



**HAL**  
open science

# Quantification et modélisation du bilan d'azote à long terme : impact des cultures intermédiaires, du semis direct et de la fertilisation réduite

Julie J. Constantin

► **To cite this version:**

Julie J. Constantin. Quantification et modélisation du bilan d'azote à long terme : impact des cultures intermédiaires, du semis direct et de la fertilisation réduite. Ingénierie des aliments. AgroParisTech, 2010. Français. NNT : . tel-02823394

**HAL Id: tel-02823394**

**<https://hal.inrae.fr/tel-02823394v1>**

Submitted on 6 Jun 2020

**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

pour obtenir le grade de

**Docteur**

de

**l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement  
(Agro Paris Tech)**

Spécialité : Agronomie et Environnement

*présentée et soutenue publiquement  
par*

**Julie CONSTANTIN**

**le 01 février 2010**

**QUANTIFICATION ET MODELISATION DU BILAN D'AZOTE A LONG  
TERME: IMPACT DES CULTURES INTERMEDIAIRES, DU SEMIS  
DIRECT ET DE LA FERTILISATION REDUITE**

*Directeur de thèse : Bruno MARY*

*Co-directeur de thèse : Nicolas BEAUDOIN*

*Travail réalisé à l'INRA, US 35-1158 Agro-Impact, Agrosystèmes et impacts des pratiques  
agricoles sur les cycles Carbone Azote, F-02007 LAON*

Devant le jury :

<b>Jean ROGER-ESTRADE</b> , Professeur d'agronomie, <b>AgroParisTech</b> .....	<b>Président</b>
<b>Ingrid K. THOMSEN</b> , Senior scientist, <b>Danemark</b> .....	<b>Rapporteur</b>
<b>Marie-Hélène JEUFFROY</b> , Directrice de Recherche, <b>INRA Grignon</b> .....	<b>Rapporteur</b>
<b>Pierre CASTILLON</b> , Ingénieur, <b>ARVALIS Institut du Végétal</b> .....	<b>Examineur</b>
<b>Christian FELLER</b> , Directeur de recherche, <b>IRD</b> .....	<b>Examineur</b>
<b>Nicolas BEAUDOIN</b> , Ingénieur de recherche, <b>INRA Laon</b> .....	<b>Encadrant</b>



## Résumé

Face aux problèmes croissants de pollution nitrique des milieux aquatiques, la directive européenne "Nitrate" incite ou maintenant impose de Bonnes Pratiques Agricoles dont l'implantation de cultures intermédiaires (CI) ou la réduction de fertilisation azotée. D'autres pratiques visent à réduire l'érosion des sols ou accroître les stocks de matière organique du sol (MOS), comme le semis direct. Ces pratiques peuvent limiter la lixiviation de nitrate mais jouent sur les autres postes du bilan d'azote. Pour assurer la durabilité des systèmes de culture, il est nécessaire de mieux connaître les effets de ces pratiques sur tous les postes du bilan, à long terme. L'objectif de ce travail est 1) d'analyser les effets des CI, du semis direct (SD) et de la fertilisation réduite (N-) sur le bilan d'azote à moyen terme (15 ans) et de déterminer le devenir de l'azote non lessivé; 2) d'étudier l'impact de CI successives sur l'évolution de la minéralisation, l'absorption d'azote et la lixiviation de nitrate au cours du temps pour mettre en évidence d'éventuels effets cumulatifs à moyen terme; 3) de caractériser un éventuel état d'équilibre du système à plus long terme et les conséquences de différentes modalités de gestion des CI sur 60 ans avec ou sans changement climatique. Un objectif intermédiaire de ce troisième point est de valider un modèle par rapport aux données obtenues à moyen terme.

La démarche consiste à associer expérimentation et modélisation. L'expérimentation se base sur 3 dispositifs de moyenne durée (13 à 17 ans) de la moitié Nord de la France portant sur la même problématique dans des pédoclimats variés. Les CI sont présentes sur tous les sites tandis que le SD et N- ne sont testés que sur un seul site. Ces sites sont équipés de bougies poreuses et de lysimètres pour le calcul du lessivage. Les biomasses et l'absorption d'azote par les cultures sont mesurées annuellement; les stocks d'eau et d'azote minéral 3 fois par an et les stocks d'azote et de carbone organique ainsi que les masses volumiques du sol sont mesurés en fin d'expérimentation. Les données sont insérées dans un système de gestion de base de données POSTGRESQL qui a été couplé avec le modèle de culture STICS. Les données extraites font l'objet d'une décomposition de la variance et d'une modélisation statique puis dynamique. Les effets des pratiques agricoles sur le lessivage de nitrate et les stocks d'azote organique du sol sont d'abord étudiés. La balance d'azote est calculée comme la différence entre les entrées d'azote et les sorties. L'effet des pratiques sur les émissions gazeuses est déduit par défaut de bilan. La minéralisation nette apparente est calculée par bilan d'azote minéral du sol, deux fois par an. L'évolution de la minéralisation d'azote attribuée aux CI est étudiée par régression linéaire pour identifier des effets cumulatifs sur chacun des sites. La même étude est menée sur l'absorption d'azote et le lessivage de nitrate. Le modèle de culture STICS est paramétré, validé puis utilisé pour simuler divers scénarios sur 60 ans impliquant des CI continues ou abandonnées.

Les CI sont particulièrement efficaces pour réduire le lessivage de nitrate (-36 à -62%), en comparaison du semis direct (-26%) ou de la fertilisation réduite sous la dose optimale (-13%). Elles permettent de stocker du carbone et de l'azote organique durablement dans les sols agricoles si elles ne sont pas abandonnées, contrairement aux deux pratiques alternatives étudiées. La présence d'effets cumulatifs confirme la nécessité d'étude à long terme pour identifier tous les impacts de cette pratique. Des effets cumulatifs liés à l'implantation systématique de CI ont été mis en évidence pour la minéralisation et l'absorption d'azote sur 2 des 3 sites. L'effet cumulatif non détecté sur le troisième site est néanmoins prédit par le modèle. Aucun effet cumulatif n'apparaît sur la lixiviation de nitrate après 13 à 17 ans mais apparaît à plus long terme selon le modèle. Le maintien de l'efficacité des CI vis-à-vis du lessivage nécessite un ajustement de la fertilisation azotée après une quinzaine d'années.

Ces résultats soulèvent les questions des mécanismes de stabilisation de la matière organique dans le sol en fonction du type de résidus, de la validité des formalismes du modèle, de la prise en compte nécessaire d'effets non azote ou de la puissance du dispositif pour mettre ces effets cumulatifs en évidence. Les CI s'avèrent donc une solution doublement intéressante à long terme en terme de protection de l'environnement, et parfois en terme de production pour améliorer la gestion de l'azote.

## Abstract

Facing growing problems of nitrate pollution of aquifers, the Nitrate European directive incites or now imposes Good Agricultural Practices including catch crops (CC) or reduction of nitrogen fertilization. Other practices can reduce soil erosion or potentially increase soil organic matter (SOM), such as no till. These practices can limit nitrate leaching but also affect other parts of nitrogen (N) balance. To ensure the sustainability of cropping systems, it is necessary to consider the effects of these practices on all the terms of the N balance, over the long term. The objective of this work was 1) to analyze the effects of CC, no till (NT) and the reduction of fertilization under optimal rate (N-) on N balance at mid term (15 years) and determine the fate of no-leached nitrogen; 2) to study the impact of successive CC on net N mineralization, N uptake by crops and nitrate leaching over time to highlight potential cumulative effects at mid-term; 3) to characterize an eventual new steady state at long term and the impact of different CC managements over 60 years in context of constant and changing climate. An intermediate objective of this third point was to validate a model by comparing simulated and observed data at mid term.

The approach combined experimentation and modelling. This study was based on 3 mid-term experiments (13 to 17 years) of northern France with the same problematic in contrasted pedoclimates. CC were presents on all sites while NT and N- were tested only on one site. These sites were equipped with porous cups and lysimeters for the calculation of N leaching. Biomass and N uptake by crops were measured annually; water and nitrogen content in soil were measured three times a year. Organic N and C stocks and bulk density were measured at the end of experiment. Experimental data were input in database under POSTGRESQL software which was coupled with the crop-model STICS; these data were analyzed by variance decomposition, static and dynamic modelling. The effects of agricultural practices on N leaching and organic N and C stocks in soil were first studied. N balance was calculated as the difference between N inputs and outputs and the effect of practices on gaseous emissions was determined by the lack of balance. The apparent net mineralization was calculated by mineral N balance in soil, twice a year. The evolution of the extra N mineralization due to CC was studied by linear regression to identify cumulative effects on each site. The same study was conducted on N uptake by crops and nitrate leaching. The crop-model STICS was then used to simulate various scenarios with continued use or abandon of CC under constant or changing climate over 60 years, after stage of calibration and validation.

Catch crops are particularly effective to reduce leached N (-36 to -62%) as compared to no-till (-26%) or fertilization reduced under optimal rate (-13%) in our study. They can also store carbon and nitrogen sustainably in agricultural soils, if they are not abandoned, contrary to the two alternative practices studied. The presence of cumulative effects confirms the need for long-term study to identify all impacts of this practice. Cumulative effects with systematic CC have been demonstrated on net N mineralization and N uptake by main crops on two sites. Cumulative effects undetected on the third site were predicted by the model. No cumulative effect appears on nitrate leaching after 13 to 17 years but appeared in the longer term, according to the model. This decrease of CC efficiency to reduce N leaching requires an adjustment of N fertilization after 15 years to maintain an acceptable level of reduction.

These results questioned on the mechanisms of stabilization of SOM according to residue type, the validity of the formalism in the model or the power of the experimental design to highlight these cumulative effects. Catch crops appears twice as an attractive solution at long term in terms of environmental protection, and sometimes even in terms of production, to improve nitrogen management.

**Titre en anglais:**

Quantification and modelling of long term nitrogen balance: impacts of catch crops, no-till and reduced fertilization

**Mots clés:**

Bilan d'azote, nitrate, lixiviation, exportation, minéralisation, stockage, carbone, effet cumulatif, expérimentation aux champs.

**Keywords:**

Nitrogen balance, nitrate, leaching, N uptake, mineralization, sequestration, carbon, cumulative effects, field experiment.



# Remerciements

Cette thèse de l'école doctorale ABIES d'AgroParisTech a été réalisée au sein de l'Unité d'Agronomie Laon-Mons-Reims devenue, entre temps, l'Unité de Service Agro-Impact Laon-Mons, grâce à un co-financement d'ARVALIS Institut du Végétal et de la région Picardie ainsi qu'une participation de l'Agence de l'Eau Seine Normandie.

Je tiens à remercier mes encadrants, Nicolas Beaudoin et Bruno Mary, pour leur accueil chaleureux dans cette petite ville du Grand Nord qu'est Laon. Je les remercie pour leur soutien, leurs conseils et leur implication durant ces trois années de thèse. Ils ont toujours pris du temps, malgré leurs emplois du temps chargés, quand j'avais quelques interrogations ou besoin de discuter sur mon sujet de thèse.

Je suis reconnaissante envers les membres de mon jury de thèse et particulièrement mes rapporteurs qui ont accepté d'évaluer mon travail. Je remercie aussi les personnes de mon comité de pilotage de thèse pour leurs conseils avisés: Jean Roger Estrade, Marie Launay, Sophie Générmont, Mathieu Sébilo, François Lamy, François Laurent et Jean-Pierre Cohan. Je tiens particulièrement à remercier ces deux derniers pour leur forte implication dans cette thèse, leurs remarques pertinentes et leur exigence scientifique.

Merci à mes collègues de Laon, Mons et Reims, Eric Venet, Caroline Dominiarczik, Pascal Thiébeau, Guillaume Hulin, Audrey Tellier, Céline Joanton, qui m'ont épaulée dans les expérimentations aux champs, qui ont été jusqu'à Quimper et ses bonnes crêpes bretonnes, à Boigneville et ses hôtels « de luxe » à Maisse près de la gare de RER et subi les piqûres d'abeille et les détours aux urgences; qui ont traité les échantillons au laboratoire et les broyages dont on ne voyait pas le bout, et un grand merci à Jérôme Duval pour la constitution de la base de données et l'interfaçage avec STICS, sans quoi la thèse aurait dû être prolongée de plusieurs mois pour finir la modélisation.

