mineral nitrogen at different dates and using LIXIM model at Bruyères (Mary *et al*, 1999). Dry matter and N content of exported and returned products have been measured. The nitrogen balance was calculated as: $B = S + F - E$

where S = biological fixation (calculated), F = fertiliser, E = exported N.

Results

Available results concern the 1991-1999 period. The mean fertilisation rates of the optimised and reduced treatments are 180 and 122 kg N ha⁻¹ at Thibie and 152 and 118 kg N ha⁻¹ at Bruyères (peas excluded), respectively. At Thibie, the mean balances are 34-39 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ with optimised fertilisation and 15-18 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ for the reduced one.

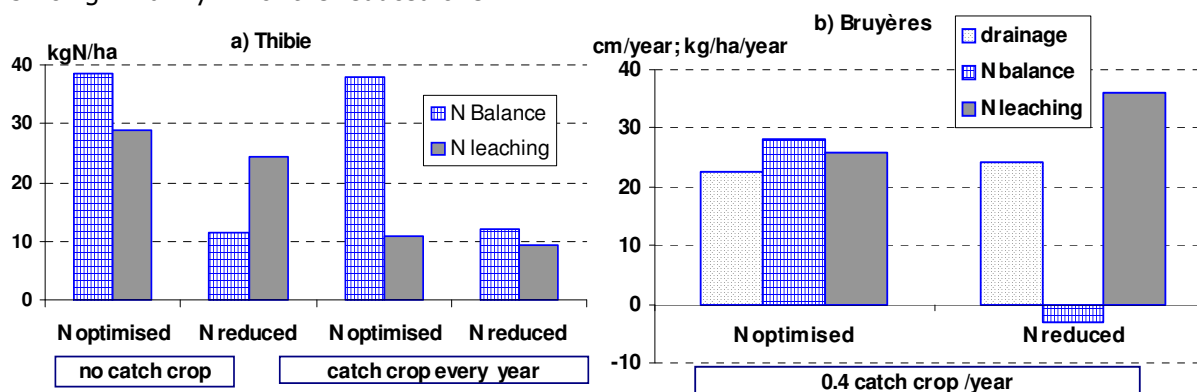


Figure 1: Mean values of N balance and N leaching at the 2 sites.

The 32% fertiliser reduction has reduced the N balance by 69% and leaching by 16%. In contrast, the establishment of CC has not changed the N balance but has reduced leaching by 62% (figure 1a). The drainage was slightly decreased with CC (data not shown).

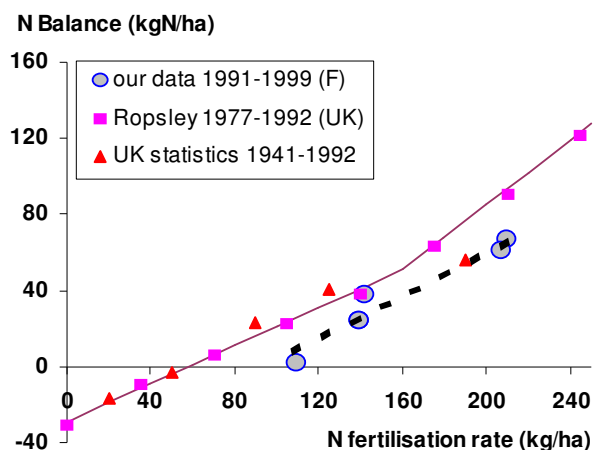


Figure 2 : N balance vs N rate for w. wheat.

At Bruyères, the mean balance is +28 and – 3 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ with optimised fertilisation and reduced N, respectively (figure 1b). From 1997 to 1999, reducing fertiliser rate by 20% has given a negative N balance but increased leaching by 30%. This paradox is attributed to some recent failures in CC establishment.

Figure 2 shows N balance versus N fertiliser rate for the winter wheat crop. Our data fall below those reported by Davies and Sylvester-Bradley (1995). However the slope of the regression line is close to theirs: 0.58.

Discussion

The results clearly show that nitrate leaching is not correlated to N balance when fertilisation varies or when CC are introduced. A positive correlation can be found in systems which have a large excess of nitrogen and high N balance, such as intensive cattle areas. Our results may be representative of arable systems with optimised fertilisation and moderate N balance.