Je remercie les expérimentateurs des trois sites sur lesquels j'ai travaillé qui m'ont fourni les données et informations dont j'avais besoin: Gérard Aubrion, Françoise Lancelot, Alain Besnard et Ludovic Lagadec. Ces sites ont été conduits pendant une quinzaine d'années, ce qui a représenté de nombreuses heures de travail; je remercie tous ceux qui ont participé au suivi



régulier et au maintien de ces expérimentations pendant tant d'années et ont rendu ce travail de thèse possible.

J'exprime aussi ma gratitude aux directeurs des deux unités dont j'ai fait partie, Sylvie Recous et Hubert Boizard pour m'avoir accueillie au sein de leur unité, ainsi qu'aux secrétaires, Valérie Dazin et Brigitte Rocourt, pour leur aide dans les dossiers administratifs toujours faciles et rapides à remplir... Je remercie également Bernard Nicolardot pour m'avoir recrutée et donné l'occasion de faire cette thèse.

J'ai une pensée particulière pour mes encadrants de stage de DEA qui m'ont donné le goût de la recherche : Lionel Jordan-Meille et Edward Gérarddeaux, sans qui je n'aurais peut-être pas fait de thèse.

Enfin, je n'oublie pas bien sûr tous ceux qui ont été là pour les moments de détente, le ping-pong, les pauses cafés, les soirées poker et bowling, les midis à la cantina burger, les interruptions dans leurs bureaux pour parler du soleil radieux de Laon, des joyeuses expériences de thèse ou des époustouflants Matlab et STICS; bref, de tous les moments indispensables au cours de ces trois ans à Laon: Magali, Enguerrand, Benjamin, Caroline, Fabien, Hamid, Guillaume, Loïc, Cécile et tous les autres.

## Plan de la thèse

1	Introduction .....	15
1.1	Contexte agro-environnemental .....	17
1.2	Le cycle de l'azote .....	20
1.2.1	Cycle interne de l'azote du sol .....	21
1.2.2	Les entrées d'azote dans l'agrosystème .....	23
1.2.3	Les exportations et fuites d'azote dans l'environnement .....	24
1.3	La maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes .....	25
1.3.1	Le contexte pédoclimatique .....	25
1.3.2	Le choix des cultures .....	26
1.3.3	Les pratiques culturales .....	26
1.3.3.1	Les Cultures Intermédiaires .....	26
1.3.3.2	La fertilisation azotée .....	30
1.3.3.3	Le travail du sol .....	32
1.4	Les méthodes d'évaluation des systèmes de culture .....	34
1.4.1	La balance azotée .....	35
1.4.2	L'efficience d'utilisation de l'azote .....	36
1.4.3	Les outils expérimentaux de mesure du drainage et de la lixiviation .....	37
1.4.4	Les méthodes isotopiques pour étudier les transformations de l'azote.....	39
1.4.5	La modélisation .....	40
1.5	Conclusion .....	41
1.6	Hypothèses de travail.....	42

1.7	Démarche de la thèse .....	43
1.8	Description générale des supports expérimentaux .....	45
1.9	Le modèle de culture sol-plante-atmosphère STICS .....	47
2	Effets des cultures intermédiaires, du semis direct et de la réduction de fertilisation sur la lixiviation de nitrate et la balance azotée dans trois expérimentations de longue durée.....	51
2.1	Résumé .....	53
2.1.1	Introduction .....	53
2.1.2	Matériel et méthodes .....	53
2.1.3	Résultats .....	54
2.1.4	Conclusion.....	55
2.2	Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments .....	57
2.2.1	Abstract .....	57
2.2.2	Introduction .....	58
2.2.3	Materials and methods .....	60
2.2.3.1	Experiments.....	60
2.2.3.2	N uptake and aerial biomass.....	61
2.2.3.3	Soil mineral N, organic C and N stocks.....	62
2.2.3.4	Drainage and nitrate concentration in drained water .....	63
2.2.3.5	Calculations.....	63
2.2.3.6	Statistical analyses.....	66
2.2.4	Results .....	66
2.2.4.1	Yield and N uptake.....	66
2.2.4.2	Soil mineral N .....	70

2.2.4.3	Drainage, N leaching and nitrate concentration in drained water .....	72
2.2.4.4	C and N stocks in soil.....	74
2.2.4.5	N balance and surplus .....	76
2.2.4.6	Comparison between $\Delta N$ surplus and $\Delta N$ storage .....	77
2.2.5	Discussion .....	78
2.2.6	Conclusion.....	83
2.2.7	Acknowledgments .....	84
3	Effets cumulatifs des cultures intermédiaires sur le prélèvement d'azote par les cultures, le lessivage de nitrate et la minéralisation.....	85
3.1	Résumé .....	87
3.1.1	Introduction .....	87
3.1.2	Matériel et méthodes .....	87
3.1.3	Résultats .....	88
3.1.4	Conclusion.....	90
3.2	Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization	91
3.2.1	Abstract .....	91
3.2.2	Introduction .....	92
3.2.3	Material and methods .....	95
3.2.3.1	Experimental sites .....	95
3.2.3.2	N inputs .....	96
3.2.3.3	N uptake .....	97
3.2.3.4	Mineral and organic N in soil.....	97
3.2.3.5	Nitrate leaching .....	98
3.2.3.6	Fertilizer N use efficiency .....	99

3.2.3.7	Net N mineralization .....	100
3.2.3.8	Statistical analysis .....	102
3.2.3.9	Modelling N mineralization from CC .....	103
3.2.4	Results .....	104
3.2.4.1	Biomass and N uptake by CC .....	104
3.2.4.2	Evolution of N uptake by main crops.....	105
3.2.4.3	Evolution of fertilizer use efficiency.....	108
3.2.4.4	Evolution of N leaching .....	109
3.2.4.5	Assessment of net mineralization.....	111
3.2.4.6	Evolution of extra-mineralization due to CC .....	113
3.2.4.7	Relationship between extra N uptake and extra mineralization.....	114
3.2.4.8	Cumulative extra mineralization due to CC.....	116
3.2.5	Discussion .....	120
3.2.5.1	Reducing N leaching with continuous use of CC .....	120
3.2.5.2	Extra N mineralization due to CC .....	121
3.2.5.3	Short term and long term mineralization.....	122
3.2.5.4	N uptake and N use efficiency .....	124
3.2.6	Conclusion.....	126
4	Dynamique de l'azote à long terme en présence de cultures intermédiaires : tests et simulations avec le modèle de culture STICS.....	129
4.1	Résumé .....	131
4.1.1	Introduction .....	131
4.1.2	Matériel et méthodes .....	131
4.1.3	Résultats .....	132

4.1.4	Conclusion.....	133
4.2	Long term nitrogen dynamic with catch crops in temperate country: test and simulations with STICS model.....	135
4.2.1	Abstract .....	135
4.2.2	Introduction .....	136
4.2.3	Materials and methods .....	138
4.2.3.1	Experiments.....	138
4.2.3.2	Overview of STICS model.....	140
4.2.3.3	Input data.....	141
4.2.3.4	Statistical criteria.....	142
4.2.3.5	Evaluation of annual performances of STICS model.....	143
4.2.3.6	Evaluation of continuous simulations .....	143
4.2.3.7	Simulations of various scenarios.....	144
4.2.4	Results .....	146
4.2.4.1	Model calibration .....	146
4.2.4.2	Fertilizer use efficiency.....	147
4.2.4.3	Model evaluation.....	148
4.2.4.4	Model ability to reproduce the effect of agricultural practices .....	151
4.2.4.5	Simulation of mineralization, storage and leaching with CC over 60 years ...	154
4.2.4.6	Effect of abandoning CC.....	159
4.2.5	Discussion .....	163
4.2.5.1	Performances of STICS model on annual and continuous simulations .....	163
4.2.5.2	Mineralization and N storage in soil over 15 years.....	164
4.2.5.3	Long term effects of catch crops and steady state.....	165

4.2.5.4	N stock evolution with continuous CC and effects of global warming .....	166
4.2.5.5	Catch crops efficiency to decrease leaching and fertilization .....	167
4.2.6	Conclusion.....	168
5	Discussion générale-Conclusion .....	171
5.1	Rappel des objectifs de la thèse .....	173
5.2	Avantages et inconvénients de la démarche d'évaluation des effets des pratiques culturales sur le bilan d'azote .....	174
5.2.1	Démarche globale et dispositif.....	174
5.2.2	L'établissement d'un bilan global d'azote sur 13 à 17 ans .....	174
5.2.3	Le calcul de la minéralisation nette de l'azote du sol .....	176
5.2.4	La mise en évidence des effets cumulatifs .....	176
5.2.5	La modélisation par le modèle de culture STICS .....	177
5.3	Validité des hypothèses de travail .....	178
5.4	Les acquis scientifiques sur les effets à long terme des pratiques.....	179
5.4.1	La lixiviation d'azote .....	179
5.4.2	L'absorption d'azote par les cultures .....	180
5.4.3	Le stock d'azote organique et la minéralisation des CI.....	180
5.4.4	Hypothèses sur l'existence d'effets cumulatifs à Boigneville.....	182
5.5	Conclusion pratique.....	182
6	Bibliographie .....	185
7	Plan des annexes.....	203

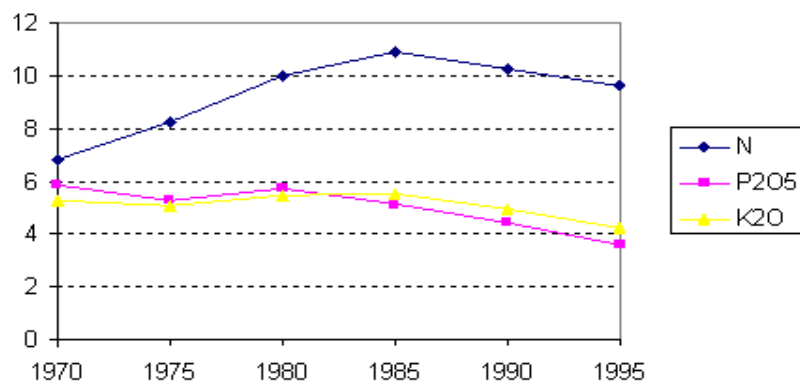
# **1 Introduction**





## 1.1 Contexte agro-environnemental

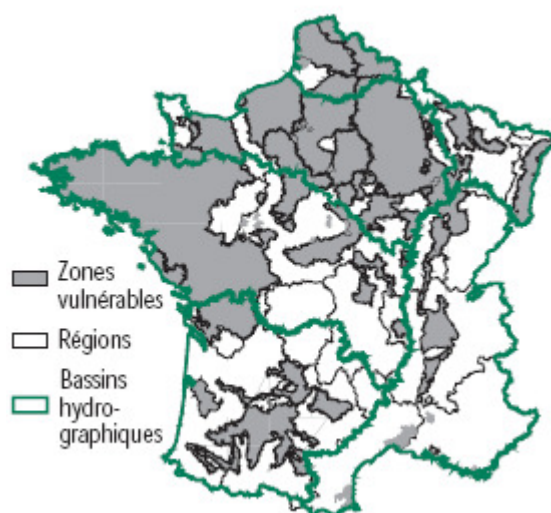
Durant les 40 dernières années, les systèmes de culture se sont fortement intensifiés en Europe. La consommation totale d'engrais azotés est montée en flèche dans les années 1970 et au début des années 1980 (figure 1). Depuis le début des années 1990, cette consommation dépasse celle de la potasse et du phosphate réunis alors qu'elle était à leur niveau en 1970. Cette évolution est à replacer dans le contexte de l'essor de la production agricole en Europe durant cette période, caractérisé par une forte augmentation de la production céréalière après l'introduction de cultures à haut rendement et à haute protection phytosanitaire, un accroissement des cultures oléagineuses et une intensification des cultures fourragères au détriment des prairies permanentes. La consommation d'engrais azotés en Europe tend depuis 2001 à se stabiliser autour de 12 millions de tonnes par an selon la Food and Agriculture Organization (FAO). Ces évolutions ont conduit à l'émergence de problèmes environnementaux liés à l'azote de ces engrais tant dans l'hydrosphère, *via* la pollution nitrique, que dans l'atmosphère avec l'émission de gaz à effet de serre.