In fact, the N balance corresponds to the addition of 3 fluxes: gaseous emissions (NH₃, N₂, N₂O), soil immobilisation and leaching. The establishment of CC does not change the balance whereas it strongly reduces leaching. It also results in N immobilisation and C-N storage in soil. Incorporating vs. exporting crop residues would have similar effects. Conversely, a reduction in mineral fertilisation markedly reduces the N balance but affects little nitrate leaching. Its main effect probably consists in decreasing gaseous N emissions. Lowering the N balance in arable systems would probably reduce more gaseous emissions than leaching.

Therefore it is obvious that a nil N balance does not ensure absence of losses. The optimum N balance to aim at is slightly positive and has to be further established to minimise all N losses.

References

- Beaudoin N. *et al.* (1999) Impact of agricultural scenarios on nitrate pollution at the catchment scale . Proc. 10th Nitrogen Workshop, vol 2, IV-6.
- Davies D.B., Sylvester-Bradley R.(1995) The contribution of fertiliser nitrogen to leachable nitrogen in the UK : a review. *Journal of Science, Food & Agriculture*, 68: 399-406.
- Machet J.M. *et al.* (1990) AZOBIL: a computer program for fertiliser N recommendations based on a predictive balance-sheet method. Proc. 1st ESA Congress, Paris.
- Mary B. *et al.* (1999) *Calculation of nitrogen mineralisation and leaching in fallow soils using a simple dynamic model. European Journal of Soil Science*, 50: 549-566
- Mary B. *et al.* (2002) La gestion durable de la fertilisation azotée (Sustainable N. supply). Proc. 65th IIRB Congress, Brussels, 59-65.

Acknowledgements

This work was funded by A.R.E.P. and the Water Agency of Seine Basin.

Annexe 5

A method to compare the accuracy of indicators of water pollution by nitrates

Résumé de poster -14th Nitrogen Workshop, Maastricht, October, poster, 3p

Makowski D.¹, Guichard L.¹, Beaudoin N.², Aveline A.³, Laurent F.⁴

¹ INRA Thiverval-Grignon France, ² INRA Laon France, ³ ESA Anger France, ⁴ Arvalis Boigneville France

Email : makowski@grignon.inra.fr

Abstract

Numerous indicators of different levels of complexity were developed to assess the risk of water pollution by nitrates, but the accuracy of these indicators is not well known. The purpose of this paper is to describe and apply a simple statistical method for evaluating the sensitivity and specificity of indicators of risk of water pollution by nitrates. This method can be used to help decision makers to select an efficient indicator of risk of pollution and to determine an optimal decision threshold value. A case study is presented in which seven indicators, based on field characteristics and/or nitrogen balance, are evaluated using 89 soil mineral nitrogen measurements obtained at harvest during nine years in winter wheat (*Triticum aestivum* L) fields located in France. The results showed that the best indicators were those using fertilizer dose and crop yield as input variables. The use of an early measurement of soil nitrogen did not improve the accuracy of the indicators significantly.

Keywords: indicator, sensibility, specificity, water pollution

Background and objectives

Numerous indicators were developed to assess the risk of water pollution by nitrates at the regional scale (Meynard *et al.*, 2002). These indicators are based on direct field measurements, on nitrogen balances, or on models simulating nitrate leaching. All these indicators are subject to uncertainties (Oenema *et al.*, 2003) and it is thus important to evaluate and compare their performances. The purpose of this paper is to describe and apply a simple statistical method for evaluating the sensitivity and specificity of indicators of risk of pollution. A case study is presented in which the performances of seven indicators are evaluated using 89 soil mineral nitrogen measurements obtained at harvest in a watershed located in northern France (Picardie).

Material and Methods

Murtaugh (1996) and Makowski *et al.* (2005) used a statistical method based on Receiver Operating Characteristic (ROC)⁹ curves to assess the usefulness of ecological indicators. The ROC curve analysis is a classical method for evaluating the classification accuracy of medical diagnostic tests. In this paper, we demonstrate the interest of this method for evaluating indicators of pollution by nitrates. Consider a dataset including n measurements of soil nitrogen content or nitrate concentration in soil solution, and suppose that each measurement (noted Y) was obtained in a field chosen in a region of interest. The dataset is divided into two subgroups depending on whether the measurement Y is above a predefined pollution threshold Y_t or less than this threshold. The output I of each indicator is then determined for each field in both subgroups, and each value is compared to a second threshold (a decision threshold) noted I_t . The results are used to calculate the true positive proportion noted TPP (number of field with I higher than I_t in the subgroup of fields with Y

⁹ Communiqué par David Makowski. « Le terme remonte à la seconde guerre mondiale. Les radars étaient utilisés pour détecter les avions et bateaux ennemis et la question que ce posait les opérateurs responsables de la réception des images radars était de savoir si un bip reçu sur l'écran correspondait à un ami ou à un ennemi. La méthode ROC a d'abord été développée pour ce genre d'analyse avant de faire son entrée dans le monde médical dans les années 70 ».

higher than Y_t divided by the total number of fields in this subgroup) and the true negative proportion noted TNP (number of fields with I lower than I_t in the subgroup of fields with Y lower than Y_t divided by the total number of fields in this subgroup). TPP is referred to as sensitivity and TNP is referred to as specificity. The ROC curve of an indicator is a graphical plot of sensitivity against (1-specificity) obtained for a given value of Y_t the value of TPP and TNP being calculated by allowing the decision threshold I_t to vary over the whole range of values taken by the indicator. This procedure is repeated for all the indicators and for different thresholds Y_t . Each ROC curve is then summarized by its area under the curve (AUC) and statistical tests are performed to compare the AUC obtained for different indicators.

Here, this method was used to evaluate seven indicators including different input variables and noted I_1 - I_7 (table 1). A ROC curve analysis was performed for three different thresholds of soil mineral nitrogen at harvest, $Y_t = 30 \text{ kg.ha}^{-1}$, $Y_t = 40 \text{ kg.ha}^{-1}$, and $Y_t = 50 \text{ kg.ha}^{-1}$. Sensibility and specificity values were estimated from a dataset of $n=89$ soil mineral nitrogen measurements obtained at harvest between 1991 and 1999 in different winter wheat fields located in a French watershed (basin of Bruyères, Picardie) (Beaudoin *et al.*, in press). The AUC was estimated for each threshold Y_t and for each indicator.

Results and Discussion

Figure 1 shows examples of ROC curves obtained for two indicators, I_6 and I_7 and for one pollution threshold, $Y_t = 50 \text{ kg.ha}^{-1}$. The two curves were not very different and this result reveals that I_6 and I_7 have similar performances. Such curves are useful to determine a decision threshold value (I_t) leading to high values of sensibility and specificity. For example, the ROC curve obtained for the indicator I_7 (Corpen, 1988) showed that it is possible to obtain sensibility=0.66 and specificity=0.7 when the decision threshold was $I_t = 30 \text{ kg.ha}^{-1}$. Note that this value is much lower than the current decision threshold value used by the French ministry of Agriculture ($I_t = 0 \text{ kg.ha}^{-1}$).

Values of areas under the ROC curves (AUC) are displayed in table 2. The AUC estimated for I_1 , I_2 , and I_3 were close to 0.5 and this is typical of non-informative indicators (*i.e.* indicators that do not perform better than random decisions). The AUC values obtained for the indicators I_4 , I_5 , and I_6 were in the range 0.62-0.66 and, so, are closer to 1 (AUC value of a perfect indicator). This result shows that the indicators including the variable 'grain yield' performed better. On the other hand, the use of an early measurement of soil mineral nitrogen did not increase the AUC value and, so, did not increase the sensibility and specificity of the indicators.

The AUC values obtained for the seven indicators were all relatively low compared to the values reported in past studies for other agro-ecological indicators. For example, the AUC value estimated by Makowski *et al.* (2005) for an indicator of risk of crop disease occurrence was higher than 0.8.

Conclusions

A methodological framework was described in this paper to evaluate indicators of risk of water pollution. This framework is useful to help decision makers to select an efficient indicator of risk of pollution by nitrates and to determine an optimal decision threshold value. In our case study, seven indicators were evaluated from a dataset including nine years of soil mineral nitrogen measurements obtained in a high number of winter wheat fields. Most of these indicators were based on a simple calculation of nitrogen balance. This case study could be extended in two ways. First, it would be useful to perform similar calculations for other crops like sugar beet, oilseed rape and potatoes. Second, it would be interesting to consider more complex indicators based on static or dynamic models.