**Figure 1:** Consommation apparente d'engrais minéraux dans l'Union Européenne en millions de tonnes (<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>).

La concentration en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) dans les eaux souterraines et superficielles n'a cessé d'augmenter dans beaucoup de zones agricoles intensives de nos régions et de l'union européenne (UE, 2000). La pollution nitrique, des nappes souterraines en particulier, est

reconnue comme principalement d'origine agricole (Addiscott, 2004). La pollution des eaux superficielles est d'origine à la fois urbaine et agricole. Or de fortes concentrations en nitrate entraînent une eutrophisation des rivières à débit lent et des zones côtières. Dans les eaux consommées, elles représentent un risque pour la santé humaine, en particulier chez les nouveau-nés pour qui la transformation du nitrate en nitrite peut provoquer une maladie mortelle appelée méthémoglobinémie où l'hémoglobine ne peut plus fixer l'oxygène. Par ailleurs, l'ingestion de nitrate en quantité excessive est suspectée de favoriser des cancers. Dans le corps humain, les nitrates transformés en nitrites par des bactéries réagiraient avec certains substrats, notamment des amines, amides et acides aminés pour produire des nitrosamines, qui se sont révélées être cancérigènes dans de nombreuses études sur des animaux (US Department of Health and Human Services, 1998). Cependant, l'implication de nitrate dans la production de ces composés cancérigènes reste très controversée. La directive "Nitrate" (91/676/CEE) vise à protéger les eaux souterraines d'une contamination excessive en établissant une norme de potabilité en nitrate de 50 mg l<sup>-1</sup>. Des zones vulnérables sont délimitées en fonction des risques de pollution d'origine agricole. En 2004, le nord-ouest de la France était largement classé en zones vulnérables (figure 2).



**Figure 2:** Délimitation des zones vulnérables de la directive "Nitrate" en 2004-2007 (Source: Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable)

Cette directive incite à la mise en œuvre d'un code de Bonnes Pratiques Agricoles (BPA) adapté régionalement (CEE, 1991). En système de grande culture, ces BPA peuvent consister en un raisonnement de la fertilisation azotée, une gestion des résidus de récoltes (enfouissement) ou l'implantation de Cultures Intermédiaires (CI) pendant les périodes d'interculture, à l'automne et en hiver, quand le risque de lixiviation est élevé. Certaines Mesures Agri-Environnementales (MAE), encouragées par des aides de la Politique Agricole Commune, préconisent une réduction supplémentaire des intrants de 20% par rapport à la dose optimale d'azote recommandée, pour réduire les pertes vers l'environnement. Dans certaines zones sensibles, l'implantation d'un couvert végétal comprenant les CI est rendue obligatoire et ses dates sont déterminées par arrêté préfectoral. Enfin, le 4<sup>ème</sup> programme de la directive Nitrate de 2009 stipule qu'en 2012, 100% des surfaces devront être couvertes pendant les périodes d'interculture. Les repousses de colza, les CI devront être employées en cas d'interculture longue. Certaines intercultures ne seront pas concernées en raison de date de récolte tardive comme c'est le cas pour le maïs grain par exemple. L'élevage intensif est également responsable de fuites de nitrate dans les aquifères; le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) a permis d'améliorer les conditions de stockage et d'épandage des effluents. Il vise les pollutions ponctuelles, principalement liées à de mauvaises conditions de stockage des effluents agricoles, et les pollutions diffuses, par ruissellement et percolation.

La pollution atmosphérique par le protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) et l'ammoniac ( $NH_3$ ) provient majoritairement des écosystèmes agricoles (Cellier et al., 1997). Si l'agriculture ne représente que 9% des émissions de gaz à effet de serre, elle constitue la source principale de protoxyde d'azote dont elle représente plus de 70% des émissions sur l'Union Européenne. Or, le Protocole de Kyoto (1992) stipule que les pays industrialisés devront réduire, sur la période 2008-2012, les émissions de six gaz à effet de serre dont le  $N_2O$  qui contribue à hauteur de 20% au réchauffement global avec un potentiel de réchauffement global (PRG) 300 fois plus élevé que le

CO<sub>2</sub> sur une période de 100 ans (GIEEC-IPPC, 1996). D'autre part, l'ammoniac présent dans l'atmosphère, est principalement issu de la volatilisation des effluents d'élevage mais a également pour source les engrais de synthèse dans une bien moindre proportion. Il provoque des pluies acides qui perturbent les sols et les écosystèmes, diminuent la biodiversité et provoquent l'eutrophisation des milieux. De plus, l'ammoniac contribue fortement à la formation d'aérosols nocifs pour la santé humaine. Les oxydes nitreux (NO<sub>x</sub>) font également partie de ces composés acidifiants; ils contribuent à la formation de l'ozone troposphérique (O<sub>3</sub>) qui est également qualifié de "gaz à effet de serre".

Aux vues de ces pollutions liées à l'agriculture, la maîtrise de l'azote représente un enjeu essentiel pour concilier à la fois durabilité et rentabilité. Les systèmes de culture doivent être optimisés pour obtenir des résultats satisfaisants en terme de productivité tout en limitant leurs impacts négatifs sur l'environnement ; cela implique d'évaluer la pertinence des modes de production préconisés.

## **1.2 Le cycle de l'azote**

Le principal stock d'azote sur Terre est l'atmosphère dont il représente 78 % de la composition sous forme de diazote, N<sub>2</sub>. Son cycle dépend fortement des cycles biologiques, carbonés et hydriques. Les flux d'azote entre la lithosphère, l'hydrosphère, la biosphère et l'atmosphère dépendent de l'intensité de plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques (Figure 2).

Du point de vue de l'agrosystème, ces échanges d'azote peuvent être classés en 3 catégories :

- Les processus de transformation de l'azote au sein du système;
- Les entrées d'azote dans le système, naturelles ou anthropiques;
- Les sorties par exportation des cultures et par fuites vers l'atmosphère et l'hydrosphère.

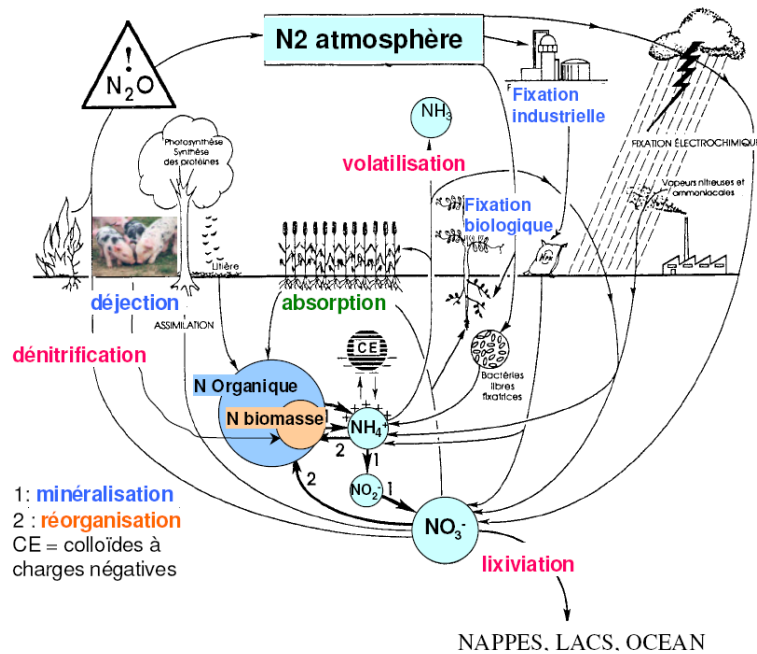
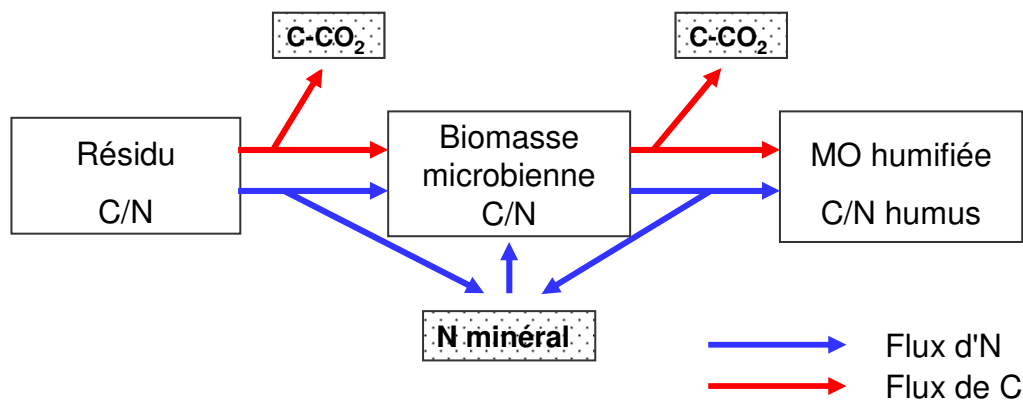


Figure 3 : Le cycle de l'azote (Beaudoin, 2006 d'après Mariotti, 1997)

### 1.2.1 Cycle interne de l'azote du sol

Dans les écosystèmes cultivés, le compartiment d'azote organique du sol est généralement constitué de 3 à 10 t ha<sup>-1</sup> et le pool d'azote minéral d'une dizaine à quelques centaines de kilogrammes par hectare. La répartition de ces deux pools dépend de la minéralisation nette qui est la différence entre la minéralisation brute et l'organisation brute de l'azote dans le sol. Ces processus dépendent notamment de la nature des matières organiques (MO), la température, la teneur en eau du sol, du pH et de la flore microbienne du sol. La minéralisation brute de l'azote organique se produit par une ammonification réalisée par les micro-organismes, à un taux de quelques pourcents par an, en fonction des conditions pédologiques, hydriques et thermiques. Les ions  $NH_4^+$  peuvent ensuite subir une nitrification réalisée par des populations de bactéries nitrifiantes pour donner du nitrate; cette étape peut provoquer la libération de  $N_2O$ . Les ions  $NO_3^-$  ne sont pas fixés par le complexe absorbant du sol et restent en solution, contrairement aux ions  $NH_4^+$ . La réaction d'ammonification est généralement considérée comme limitante par rapport à la nitrification avec pour conséquence des quantités de nitrate dans le sol plus élevées que les

ions ammonium, excepté dans le cas des sols hydromorphes ou acides. L'azote organique du sol peut avoir diverses origines : les résidus de culture, les amendements organiques, la matière organique humifiée ou la biomasse microbienne. L'azote des résidus de culture retournés au sol est partiellement mais rapidement minéralisé, d'autant plus vite que les résidus sont jeunes avec un rapport C/N faible (Trinsoutrot et al., 2000), tandis que la majorité de cet azote est humifié par voie fongique, microbienne ou chimique. L'humus constitue une réserve d'azote organique relativement stable dans le sol avec des temps de résidence de quelques mois à plusieurs dizaines d'années. La minéralisation de l'humus est beaucoup plus lente que celle des résidus frais à cause de phénomènes qui constituent encore des voies de recherche. Plusieurs hypothèses sont avancées pour expliquer cette stabilité, notamment la protection physique des matières organiques du sol par les agrégats, la récalcitrance chimique de certaines molécules complexes des MO ou la protection physico-chimique par adsorption, humification ou complexation des MO avec les particules du sol (Six et al., 2002). Ces processus de dynamique de l'azote dans le sol sont fortement liés au cycle du carbone (Figure 4).