References

- Corpen (1988) Bilan de l'azote à l'exploitation. *Ministère de l'agriculture et de la forêt. Mission Eau Nitrates, Paris, France, 35pp.*
- Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Machet J.M. and Mary B. (in press) Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment.*
- Makowski D., Taverne M., Bolomier J., Ducarne M. (2005) Comparison of risk indicators for sclerotinia control in oilseed rape. *Crop Protection* 24, 527-531.
- Meynard J-M., Cerf M., Guichard L., Jeuffroy M-H., Makowski D. (2002) Which decision support tools for the Environmental Management of nitrogen ? *Agronomy for Sustainable Development* 22, 817-829.
- Murtaugh P.A. (1996) The statistical evaluation of ecological indicators. *Ecological Applications* 6, 132-139.
- Oenema O., Kros H., Vies (de) W. (2003) Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20, 3-16.

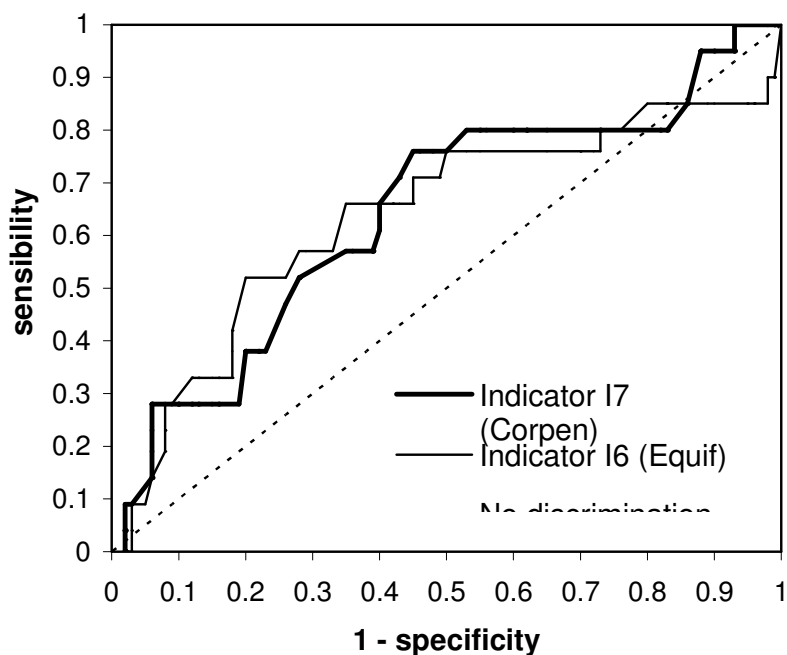
Table 1. Characteristics of the seven indicators of pollution

Indicator	Formula
I_1	I_1 =amount of applied nitrogen
I_2	I_2 =applied nitrogen + soil mineral nitrogen at winter
I_3	I_3 =applied nitrogen – recommended fertiliser dose
I_4	I_4 =applied nitrogen / grain yield
I_5	I_5 =[applied nitrogen + soil mineral nitrogen at winter] / grain yield
I_6 (Equip)	I_6 =soil nitrogen + apparent recovery *applied nitrogen – nitrogen requirement *grain yield
I_7 (Corpen)	I_7 =applied nitrogen – nitrogen content in grain *grain yield

Table 2. Values of AUC (area under the ROC curve) for the seven indicators and the three different thresholds of soil mineral nitrogen at harvest Y_t .

d	Y_t	Threshold	AUC estimated for the indicator						
			I_1	I_2	I_3	I_4	I_5	I_6	I_7
1	30 kg.ha ⁻¹	8	0.5	0.5	0.5	0.6	0.65	0.6	0.6
		9	8 a	2 a	a	4 a	4 a		
1	40 kg.ha ⁻¹	7 a	0.5	0.5	0.5	0.6	0.66	0.6	0.6
		8	4	2 a	a	4 a	3 a		
1	50 kg.ha ⁻¹	8	0.5	0.5	0.5	0.6	0.64	0.6	0.6
		5 a	6 a	2 a	a	4 a	5 a		

Same letter for a given threshold: AUC of the indicators are not significantly different $P \leq 0.05$

Figure 1. ROC curves obtained for indicators I_6 and I_7 and for $Y_t = 50 \text{ kg.ha}^{-1}$.

Annexe 6 :

Test de méthodes innovantes de pilotage de la fertilisation azotée et des implantations de CIPAN - Cas du BA de Bruyères

Projet - Document provisoire – INRA LRM – mars 2006

Contexte

L'expérimentation partenariale de l'impact des BPA menée à Bruyères (fertilisation raisonnée et introduction CIPAN) s'est appuyée sur mesures conduites sur 36 stations (cf fichier ci-joint). Elle a aboutit à une baisse des teneurs dans les sources depuis 2001. Il existe un enjeu scientifique d'ordre méthodologique à poursuivre les pratiques agricoles continuer les BPA.