**Figure 4** : Représentation schématique simplifiée des flux d'N et de C dans le sol (Nicolardot et al., 2001)

Le rapport C/N des matières organiques détermine en grande partie les vitesses d'humification et de minéralisation (Nicolardot et al., 1997) mais n'est pas suffisant notamment pour prédire la vitesse de minéralisation des effluents d'élevage (Ambus et al., 2002) dont il est nécessaire de connaître la part rapidement minéralisable. Le pool de matière organique du sol est également

alimenté par l'azote minéral qui est assimilé par les micro-organismes: c'est l'organisation brute. Cette organisation de l'azote minéral du sol est d'autant plus importante que le pool d'azote organique du sol est élevé et que la biomasse microbienne est importante. La prévision des flux de minéralisation et d'organisation d'azote est un verrou majeur de la maîtrise du cycle de l'azote en agriculture du fait de la multiplicité des facteurs contrôlant ces flux et de l'effet des variables climatiques.

### **1.2.2 Les entrées d'azote dans l'agrosystème**

Les entrées d'azote peuvent être de source anthropique, par les apports d'engrais organiques (lisiers, effluents d'élevage,...) et minéraux issus de la fixation industrielle Haber-Bosch sous forme solide ou liquide. Ces apports représentent la majorité des entrées dans les écosystèmes cultivés intensifs. L'azote entre aussi naturellement, par fixation symbiotique ou libre et par dépôts atmosphériques. La fixation symbiotique de l'azote atmosphérique est réalisée par des bactéries du genre *Rhizobium* en symbiose avec des plantes supérieures légumineuses et par des actinomycètes du genre *Frankia* pour certaines plantes ou arbres. Elle peut représenter jusqu'à plusieurs centaines de kilogrammes d'azote par hectare et par an mais est inhibée par la présence d'azote minéral dans le milieu (Streeter, 1988). La fixation libre est réalisée par des micro-organismes (bactéries, cyanophycées) et représente de faibles quantités d'azote hors des sols inondés. Les dépositions atmosphériques peuvent être classées en deux catégories: les dépositions sèches et humides. Ces dernières sont mesurables dans l'eau de pluie tandis que la première catégorie est plus difficile à estimer. Ces dépositions sont estimées à environ 20-30 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> en France en moyenne mais peuvent être beaucoup plus importantes à proximité de certaines zones d'activité industrielle ou d'importantes agglomérations.



### 1.2.3 Les exportations et fuites d'azote dans l'environnement

Les exportations des cultures, la lixiviation d'azote et les émissions gazeuses par nitrification, dénitrification et volatilisation sont les processus responsables des sorties d'azote de l'agrosystème.

Les exportations d'azote par les cultures peuvent représenter de quelques dizaines à plusieurs centaines de kilogrammes d'azote par hectare et par an; elles dépendent notamment de la nature de la culture, de sa production et de la gestion des résidus qui sont soit exportés, soit restitués au sol. La lixiviation de nitrate constitue le principal phénomène responsable du transfert de l'azote du sol vers les écosystèmes aquatiques, le ruissellement participant surtout dans le cas de culture sur des terrains en pente. C'est un processus purement physique qui dépend du drainage et de la concentration en nitrate du sol. Contrairement à l'ammonium, le nitrate reste soluble dans la solution de sol, il est donc facilement lessivable en cas de drainage. Etant conditionnée par la présence d'azote sous forme de nitrate, la lixiviation varie selon la minéralisation nette de l'azote du sol au sein du système et les apports d'azote minéral. L'azote lixivié se retrouve ensuite dans les eaux ou peut être dénitrifié au niveau des ripisylves notamment, pouvant entraîner des émissions de  $N_2O$  (Fustec et al., 1991). Une certaine quantité d'azote organique peut également être lixivié; certaines études suggèrent que ce processus pourrait être non négligeable, de 6 à 20% de l'azote total lessivé (Siemens and Kaupenjohann, 2002; Matlou and Haynes, 2006). Cependant, l'étude de la lixiviation étant principalement axée sur le nitrate, peu de chiffres sont disponibles sur ce processus.

L'azote est libéré dans l'atmosphère par la dénitrification des ions nitrates ( $NO_3^-$ ) en diazote ( $N_2$ ) qui est un processus microbien anaérobie favorisé par des conditions hydromorphes. La réaction n'étant pas toujours totale, elle provoque la libération de protoxyde d'azote et d'autres oxydes nitreux en faible quantité. Des pertes de  $N_2O$  dans l'atmosphère peuvent également être provoquées par la nitrification d'ions  $NH_4^+$  en  $NO_3^-$ . La volatilisation d'azote ammoniacal

(NH<sub>3</sub>), quant à elle, se produit en présence d'ammonium à la surface du sol; c'est un processus physico-chimique favorisé par une faible humidité ainsi qu'un pH et des températures élevés.

Dans les systèmes de cultures, le contexte pédoclimatique interagissant avec les techniques influe sur les flux d'azote. Nous nous intéresserons donc à certains de ces facteurs dans les paragraphes suivants en analysant comment ils agissent sur le cycle de l'azote et les insuffisances dans les connaissances concernant leurs impacts, selon les échelles de temps considérées, principalement sur des échelles de temps longues.

### **1.3 La maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes**

#### **1.3.1 Le contexte pédoclimatique**

Parmi les facteurs influant sur les stocks et flux d'azote dans les agrosystèmes, le contexte pédoclimatique est de grande importance. Il conditionne notamment le drainage qui dépend de la pluviométrie et de la capacité de rétention d'eau du sol. Ce dernier provoque le lessivage du nitrate auquel le sol est plus ou moins sensible, en fonction de sa conductivité hydraulique. La faune microbienne du sol détermine l'intensité de nombreux processus tel que la minéralisation de l'azote et du carbone, la dénitrification et la fixation symbiotique. D'autres processus physico-chimiques dépendent également fortement de la température ainsi que du pH du sol comme la volatilisation ammoniacale. Les conditions climatiques et pédologiques dans lesquelles nous nous plaçons influencent donc grandement le cycle de l'azote. Il peut être partiellement maîtrisé par des apports d'amendements organiques, de calcaire et la pratique d'améliorations foncières telles le drainage agricole ou l'irrigation. Il est enfin possible d'adapter au mieux le système de culture au contexte pédoclimatique dans lequel il se trouve, afin de limiter les impacts environnementaux liés aux fuites d'azote du système et assurer la durabilité des systèmes agricoles.

## **1.3.2 Le choix des cultures**

Le choix du type de cultures, la mise en place d'une monoculture ou d'une rotation culturale (biennale, triennale,...) et les pratiques culturales associées permettent d'agir sur les processus de transformation de l'azote et ses échanges avec l'hydrosphère et l'atmosphère. Ainsi, certains systèmes de culture tendent à favoriser les pertes d'azote par lixiviation ou par voie gazeuse alors que d'autres les limitent. La rotation culturale permet de rompre les cycles d'organismes nuisibles associés à un type de culture donné; l'alternance de différentes familles de plantes limite le développement d'adventices. De plus, l'introduction d'une culture légumineuse apporte de l'azote issu de la fixation symbiotique. La nature et la quantité de résidus enfouis dans le sol vont également contribuer à la qualité de la matière organique du sol et donc à sa fertilité. Selon les cultures choisies, les périodes d'interculture pendant lesquelles le sol est nu sont de durée variable. Lors d'intercultures longues, il est possible d'introduire des cultures intermédiaires pour réduire les fuites de nitrate par lessivage.

Si l'intensité des processus de transformation de l'azote varie considérablement avec les conditions pédoclimatiques et les choix dans la succession des cultures; les techniques associées mises en œuvre entrent également en ligne de compte notamment le raisonnement de la fertilisation, les modalités de travail du sol ou l'implantation de CI. Différents impacts de ces pratiques culturales peuvent être identifiés selon l'échelle de temps considérée. Nous nous intéresserons particulièrement aux effets observés à long terme, soit une échelle d'une dizaine d'année au moins.

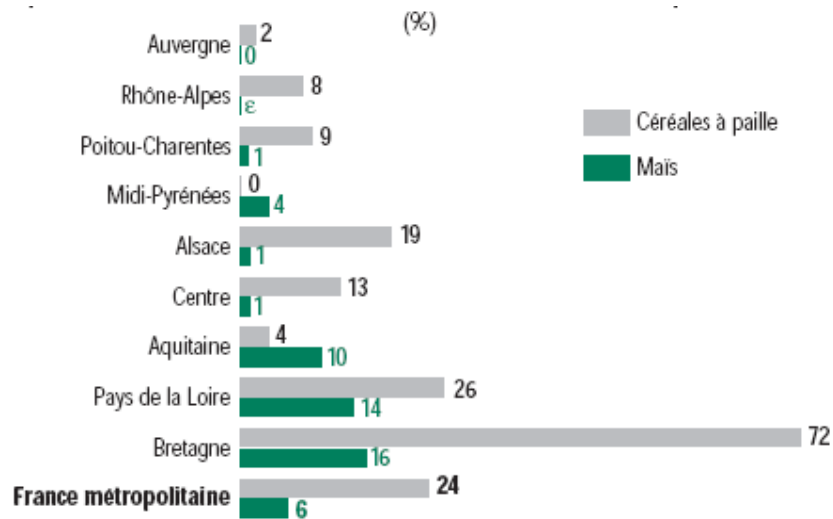
## **1.3.3 Les pratiques culturales**

### **1.3.3.1 Les Cultures Intermédiaires**

Les cultures intermédiaires sont, comme leur nom l'indique, des cultures supplémentaires implantées entre deux cultures de rente. Les CI peuvent avoir plusieurs buts, plus ou moins

compatibles. Traditionnellement, deux types de CI étaient pratiqués: l'engrais vert, pour nourrir la culture suivante et enrichir le sol, et la culture dérobée, utilisée comme fourrage. Sont apparues plus récemment, à des fins environnementales, les CIPAN pour piéger le nitrate éventuellement semés sous couvert, la culture de couverture pour lutter contre l'érosion et la culture de service pour maintenir le niveau structural.

Certaines cultures implantées tôt en automne, tel le colza et l'escourgeon, réduisent fortement le stock d'azote minéral de fin d'automne, si elles ne sont pas fertilisées. Cependant, pour les cultures annuelles de printemps, le risque de pertes par lixiviation se situe principalement au moment de l'interculture, la gestion de celle-ci est donc essentielle pour limiter la lixiviation du nitrate lors des périodes de fort drainage, notamment en automne et hiver. Il est souhaitable d'implanter des cultures intermédiaires (CI) dites pièges à nitrate aux vues de leur capacité d'absorption de l'azote. L'implantation de ces CI pendant l'interculture permet d'absorber à la fois l'azote minéral laissé dans le sol à la récolte de la culture principale et celui minéralisé pendant l'automne afin de limiter le lessivage d'azote. La possibilité d'implanter une CI est liée à la date de récolte du précédent. En France, l'implantation de cultures intermédiaires après une céréale à paille concernait 24% de la superficie alors que celle suivant un maïs grain n'en représentait que 6% en 2006, lié aux dates de récolte tardive (Figure 5). Cependant, il est possible de semer une culture de ray gras sous couvert d'un maïs afin d'accélérer le piégeage de l'azote après la récolte de celui-ci.



**Figure 5:** Superficies en pourcentage avec implantation d'une culture intermédiaire selon le précédent en 2006 (Source: Agreste-Enquête sur les pratiques culturales 2006).

Les espèces utilisées initialement comme pièges à nitrate sont des Crucifères, Phacélies et Graminées. Le potentiel d'absorption de l'azote de ces cultures est très important, jusqu'à  $150 \text{ kg N ha}^{-1}$  pour  $4 \text{ tMS ha}^{-1}$  produite en conditions non limitantes (Laurent et al., 1995). Bien installées, les CI immobilisent en moyenne de  $50$  à  $90 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Pour une immobilisation optimale, la CI doit être implantée assez tôt pour piéger l'azote avant la période de fort drainage et ne pas être détruite trop tardivement afin que l'azote soit disponible pour la culture suivante. Pour les climats de la moitié nord de la France, les dates de levée permettant une absorption maximale d'azote se situent entre le 15 août et le 15 septembre (Dorsainvil, 2002); la destruction devant avoir lieu au plus tôt le 15 décembre et au plus tard le 15 février selon les régions considérées. Les expérimentations sur les 15 dernières années montrent que les CI installées fin août et détruite en novembre-décembre accumulent entre  $10$  et  $180 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  (Vos et al., 2004). La présence des CI sera d'autant plus efficace pour limiter la lixiviation d'azote que la fertilisation est excédentaire ou que des amendements organiques à forte libération d'azote sont apportés après récolte. Certaines espèces de légumineuses telles le trèfle ou la vesce peuvent également être utilisées comme cultures intermédiaires. Le principe étant d'allier une limitation des fuites de nitrate pendant l'interculture et une fourniture d'azote accrue pour les cultures

suivantes. Bien que la réduction du lessivage soit plus limitée avec ce type de culture, elles permettent d'augmenter la disponibilité en azote pour la culture suivante (Askegaard et al., 2008). Des associations de cultures légumineuses et non légumineuses sont également testées pour déterminer le meilleur compromis entre les deux systèmes (Kuo and Jellum, 1998). Dans la présente étude, nous ne nous intéresserons cependant qu'aux CI non légumineuses.

Les CI réduisent l'azote minéral du sol pendant la période de drainage et sont un moyen efficace de réduire le lessivage. Plusieurs résultats confirment d'ailleurs leur efficacité à court terme (Aronsson et Tortensson, 1998; Vos et al., 2004; Tonitto et al., 2006). L'implantation de CI entraîne une réduction de la concentration en nitrate de 20 à 90% dans les eaux de drainage selon le type de sol et le climat (e.g. Askegaard et al., 2005; MacDonald et al., 2005). Sur une rotation, leur effet positif diminue par rapport à celui de l'année car les CI ne sont généralement pas implantées tous les ans (Beaudoin et al., 2005). Malgré la réduction importante de la lixiviation d'azote, l'impact des CI sur la quantité d'eau drainée est cependant faible sauf en cas de semis précoce, de 10 à 25 mm par tonne de matière sèche produite selon Dorsainvil (2002). Dans le cas de sols très argileux ou de contexte de faible drainage, les CI peuvent être contre-indiquées et pourraient même compromettre la recharge de la nappe phréatique. A la destruction de la CI, l'azote de ses résidus est en partie rapidement minéralisé tandis que l'autre est humifiée. Selon Ellert (2006), une part des apports organiques entre dans la fraction organique passive et ne sera minéralisable qu'après plusieurs années. La restitution rapide est d'autant plus faible que le C/N des résidus est élevé; cette phase peut être précédée d'une organisation de l'azote minéral du sol plus ou moins importante à la suite de la destruction d'une CI à C/N élevé (Trinsoutrot et al., 2000). La fertilisation azotée peut ainsi être ajustée en fonction de la minéralisation de la CI sous la culture principale. En conséquence, suivant les caractéristiques de la CI, les effets sur la production de la culture suivante sont variables, du négatif au positif (Thorup-Kristensen et al., 1998). L'impact des CI sur les émissions gazeuses d'azote est peu connu. Une étude de Baggs et

al. (2000) indique que l'incorporation de CI entraîne une réduction des émissions gazeuses de N<sub>2</sub>O de 50% sur les 19 jours suivant l'enfouissement par rapport à une situation de sol nu.

A plus long terme, les CI successives entraîneraient une augmentation de la minéralisation de l'azote du sol probablement liée à un accroissement de la part d'azote organique labile après 3 à 7 ans (Thorup-Kristensen et al., 2003). Cette augmentation de la minéralisation sur le long terme expliquerait qu'après plusieurs années de CI (5 ou 19 ans), leur arrêt provoque un accroissement de la lixiviation, supérieure au témoin, pendant au moins quatre années (Thomsen and Christensen, 1999; Hansen et al., 2000). Elle pourrait aussi expliquer que, dans certains cas, les rendements soient légèrement accrus par rapport à ceux d'une culture identique précédée d'un sol nu au lieu de la CI (Hansen and Djurhuus, 1997b). Ainsi, l'implantation successive de CI pourrait permettre de limiter la fertilisation azotée pour l'obtention d'un rendement identique à celui d'un témoin sans CI (Hansen et al., 2000). Cependant, il existe trop peu de résultats des effets à long terme sur la production et la fertilisation pour pouvoir les généraliser. Par ailleurs, la minéralisation supplémentaire due aux CI pourrait également accroître les émissions gazeuses selon les simulations du modèle FASSET (Berntsen et al., 2006).

Les changements du stock de matière organique du sol (MOS) sont très lents (Kuo et Jellum, 2000). L'augmentation de l'azote du sol liée à des CI répétées peut aller jusqu'à 26 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> sur un mètre de sol pendant 28 ans d'expérimentation (Bernsten et al., 2006). Les effets des CI ne sont donc évaluables qu'à l'échelle de la dizaine d'années au minimum pour détecter tous les impacts de cette pratique.

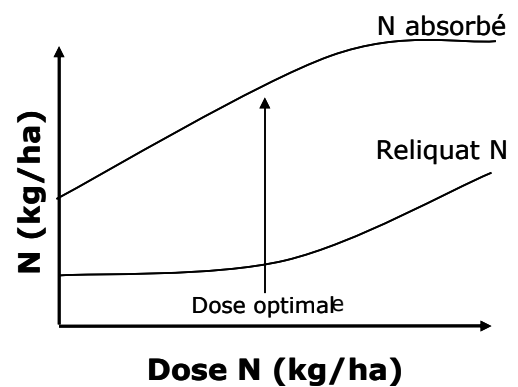
### **1.3.3.2 La fertilisation azotée**

La fertilisation azotée vise à augmenter la production des cultures. Elle représente le premier poste de consommation énergétique en agriculture (Gosse et Mérylot, 1997) et joue sur les risques de pollution. L'intérêt d'une gestion raisonnée, tant sur les quantités apportées que sur le

fractionnement des apports en fonction des besoins de la culture, est évident au moins sur le plan environnemental (Lacroix et al., 2004).

Les courbes de réponse des cultures aux engrais azotés présentent une relation croissante entre le rendement et la dose d'azote jusqu'à un plateau. Une fois le rendement maximal atteint, la culture absorbe encore de l'azote, c'est la consommation dite "de luxe". Le rendement obéit à la loi des accroissements moins que proportionnels à la dose d'azote (Meynard et al., 1997). La dose optimale d'azote est celle pour laquelle soit la production maximale, soit le meilleur optimal économique est obtenu (Simon et Le Corre, 1992). La fertilisation est dite équilibrée ou ajustée lorsque la dose d'azote apportée correspond à la dose minimale permettant d'atteindre un rendement donné.

Sous culture annuelle, l'azote excédentaire est en partie absorbé par la culture et augmente le taux de protéines ; la quantité restante est soit organisée, retrouvée sous forme minérale à la récolte, augmentant le risque de lessivage du nitrate pendant l'interculture, ou perdue par émissions gazeuses (figure 6).



**Figure 6 :** Evolution de l'azote absorbé par la culture et du reliquat d'azote minéral à la récolte selon le niveau de fertilisation azotée (Ter Steege et al., 2001).

Quand la fertilisation azotée se situe au-dessus de la dose optimale, le reliquat d'azote à la récolte croît rapidement entraînant un accroissement du risque des pertes de nitrate par lixiviation (Fauvel et Morvan, 1998; Laurent, 1999). Pour minimiser les pertes par lixiviation à la destruction de la culture, le reliquat d'azote à la récolte doit être réduit. Les apports d'engrais sous forme organique (fumiers de bovins, composts; lisier) ont des effets un peu différents de la fertilisation exclusivement minérale. Cependant nous ne nous y intéresserons pas dans cette étude.

A long terme, les impacts de la fertilisation sont moins bien connus, principalement concernant

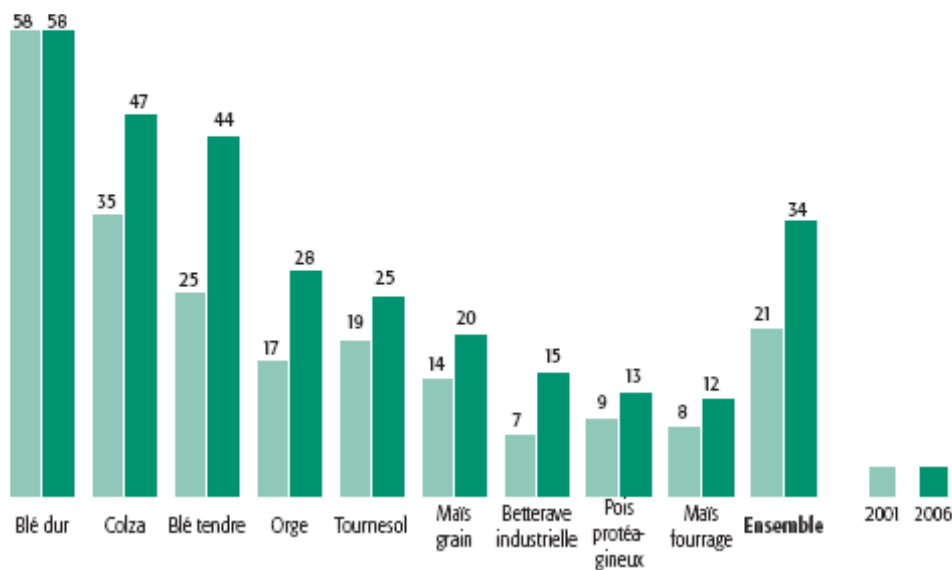


une réduction de celle-ci de 20% sous la dose optimale recommandée, comme préconisée par les MAE. Une fertilisation azotée non raisonnée augmente le stock d'azote facilement minéralisable au bout d'une douzaine d'années, pouvant provoquer une augmentation de la minéralisation (Recous et al., 1997b; Addiscott et al., 2004). Selon certaines études, l'effet de la réduction d'intrants au-dessous de la dose optimale sur le long terme pourrait être plus fort sur la réduction de fuite du nitrate (Dorsainvil et al., 2002) et devenir majeur au bout de 30 ans (Gomez et al., 2002).

Ainsi, les impacts à court terme de la fertilisation azotée sont multiples et concernent la production, le reliquat d'azote minéral à la récolte, l'organisation de l'azote du sol mais aussi sur les pertes par lixiviation et émissions gazeuses. Sur le long terme, il apparaît que les processus soient moins connus, notamment concernant l'effet d'une réduction de la fertilisation azotée sous la dose optimale.

### **1.3.3.3 Le travail du sol**

Les techniques culturales simplifiées (TCS) sont des méthodes limitant le travail du sol. Ces TCS permettent de limiter l'érosion et sont largement répandues dans les agrosystèmes fragiles de pays tropicaux, comme en Amérique du sud où les sols sont superficiels. Les TCS peuvent aller d'une préparation très sommaire sur la ligne de semis, le semis direct, jusqu'à un déchaumage complet sur l'intégralité de la surface. Ces techniques nécessitent moins de matériel agricole mais peuvent favoriser le développement des adventices et des parasites entraînant parfois l'emploi d'une plus grande quantité de produits chimiques. En France, un tiers des cultures annuelles ont été implantées sans retournement préalable du sol en 2006 alors que le non-labour concernait seulement 21% des surfaces en 2001 (Figure 7). Cependant, si certains agriculteurs adoptent définitivement les TCS, la plupart d'entre eux alternent semis direct et labour sur une même parcelle.



**Figure 7:** Superficies (en %) de grandes cultures semées sans labour préalable en 2001 et 2006 (Source: Agreste – Enquêtes pratiques culturales 2001 et 2006).

Les réponses du travail du sol sur le rendement des cultures et leur nutrition azotée varient selon les interactions entre la fourniture d’azote et les différents facteurs du milieu. Or, les effets au champ du non labour sur la fourniture de l’azote sont encore peu établis.