Le contrat de financement AESN+municipalité est échu fin 2006. Dans l'avenir, il n'est pas possible de pérenniser les niveaux d'intrants de connaissance et des indemnités pour soutenir le volet opérationnel de mise en place des BPA.

Le projet d'action future portée par la commission environnement de la municipalité est orientée vers l'agriculture durable réfléchi (volet pesticides prioritaire).

La thèse de N Beaudoin (soumise début avril 2006); aboutit à un test positif et perfectible de STICS en simulations continues pendant 8 ans contre les données "on farm" (1990-1999); le couplage STICS Arc Info est fonctionnel sur le site.

La soumission du programme "REAGIS" aux financements ADD (Rénovation des pratiques agricoles par l'utilisation d'informations spatialisées" prévoit de réaliser des expérimentations numériques d'impact de modes de gestion en s'appuyant sur les données acquises (coord. M Guérif).

Démarche et enjeux

La démarche consiste à s'appuyer sur les prédictions continues et en temps réel de STICS pour la gestion de l'azote dans les systèmes de culture. Le projet comporte deux étapes ; l'une avec une application de simulations locales, l'autre avec intégration spatiale *via* un SIG (ou des simulations multi-sites).

Un premier enjeu est de tester une innovation permettant une insertion des outils d'aide à la décision dans le processus de décision de l'agriculteur. définir les priorités d'implantation des CIPAN, d'anticiper sur les besoins totaux en azote des parcelles (commande d'engrais), d'accéder à une prédiction du reliquat d'azote minéral en sortie d'hiver (RSH), de pouvoir réactualiser cette prédiction et enfin de pouvoir assimiler des données dans la modélisation.

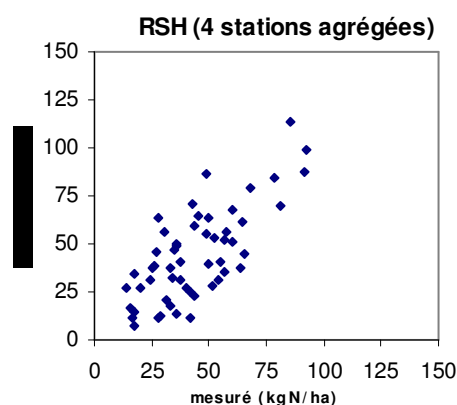
Un second enjeu est de fournir des variables d'intérêt environnemental à l'agriculteur.

Un troisième enjeu serait d'articuler ces études avec une expérimentation numérique de l'impact d'une fertilisation spatialement modulée (non traitée ici)

A) Fertilisation raisonnée

L'utilisation de l'outil de fertilisation raisonnée Azofert pose les questions des variabilités spatiale et temporelle du RSH.

Les résultats du test de STICS conduit à l'échelle de la rotation de la prédiction du reliquat sortie d'hiver sont satisfaisants après agrégations des données (sans répétition). Compte tenu de l'aléas des mesures sur les données (initiales et finales), le RMSE groupé serait le plus pertinent pour juger de la performance des prédictions (Beaudoin, soumis).



RMSE(RSH)	Stations individuelles		Stations groupées	
	Ré-initialisé	Continue	Ré-initialisé	Continue <i>cf graphique</i>
Absolu (kgN/ha)	23	30	15	16
Relatif (%) $\mu = 45$ kgN/ha	53	70	35	37

1) première étape

mise en oeuvre et test d'une méthode de fertilisation azotée basée sur un suivi en temps réel avec le couple STICS - Azofert à l'échelle de 36 sites.

1) Méthode opérationnelle

Simulation continue sur les 36 sites pour prédire les RSH; prédiction avec Azofert + sondages ciblés ; « smart sampling » = mesures dans sites critiques en fonction de règles de décisions (ex de règles = RSH prédit >100 kgN/ha ; Apport Fertilisant > 100 kgN disponible /ha)

Contrôles éventuel de la décision par TD, proxi-détection ou JUBIL.

2) Test de la méthode par expérimentation numérique et expérimentation in situ

- a) sur les années passées (2000-2006), simulation de l'impact de l'écart (RSH simulé-RSH mesuré) sur les rendements simulés, d'après STICS et/ou le modèle de Makowski et al.1999, et comparaison du biais avec celui constaté entre les rendements simulé et observé (urgent)

- b) sur années à venir, test de la méthode par mesures sur les 36 stations, du reliquat récolte (RR) et des teneurs en N paille et grains (sur tout ou partie aléatoire du réseau).