Le non labour entraîne une augmentation du taux de matière organique en surface (Murage et al., 2007; Rossella et al., 2007). Un stock global supérieur sur une profondeur équivalente à la couche labourée est souvent observé mais pas systématique (Arrouays et al., 2002; Manley et al., 2005). La minéralisation annuelle de l’azote semble peu affectée même si des variations temporelles sont observées. Sur 32 ans, il n’existe pas de différence significative entre un semis direct et un labour pour la minéralisation nette calculée par le modèle LIXIM (Oorts, 2007a). En non labour, une dénitrification plus active peut entraîner une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O (Scott et al., 2000; Almaraz et al., 2009) mais certaines études montrent que ce phénomène n’est pas systématique et dépend de multiples facteurs (Venterea et al., 2005; Halvorson et al., 2008).

Les transferts hydriques et les fuites de nitrate sont également affectés par le travail du sol avec une réduction du ruissellement en cas de non labour (Réal et al., 2005) et une amélioration de la rétention d’eau du sol (Rossella et al., 2007). Les impacts sur l’infiltrabilité varient selon

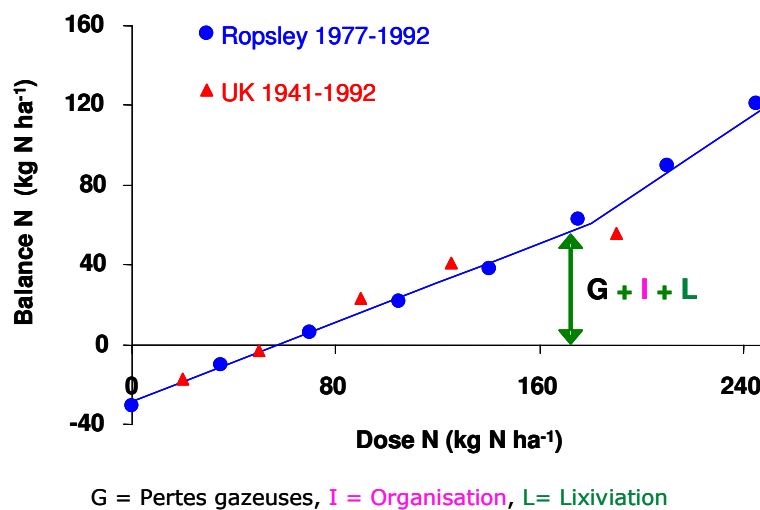
plusieurs facteurs, notamment le type de sol et les pratiques culturales, et évoluent avec le temps. L'évaporation est généralement réduite en semis direct par la présence d'un mulch (Oorts, 2006). Les résultats disponibles sur le drainage et les pertes d'azote par lixiviation sont contradictoires (Germon et al., 1994; Hansen and Djurhuus, 1997a; Nissen and Wander, 2003). Il semblerait que la reprise du labour après une longue période de non labour augmenterait les risques de fuites de nitrate par rapport à des conditions de labour régulier (Catt et al., 2000). Cependant, le non labour permanent est une situation extrême, les agricultures alternant labour et non labour.

#### **1.4 Les méthodes d'évaluation des systèmes de culture**

Plusieurs méthodes permettent l'évaluation des systèmes de culture. Une première approche consiste en l'utilisation d'indicateurs dont le choix dépendra des objectifs et de l'échelle spatiale. Les indicateurs sont des outils pratiques et simples d'utilisation; ils sont souvent basés sur des systèmes plus complexes qui ont été simplifiés afin d'être utilisables dans des situations variées et par différents utilisateurs. Certains indicateurs sont adaptés pour des études à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation (balance azotée) ou à des échelles plus globales (indicateurs IPCC). Des outils expérimentaux sont également utilisés pour réaliser des évaluations; il s'agit plus particulièrement de dispositifs de mesure de drainage et de lessivage, de mesure de pertes gazeuses ( $N_2O$ ,  $CO_2$  et  $NH_3$ ) ou de suivis isotopiques. Ces outils sont plutôt spécifiques à la recherche et sont davantage utiles pour développer des modèles ou des indicateurs opérationnels. Les modèles sont des outils utiles dans le domaine de l'évaluation; il en existe une grande variété destinée à simuler divers processus à des échelles spatiales et temporelles très variables. Ce sont des représentations simplifiées de la réalité qui peuvent être orientées vers la recherche ou adaptées à des usages pratiques, pour piloter la fertilisation par exemple. Nous nous intéresserons ici à la fois à des indicateurs (balance azotée, efficacité de la fertilisation), des outils de mesure (drainage et lessivage) ainsi qu'à la modélisation.

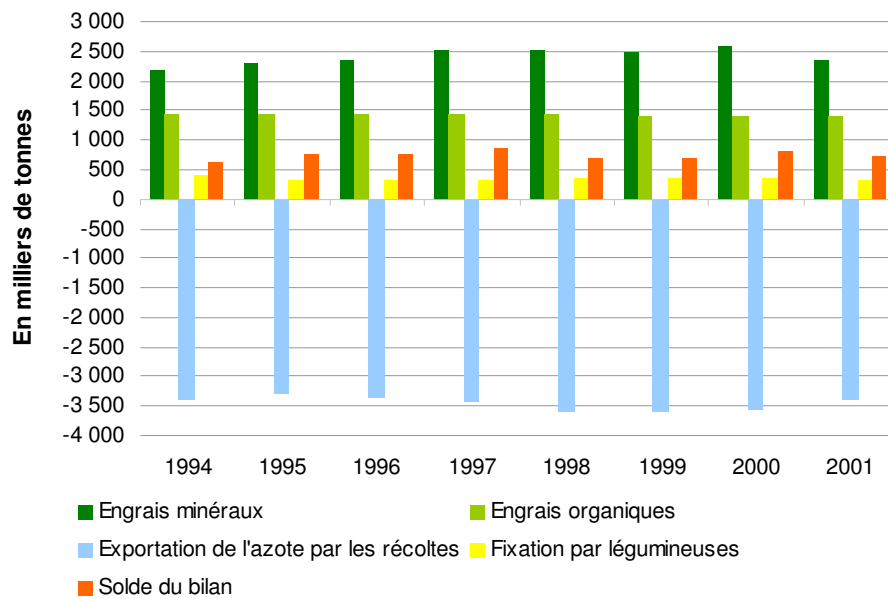
### 1.4.1 La balance azotée

La balance azotée est le bilan des entrées et des sorties d'azote du système sol au pas de temps annuel ou pluriannuel; c'est-à-dire qu'elle est égale à la somme des dépôts atmosphériques, de la fixation symbiotique et des apports d'engrais minéraux auxquels sont retranchés les exportations d'azote par la culture. Elle est un indicateur de l'enrichissement du milieu en azote donc du risque de pollutions des ressources naturelles (eau et air). Elle est linéairement corrélée à la dose d'azote apportée sur une large gamme (figure 8). Sur le long terme, la balance d'azote représente la somme des termes de lixiviation, pertes gazeuses et d'organisation d'azote dans le sol. Cette balance azotée est conditionnée par la dose d'azote apportée mais également par la nature de la culture et le devenir de leurs résidus.



**Figure 8** : Relation entre la balance azotée et la dose d'azote apportée établie sur des essais de longue durée (Mary et al., 2002).

En France, l'évolution de la balance azotée globale, calculée comme la différence des apports d'azote par fertilisation et par fixation symbiotique et les exportations par les cultures, montre une stabilisation pendant la période 1994-2001 (Figure 9).



**Figure 9:** Evolution du bilan d'azote national (hors dépôts atmosphériques) sur 1994 - 2001 (Source: ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales (Scees)).

La fertilisation peut être excédentaire et la balance azotée déficitaire ou inversement. Par contre, une balance azotée fortement excédentaire ne peut qu'engendrer de fortes pertes vers l'atmosphère et l'hydrosphère avec des répartitions variables entre ces deux compartiments (Mary et al., 2002). Il est donc nécessaire de s'intéresser conjointement à la dose d'azote apportée et à la balance pour établir les impacts de la fertilisation sur le cycle de l'azote au sein du système de culture. Cependant, bien que la balance azotée soit un indicateur de l'enrichissement du milieu, elle ne constitue pas un indicateur de lixiviation de nitrate, ces deux variables n'étant que peu ou pas corrélées pour des balances qui ne sont pas fortement excédentaires (Sieling et Kage, 2006).

#### 1.4.2 L'efficacité d'utilisation de l'azote

Un autre indicateur d'efficacité de la fertilisation azotée est l'efficacité d'utilisation de l'azote par la culture qui fait l'objet de diverses définitions. Cette efficacité peut être notamment définie comme la quantité de matière sèche produite par unité d'azote apportée ou encore la quantité

d'azote absorbée par unité d'azote apportée. Si la première est facile à calculer, la deuxième peut être mesurée de plusieurs manières. Elle peut être simplement calculée comme la quantité d'azote dans la culture par unité d'azote apportée; dans ce cas, il s'agit d'une efficacité d'utilisation de l'azote et non de l'engrais. La comparaison avec un témoin non fertilisé permet de déterminer le supplément d'azote absorbé résultant de l'apport d'engrais. Ce supplément d'azote absorbé est supposé provenir de l'engrais, or il peut être en partie le fruit d'une modification de la fourniture d'azote par le sol lié à l'apport d'azote minéral dans le milieu. Ainsi, cette efficacité est appelée coefficient apparent d'utilisation de l'engrais (Stevens et al., 2005). Le marquage de l'engrais à l'azote 15 (§1.4.4) permet de déterminer une efficacité encore plus proche du processus d'absorption de l'azote provenant de l'engrais par la plante (Glendining et al., 2001). Ces mesures d'efficacité s'intéressent uniquement à la plante; elles sont moins intégratives que la balance azotée.

### **1.4.3 Les outils expérimentaux de mesure du drainage et de la lixiviation**

Plusieurs dispositifs permettent de mesurer expérimentalement les volumes d'eau drainée et la concentration en solutés de ces eaux. Parmi eux, les plus communément utilisés sont les lysimètres, ouverts ou fermés, les bougies poreuses, les drains artificiels ou encore les résines. Chacune de ces techniques présente des avantages et des inconvénients tant dans leur mise en œuvre et leur coût que dans leurs performances pour mesurer les variables d'intérêts (Weihermuller et al., 2007). Nous nous intéresserons aux dispositifs les plus souvent rencontrés pour la mesure des concentrations nitriques: les lysimètres et les bougies poreuses.

Les lysimètres fermés consistent en des colonnes de sol cloisonnées dont le fond, en général d'un à deux mètres de profondeur, est équipé d'une plaque permettant de collecter les eaux qui percolent. Ces colonnes de sol peuvent être constituées soit d'un monolithe de sol, soit de sol reconstitué par horizons; ce deuxième type est plus courant que le premier. Le choix d'un

monolithe de sol, bien que plus difficile à mettre en œuvre s'avère impératif pour des sols particuliers comme des rendzines sur craie à poche de cryoturbation selon Muller (2002). Les bilans entrées – sorties sur ce type de dispositifs sont faciles à établir, les limites du système d'étude étant bien définies. Un des inconvénients majeurs des lysimètres est qu'ils ne prennent pas en compte les mouvements d'eau latéraux et peuvent entraîner des écoulements préférentiels (Schoen et al., 1999). De plus, la présence d'un plancher drainant empêche les remontées d'eau capillaires et les pratiques culturales y sont difficilement reproductibles.

Les lysimètres ouverts sont dépourvus de paroi latérale. La structure du sol n'est pas ou peu perturbée car la méthode consiste à insérer une plaque drainante dans le sous-sol (Keller et al., 1991). Ils sont moins coûteux que les lysimètres fermés et ne gênent pas les opérations de travail du sol en parcelle cultivée. Il existe cependant plus d'incertitude par rapport aux volumes drainés par unité de surface du fait du non cloisonnement vertical.

Les bougies poreuses sont des capteurs permettant de prélever la solution du sol. Elles sont fréquemment utilisées pour étudier la qualité de l'eau *in situ* (Addiscott, 1990); la matière poreuse la plus utilisée est la céramique. Elles sont implantées dans le sol dans la zone sous racinaire. La cupule cylindrique de la bougie est reliée à deux capillaires par lesquels la solution de sol est prélevée grâce à l'application d'une dépression. Simples de mise en œuvre, elles ne perturbent que peu le sol et les pratiques culturales. Elles peuvent rester en place de nombreuses années et sont donc adaptées à des dispositifs expérimentaux de longue durée, tout comme les lysimètres. Elles ne permettent cependant pas de mesurer les volumes drainés et doivent donc être couplées à des méthodes de bilan hydrique à partir de données météorologiques ou des dispositifs lysimétriques pour estimer les quantités d'azote lessivé. Il est nécessaire d'installer plusieurs bougies poreuses pour mieux représenter la variabilité spatiale; de bons résultats étant obtenus avec 6 à 8 bougies par parcelle (Vos et al., 2004).

Les travaux de Lafleur et al. (1988) puis de Webster et al. (1993) ont montré de bonnes

concordances entre les mesures de concentrations nitriques et de quantité d'azote lessivé obtenues par lysimétrie (lysimètres fermés) et bougies poreuses couplées à une méthode de bilan hydrique pour estimer le drainage. Ces mêmes auteurs ont également trouvé des volumes d'eau drainée semblables entre la méthode de bilan hydrique et les lysimètres. L'estimation des concentrations nitriques dans les eaux drainées à partir des quantités d'azote minéral mesurées dans les horizons profonds du sol est considérée moins fiable que les estimations par bougies et lysimètres par ces auteurs.

#### **1.4.4 Les méthodes isotopiques pour étudier les transformations de l'azote**

L'azote est présent naturellement sous forme  $^{14}\text{N}$  et  $^{15}\text{N}$ , la première forme étant largement majoritaire. La deuxième forme, l'azote 15, peut être utilisée comme un traceur de certains processus de transformation de l'azote.

Il est possible de suivre l'azote  $^{15}\text{N}$  dans le système tel qu'il est naturellement présent: c'est le traçage isotopique. Le principe de base est que les liaisons établies entre éléments isotopiques lourds se rompent moins facilement, donc plus lentement : le réactif a donc tendance à s'enrichir en isotope lourd et le produit à s'appauvrir (Mariotti 1982). Ainsi selon l'intensité de fractionnement de certains processus comme la volatilisation ou la nitrification par exemple, le produit sera plus ou moins enrichi en azote 15.

Une deuxième méthode consiste à enrichir en  $^{15}\text{N}$  l'engrais ou les résidus de cultures afin de pouvoir suivre leur devenir: c'est le marquage isotopique. L'engrais peut être enrichi au moment de sa fabrication et les résidus enrichis sont obtenus à partir d'une culture fertilisée avec l'engrais marqué (Nicolardot et al., 1995). Cette technique permet de suivre le devenir de ces deux composés dans le sol, les cultures ou encore les eaux de drainage avec l'équipement adéquat. L'analyse isotopique par spectrométrie de masse des diverses fractions permet de calculer quelle quantité de l'engrais ou du résidu se retrouve dans cette fraction après un temps donné.



### 1.4.5 La modélisation

Le principal avantage de la modélisation par rapport aux approches expérimentales est de pouvoir simuler une gamme très large et diverse de scénarios à moyen et long terme; bien qu'un couplage des deux approches soit inévitable car ces méthodes sont complémentaires. L'utilisation d'un modèle permet d'éviter la lourdeur de l'expérimentation de terrain mais aussi d'accéder à des variables qui ne sont pas facilement mesurables comme, par exemple, les flux d'azote dans le sol à partir des mesures de stock tels que les calculent le modèle LIXIM (Mary et al., 1999). Du point de vue de la prise de décision, il peut aussi évaluer *a priori* des mesures administratives destinées à réduire l'impact polluant des systèmes de culture (Beaudoin et al., 2004) ou servir d'indicateur de mesures déjà en place comme le modèle PLANETE (Bochu, 2002). Enfin, la modélisation nous permet de tester notre degré de connaissance des processus.

En agronomie, il existe une très large gamme de modèle pour des utilisations variées. Ces modèles peuvent se focaliser sur un processus bien défini comme la croissance végétale (AFCR-WHEAT de Porter, 1993; SUCROS de Va Ittersum et al., 2003), les émissions gazeuses comme la volatilisation (VOLT'AIR de Générmont et Cellier, 1997) ou la dénitrification (NEMIS de Hénault et al., 2005) par exemple ou simuler le système sol-plante-atmosphère (SITCS de Brisson et al., 1998, FASSET de Bernsten, 2003, DNDC de Li, 1996). Les échelles de temps et d'espace peuvent également varier, de quelques jours à plusieurs dizaines d'années ou de quelques mètres carrés à l'échelle planétaire.

Nous nous intéresserons particulièrement aux modèles de culture sol-plante-atmosphère utilisés à l'échelle de la parcelle. Ces modèles présentent divers formalismes pour simuler les processus d'absorption d'azote, de minéralisation, d'émissions gazeuses ou de lixiviation. Ils vont également différer par la prise en compte de techniques culturales, de diverses cultures ainsi que par leurs variables d'entrées et de sorties. L'absorption d'azote est simulée de manière très variable dans les modèles ainsi que la nitrification. La dénitrification est en général simulée de

manière empirique. La minéralisation quant à elle est simulée à peu près sur le même principe avec des variations dans le nombre de compartiments différents dans le sol. La lixiviation est également simulée sur des principes similaires (Cannavo et al., 2008).

L'élaboration de ces divers modèles est basée sur des expérimentations; elle nécessite une première phase de calibration des paramètres grâce à des références bibliographiques, des expérimentations au champ ou en laboratoire ou encore l'optimisation des simulations sur des variables observées expérimentalement. Les performances des modèles doivent, par la suite, être validées sur des données indépendantes à celles utilisées pour la calibration. Ces modèles sont ainsi validés sur une certaine gamme de situations, appelée domaine de validité du modèle, plus ou moins grande selon l'ampleur de la calibration.

## **1.5 Conclusion**

Divers outils sont à notre disposition pour évaluer les effets des pratiques agricoles sur les différents flux d'azote. Nous avons pu voir que la conservation d'une balance azotée équilibrée, la mise en place d'une fertilisation raisonnée et l'implantation de CI permettent de limiter les fuites d'azote vers l'environnement et influent sur le fonctionnement du cycle de l'azote dans l'agrosystème. L'introduction du semis direct présente également des avantages en limitant l'érosion et en augmentant le taux de matière organique du sol en surface. Cependant, leurs impacts restent tributaires du contexte pédo-climatique. Les cultures jouent également un rôle central comme puit d'azote minéral et source d'azote organique, dont l'importance dépend des techniques culturales et du climat. Cependant, certains processus exigent de s'intéresser non seulement à l'effet immédiat des pratiques mais surtout à leurs impacts à long terme afin d'être en mesure d'étudier la durabilité environnementale de ces pratiques agricoles.

## 1.6 Hypothèses de travail

Les diverses études menées sur les cultures intermédiaires, la réduction de fertilisation sous la dose optimale et le semis direct et leurs conséquences sur le cycle de l'azote au sein de l'agrosystème suggèrent une variabilité de la réponse des flux d'azote selon l'échelle de temps considérée. Si les effets à court terme semblent être bien connus, il apparaît que les aspects à long terme soient peu étudiés et demandent à l'être plus largement dans le cadre de l'évaluation de la durabilité des pratiques agricoles. En effet, certains effets ne sont pas détectables à l'échelle annuelle ou apparaissent suite à la modification du fonctionnement du sol. Une des hypothèses avancées est reliée à l'évolution de l'azote organique du sol au cours temps, imperceptible à l'échelle annuelle. Le tableau 1 présente les principales hypothèses en différenciant les effets annuels et ceux identifiables à l'échelle de la dizaine d'années.

**Table 1** : Effets annuels et à long terme, plus de 10 ans (LT), des CI, de la fertilisation réduite et du semis direct sur divers postes du bilan d'azote. "0" =pas d'effet, "-" = effets de réduction, "+" = effets d'augmentation.

	CI		Fertilisation réduite		Semis direct	
	Annuel*	LT	Annuel	LT	Annuel	LT
Lixiviation	---	--	0 ou -	- ou --	0	-
Pertes gazeuses	- ou 0	0 ou +	-	--	+	++
Absorption	- ou +	+	--	--	- ou 0	- ou 0
Minéralisation	+	++	-	-	-	- ou 0
Stockage	0	+	0	-	0	+

\* l'année culturale où la CI est présente.

Il est indispensable, pour évaluer la durabilité des pratiques agricoles et identifier tous leurs impacts, de s'intéresser à des effets sur une échelle de temps qui soit supérieure à la dizaine d'années, période jugée minimale pour mesurer des évolutions de stock d'azote organique.

Compte tenu des lacunes de connaissances sur les impacts à long terme des pratiques agricoles mises en place pour limiter le lessivage de nitrate, les questions auxquelles nous nous proposons de répondre sont les suivantes:

1. Quels sont les impacts des CI, du semis direct et de la réduction de fertilisation à long terme

sur les stocks et flux d'azote? Quel est le devenir de l'azote non lessivé? Est-il stocké dans le sol, perdu par émissions gazeuses ou absorbé par les cultures?

2. L'enfouissement des CI modifie-t-il la dynamique de minéralisation de l'azote à moyen terme et entraîne-t-il l'apparition d'effets cumulatifs? Quelles sont les conséquences de ces enfouissements successifs sur le lessivage et l'absorption d'azote par les cultures principales?
3. Notre degré de compréhension du système introduit dans le modèle STICS nous permet-il de rendre compte des modifications du "turn-over" de la matière organique du sol lié aux CI et de la balance entrées - sorties d'azote à long terme en fonction des pratiques?
4. Le système atteint-il un nouvel état d'équilibre et en combien de temps? Quelles sont les conséquences des CI successives à plus long terme et de leur abandon après une quinzaine d'années dans un contexte de changement climatique?

## **1.7 Démarche de la thèse**

La démarche consistera à associer l'expérimentation et la modélisation à long terme de la réponse des termes du bilan d'azote à des variations de pratiques agricoles. L'échelle d'étude sera celle de la parcelle expérimentale. Nous exploiterons les données expérimentales recueillies pendant une quinzaine d'années successives pour établir le bilan global sur cette période et analyser l'évolution des postes du bilan au cours du temps puis y confronterons les prédictions du modèle de culture STICS. Enfin, nous modéliserons ces systèmes à plus long terme (60 ans) en prenant en compte le changement climatique.

Dans un premier chapitre, nous nous attacherons à déterminer les effets de l'implantation de cultures intermédiaires, du semis direct et de la réduction de fertilisation sous la dose recommandée sur le bilan d'azote à long terme, notamment le prélèvement d'azote par les cultures, le stockage de l'azote du sol et les pertes par lixiviation. La balance azotée entrées-sorties sera établie pour chacune des pratiques étudiées, sur la totalité de la période

d'expérimentation, soit 13 à 17 ans selon le site. Nous interpréterons ensuite cette balance en termes de lixiviation, de stockage d'azote dans le sol et de pertes gazeuses en fonction des pratiques mises en place depuis le début de l'expérimentation.

Dans un second chapitre, nous nous intéresserons à l'évolution au cours du temps de plusieurs variables, particulièrement de la minéralisation nette de l'azote (calculé par un bilan minéral de l'azote du sol établi plusieurs fois par an), mais aussi de l'absorption d'azote par les cultures, tant en termes de quantité qu'en termes d'efficacité d'utilisation de l'engrais et de la lixiviation de nitrate. Cette étude portera exclusivement sur les cultures intermédiaires et cherchera à mettre en évidence d'éventuels effets cumulatifs de la pratique régulière des CI sur la minéralisation et les autres variables étudiées. Cette étude consistera à analyser la différence entre les parcelles avec et sans CI au cours du temps et à déterminer si des évolutions significatives existent. Pour une meilleure compréhension des évolutions observées, nous nous appuierons sur un modèle de décomposition des résidus dans le sol à trois compartiments (matière organique fraîche, humifiée et biomasse microbienne) issu du modèle de culture sol-plante-atmosphère STICS (Brisson et al. 2008).