échéances = année 2007

Il existe un problème de délai sur le plan opérationnel, avec l'échéance de janvier 2007; peut être faire encore les 36 mesures de reliquat à cette date là.

2) Deuxième étape

mise en oeuvre et test d'un méthode de fertilisation azotée basée sur un suivi en temps réel avec STICS- SIG sur l'ensemble des 150 unités de sol.

Principes =

1) Méthode opérationnelle

Simulation continue sur les 150 unités de la carte des sols pour prédire les RSH; prédiction avec Azofert ou STICS avec climat moyen + sondages ciblés

Exemple de règles de décisions de *smart sampling* = (RSH prédit >100 kgN/ha et surface > 2 ha)

Contrôles éventuels par mesures TD, proxi-détection ou JUBIL.

Forçage du modèle à partir du rendement parcellaire intégré spatialement contre le rendement parcellaire machine ou à partir de données TD sur LAI des CIPAN

2) Test de la méthode par expérimentation numérique et expérimentation in situ

- sur années passées (2000-2006) ; simulation d'impact de l'écart (RSH simulé-RSH mesuré) sur les rendements simulés par STICS et comparaison du biais avec celui constaté entre les rendements simulé et observé.

sur années à venir, test de la méthode par mesures sur les 36 stations, du reliquat récolte (RR) et des teneurs en N paille et grains (sur tout ou partie aléatoire du réseau) ou contre des données de cartes de rendement (si équipement).

3) Cadre

Expérimentation concrète au sein du GIS Fertilisation (LDAR, la CA02 et le SAD

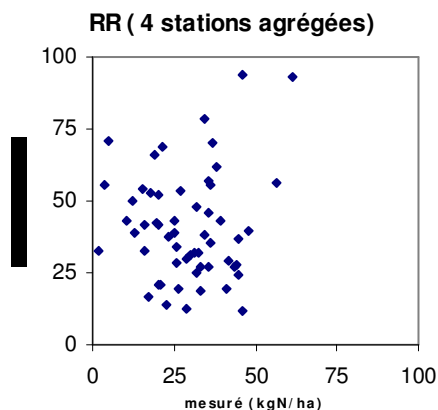
Expérimentations numériques

1a) au sein du GIS Fertilisation

1b) et 2) avec REAGIS

B) décision de mise en place de CIPAN

Les résultats du test de la prédiction du reliquat récolte (RR) par STICS à l'échelle de la rotation sont insuffisant (cependant ils ne grèvent pas les prédictions continues de RSH) :



RMSE(RR)	Stations individuelles		Stations groupées	
	Ré-initialisé	Continue	Ré-initialisé	Continue <i>cf graphique</i>
Absolu (kgN/ha)	26	30	23	25
Relatif (%) ($\mu = 29$ kgN/ha)	90	103	79	86

Je fais l'hypothèse que le modèle est perfectible à moyen terme pour la prédiction du RR et qu'en cas de sur-fertilisation, le RMSE n'augmenterait pas.

Je fais l'hypothèse que l'agriculteur a besoin d'une hiérarchie entre les parcelles à implanter avec, un aire finançable donnée, ou un seuil de risque donné, à définir.

1) première étape

Méthode opérationnelle

Ciblage de mise en place de CIPAN (co-financées) ; bandes témoins sans CIPAN.

Emploi d'un indicateur de prédiction de RR (Makowski *et al.*, 2005)* indicateur de sensibilité du sol à la lixiviation (D/CR, Mary et al, 1997)

Evaluation de la méthode

Expérimentation numérique ; test sur 36 sites de 2000 à 2006 de l'indicateur de l'indicateur et de l'impact d'un niveau d'enveloppe ou d'un niveau de risque.

Expérimentation *in situ* ; simulation en temps réel avec STICS = + Règle de décision équivalente à celle de l'indicateur ; mesure terrain de REH si conflit a posteriori entre indicateur et STICS dans la décision

2) Projet maximal

Méthode opérationnelle basée sur suivi en temps réel avec STICS*SIG

Ciblage de mise en place de CIPAN (co-financées) ; bandes témoins sans CIPAN.

Assimilation éventuelle de données de cartes de rendement (si équipement).

Mesure teneur en N des CIPAN sur les 36 stations.

Evaluation de la méthode

Mesure terrain de REH localisé aléatoirement pour confrontation REH mesuré et observé ;

Confrontation avec mesures TD sur LAI CIPAN souhaitables.

Cadre

Expérimentation concrète au sein du GIS Fertilisation (LDAR, la CA02 et le SAD.

Expérimentation numérique avec REAGIS.

9 Résumé (au verso)

« Si tu ne sais plus rire de toi même, il est temps que les autres s'en chargent »

De la Rochefoucault ?, *cité par A. Marin-Laflèche, déc. 2000.*

Résumé

Les eaux superficielles et souterraines doivent recouvrer une bonne qualité chimique et biologique avant 2015, d'après la Directive Cadre Européenne. Les Bonnes Pratiques Agricoles (BPA) établissent un compromis entre les risques de pollution et de perte de revenu. Le résultat minimal escompté est de respecter la norme de potabilité de $50 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ dans les eaux de captage et d'éviter les transferts de pollution de l'hydrosphère vers l'atmosphère. Cependant leur mise en oeuvre ne garantit pas d'atteindre ces objectifs ; cela nécessite des moyens de *quantifier l'impact des pratiques agricoles effectives sur la pollution nitrique*. Nous avons testé différentes méthodes de quantification, en nous appuyant sur les données issues d'une expérimentation partenariale de prévention de la pollution, menée sur le site de Bruyères (02). La question finalisée est "quel est l'impact des BPA, appliquées de façon systématique, à l'échelle d'un bassin"? La question de recherche est "peut-on modéliser la pollution nitrique, en situation agricole, à l'échelle du bassin hydrologique"?

Le site d'étude est un plateau de 187 ha qui alimente une nappe d'eau souterraine, sise dans le Lutétien. Cette nappe alimente 5 sources principales qui connaissent une pollution croissante depuis 1970. Les 21 parcelles cultivées du plateau ont fait l'objet d'une mise en oeuvre systématique des BPA, par les 3 agriculteurs, depuis 1990. Les pratiques agricoles et l'hydrogéologie du site ont été caractérisées. Les débits des sources répondent aux pluies efficaces dans un délai d'une semaine. Le temps moyen de séjour de la molécule de Tritium dans l'aquifère est de 25 ans, à cause de l'épaisseur de la zone non saturée. Compte tenu de ce délai, un niveau intermédiaire d'évaluation est nécessaire : les pertes sous la zone racinaire. Les méthodes de quantification diffèrent selon leur degré de dépendance aux données expérimentales : i) le modèle de calcul LIXIM, associé avec toutes les données observées; ii) un modèle stochastique de réponse des cultures à la dose d'azote, initialisé annuellement; iii) le modèle fonctionnel dynamique STICS, qui peut simuler les pertes du système sol- plante- atmosphère de façon continue pendant plusieurs années. Les prédictions des variables d'intérêt économique et environnemental sont confrontées, aux données observées, aux échelles de la station et du bassin. Les impacts environnementaux et économiques, de différents scénarios de prévention de la pollution, sont simulés.

Les reliquats d'azote minéral à la récolte et en entrée d'hiver sont proches et stables dans le temps avec respectivement 41 et $57 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$. L'intégration des flux calculés avec LIXIM, à l'échelle de la rotation culturale, conduit à lisser le facteur culture et à faire du type de sol le principal déterminant de la concentration. La teneur en nitrate moyenne pondérée, de l'eau de percolation, est de $46 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ pour la zone cultivée et de $37 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'ensemble du bassin. Ce bon résultat est confirmé qualitativement par la baisse constatée des teneurs de plusieurs captages depuis l'an 2000. Le temps de réponse de l'aquifère serait égal à la moitié de son temps de renouvellement. L'abattement de la teneur en nitrate de l'eau de percolation permis par les BPA, relativement à un scénario conventionnel, est compris entre 27 et 39 %, suivant la méthode de simulation. Le coût des BPA est de $0.07 \text{ €}\cdot\text{m}^{-3}$ d'eau consommée, ce qui rend la prévention compétitive vis-à-vis du traitement de l'eau, sur le site de Bruyères.

La modélisation continue dans le temps par le modèle STICS s'avère opérationnelle en situation agricole, mais sa robustesse dépend de l'accessibilité et la pertinence des bases de données ayant servi à le calibrer. Elle permet de prendre en compte les impacts d'un grand nombre d'entrées techniques et leurs interactions sur le long terme. Le couplage de STICS à un système d'information géographique (SIG) permet d'intégrer la variabilité spatiale des caractéristiques physiques et culturelles du milieu. Cependant, il n'est pas possible de garantir la fiabilité des prédictions à la fois en tout temps et en tout lieu. L'accès à des paramètres comme la profondeur maximale d'enracinement des cultures, ou le stock d'azote organique, devient rédhibitoire. D'après le modèle STICS, les pertes d'azote simulées, sous formes gazeuses, sont égales à celles sous forme de solutés. Ce résultat doit être vérifié. En étant conscient de ces limites, la modélisation, s'appuyant sur l'expérimentation, peut devenir un outil de gestion de l'azote dans les systèmes de culture, à l'échelle du territoire. La problématique de la limitation de la lixiviation du nitrate se déplace vers celle de la conception de systèmes durables de culture.

Abstract

Surface and groundwaters must regain good chemical and biological quality before 2015 according to European Directives. Good Agricultural Practices (GAPs) establish a compromise between the risks of pollution and the loss of revenue. The minimum result expected is conformity with the drinking water standard of $50 \text{ mgNO}_3\text{.L}^{-1}$ in the collected water and the avoidance of transfer of pollution from the hydrosphere into the atmosphere. However their implementation does not guarantee that these objectives will be reached ; that requires a means of *quantifying the impact of effective agricultural practices on nitrate pollution*. We have tested different methods of quantification by using data from a collaborative experiment on pollution prevention, carried out on the site of Bruyères (02). The question targeted was « what is the impact of GAP, applied regularly, on the scale of a catchment area ? » The research question was « can nitrate pollution be modelled, in a farming situation, on the scale of a catchment area ? »

The study site is a plateau of 187 ha which supplies a groundwater aquifer located in the Lutetian geological layer. This aquifer feeds five main springs which have suffered increasing pollution since 1970. The 21 cultivated fields on the plateau were subjected to regular implementation of GAPs by the three farmers since 1990. The farming practices and the hydrogeology of the site were characterised. The flow rates of the springs respond to effective rainfall after a delay of a week. The mean residence time of the tritium molecule in the aquifer is 25 years, because of the thickness of the unsaturated zone. In view of this delay, an intermediate level of evaluation is necessary : the losses under the root zone. The methods of quantification differ according to their degree of dependence on the experimental data : i) the LIXIM mathematical model, associated with all the observed data ; ii) a stochastic model of crop response to the nitrogen rate, initialised each year, iii) the functional dynamic model STICS, which can simulate the losses of the soil/plant/atmosphere system continuously over several years. The predictions of the variables of economic and environmental interest are compared with the observed data on the scale of the station and of the basin. The environmental and economic impacts for different scenarios of pollution prevention are simulated.

The mineral nitrogen residues at harvest and at the beginning of winter are similar and stable over time at 41 et 57 kgN.ha^{-1} respectively. The averaging of the losses, calculated with LIXIM, over the crop rotation, smooths out the crop factor and makes the soil type the principal determinant of the concentration. The mean weighted nitrate concentration in the percolating water is $46 \text{ mgNO}_3\text{.L}^{-1}$ for the cultivated zone and $37 \text{ mgNO}_3\text{.L}^{-1}$ for the whole basin. This good result is confirmed qualitatively by the fall observed in the contents at several collection points since the year 2000. The response time of the aquifer would be equal to half of its renewal time. The reduction in the nitrate content of the percolation water permitted by GAPs, compared with a conventional scenario, is between 27 and 39%, depending on the simulation method. The cost of the GAPs is $0.07 \text{ €}.\text{m}^{-3}$ of drunked water, making prevention competitive with water treatment at the Bruyères site.

Dynamic modelling with STICS appears to be effective in the agricultural situation, but its reliability depends on the availability and relevance of the databases used to calibrate it. It can take account of a large number of technical inputs and their long-term interactions. Coupling STICS with a geographical information system (GIS) enables the spatial variability of the physical and cultural features of the environment to be integrated. However it is not possible to guarantee the reliability of the predictions for both any time and any place. Access to the precise value of parameters like the crop's maximum rooting depth or the stock of organic nitrogen is simply not feasible. According to the STICS model, the nitrogen losses simulated in gaseous form are equal to those in solution. This result needs to be verified. Bearing in mind these limitations, modelling based on experimentation can become a management tool for nitrogen in cropping systems on a regional scale. The problem of limiting nitrate leaching is shifted towards the conception of sustainable cropping systems.