Le chapitre trois sera axé sur la modélisation avec le modèle de culture STICS complet. La première étape consistera à tester les performances de prédiction du modèle sur la totalité des situations disponibles sur l'ensemble des trois sites en simulations annuelles indépendantes. Les performances seront évaluées sur la biomasse et l'azote prélevé par les cultures principales et intermédiaires, l'azote minéral et l'eau du sol, le drainage et le lessivage. Le modèle sera ensuite testé pendant 13 à 17 ans, en simulations continues, sur chacun des trois sites et les performances du modèle seront évaluées sur les mêmes variables ainsi que la minéralisation nette d'azote et les stocks finaux d'azote dans le sol puis sur sa modélisation de l'effet des pratiques agricoles étudiées sur ces variables. Des simulations sur une soixantaine d'années seront ensuite réalisées avec des CI continues sur toute la période pour déterminer l'atteinte d'un nouvel état d'équilibre

du système. Deux scénarios climatiques seront alors envisagés: un scénario de climat constant et un scénario de changement climatique. L'effet de l'arrêt des CI après une quinzaine d'année et de ses bénéfices après 60 ans de simulations sera également testé.

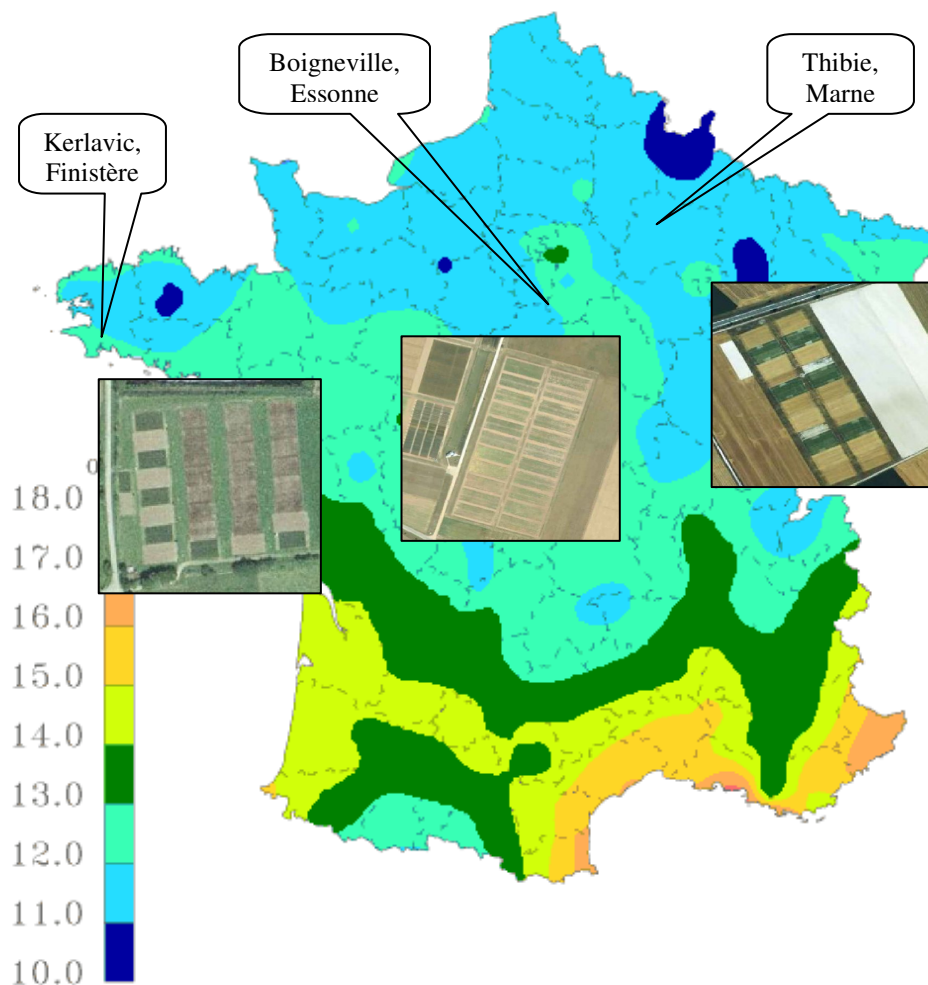
Le chapitre suivant comportera une discussion sur la démarche choisie, les méthodes utilisées, les principaux résultats obtenus au cours de ce travail et les perspectives.

## **1.8 Description générale des supports expérimentaux**

Trois sites expérimentaux de longue durée impliquant les mêmes thématiques en des contextes pédo-climatiques différents seront étudiés. Ces sites sont tous localisés dans la moitié nord de la France: Boigneville dans l'Essonne, Kerlavic dans le Finistère et Thibie dans la Marne (Figure 10). Ils sont gérés respectivement par ARVALIS Institut du végétal, la Chambre d'Agriculture du Finistère et l'AREP\*. Ils ont été installés en 1991 pour Boigneville, en 1994 pour Kerlavic et en 1990 pour Thibie. Ces dispositifs visent à évaluer les effets cumulatifs de pratiques agricoles visant à limiter la pollution nitrique en situations pédo-climatiques et culturelles variées. Ces essais sont également complémentaires pour tester un modèle de prédiction du bilan d'azote à long terme, en systèmes de grande culture, sur sols perméables.

Ils présentent chacun des caractéristiques particulières tant pour le contexte pédo-climatique, que la rotation culturale mais également la forme et les doses d'engrais azotés apportés. Si les températures moyennes de ces sites sont proches (entre 10.8 et 12.1°C), les précipitations sont deux fois plus élevées sur le site breton que sur les autres, avec 1200 mm an<sup>-1</sup> en moyenne pour ce climat océanique contre un peu plus de 600 mm an<sup>-1</sup> pour les climats océaniques à tendance continentale de Boigneville et Thibie. Les sols représentés par ces trois sites expérimentaux sont un luvisol haplique limono-argileux sur roche-mère calcaire à Boigneville, une redzina limoneuse sur craie à Thibie et un cambisol dystrique sur granite à Kerlavic.

\*AREP = Arvalis Institut du végétal, CRA champagne, ITB, CETIOM et INRA



**Figure 10:** Localisation des trois sites expérimentaux sur la carte de France des températures annuelles moyennes (Source: Météo France) et photographies aériennes des dispositifs (Source: Google Earth).

Les trois sites comportent un traitement CI (avec ou sans). Les espèces principalement utilisées sont de la moutarde blanche, du ray-grass d'Italie ou du radis; elles sont implantées tous les ans ou tous les deux ans selon le site considéré. A Boigneville, un traitement travail du sol (labour ou semis direct) est croisé avec le traitement CI tandis qu'à Thibie, un traitement dose d'azote (fertilisation standard ou réduite de 31%) est croisé avec le traitement CI; la modalité de fertilisation réduite ayant été arrêtée en 2003. Les dispositifs de Thibie et Kerlavec incluent chaque année toutes les cultures de la rotation, à l'opposé de Boigneville où une seule culture est présente par an.

Tous ces essais sont conduits avec trois répétitions. La plupart des parcelles sont équipées de

dispositifs de bougies poreuses permettant d'extraire la solution du sol. Les essais sont également associés à des lysimètres permettant d'estimer le drainage; chaque lysimètre étant conduit de la même manière que le traitement auquel il est associé.

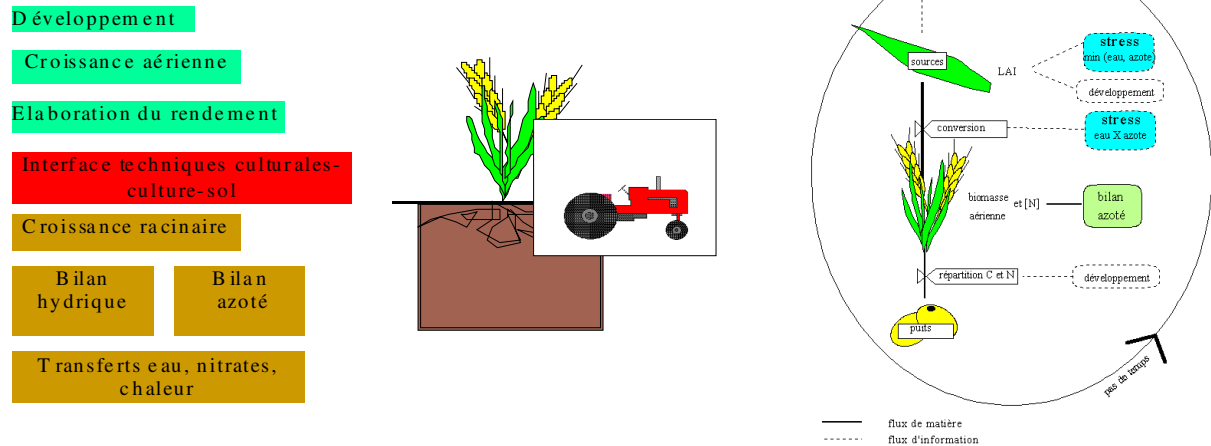
Ces essais sont représentatifs d'une grande partie des systèmes de culture du Bassin Parisien et de Normandie. Le site de Boigneville est représentatif de nombre de situations de céréaliculture sèche, en sols limono-argileux moyennement profonds sur substrat calcaire, du Gâtinais, du Vexin, du Laonnois, voire de l'Auxerrois et de la plaine de Caen. Le site de Kerlavic est représentatif, pour le climat et le système de culture, des zones d'élevage de Normandie et de Thiérache et pour le type du sol, des zones à placages limoneux peu profonds sur substrats non calcaires de ces régions et du Morvan. Le site de Thibie est représentatif, sur les plans pédoclimatiques et cultureux, d'une grande partie de la Champagne crayeuse et des cranettes de Picardie.

## **1.9 Le modèle de culture sol-plante-atmosphère STICS**

Nous utiliserons principalement le modèle de simulation STICS 69. Ce modèle a été créé en 1996 par plusieurs équipes INRA pour satisfaire 4 critères : généralité, robustesse, prise en compte des faits techniques et accessibilité des paramètres d'entrée à l'échelle d'un agrosystème (Brisson et al., 1998). C'est un modèle monodimensionnel de simulation à vocation agronomique et environnementale. Ce modèle intègre les variabilités du climat, du sol et des modalités techniques pour simuler les bilans d'eau, de carbone et d'azote avec un pas de temps journalier. Il gère les effets simples ou combinés des stress hydrique et azoté (Figure 11). Il simule des variables de rendement (quantité et qualité) et des variables environnementales (pertes de nitrate). Son principal objectif est de simuler les conséquences des variations du milieu et du système de culture sur la production d'une parcelle agricole et certaines variables



environnementales.



**Figure 11:** Représentation schématique du fonctionnement du modèle STICS dans le développement des cultures.

La culture est appréhendée globalement par sa biomasse aérienne et sa teneur en azote, son indice foliaire ainsi que le nombre et la biomasse (et teneur en azote) des organes récoltés; les organes végétatifs ne sont donc pas individualisés. Le sol est assimilé à une succession de couches horizontales, chaque couche étant caractérisée par sa réserve en eau, en azote minéral et en azote organique. Les interactions entre le sol et la culture sont assurées par les racines, définies par une distribution de densité racinaire dans le profil de sol. La croissance de la culture est pilotée par le bilan de carbone: interception du rayonnement solaire par le feuillage puis transformation en biomasse aérienne. Le bilan azoté de la culture est simulé parallèlement au bilan de carbone, dont il dépend en partie.

L'efficacité d'utilisation de l'engrais pour la plante est calculée, en calculant les "pertes" qui se produisent par organisation microbienne, dénitrification et volatilisation aux dépens de l'engrais; l'efficacité étant le complément de ces pertes à 100%; elle s'apparente donc à un coefficient réel d'utilisation d'azote de l'engrais, à l'azote issu de l'engrais retrouvé sous forme minérale à la récolte près. Les pertes maximales de l'engrais par organisation, dénitrification et volatilisation

sont définies par le type d'apport. Les pertes effectives varient ensuite en fonction du type de sol et de la vitesse d'absorption de la culture.

Le stock d'azote humifié se divise en deux parties avec un stock actif et un stock inerte. Dans la version actuelle du modèle, ces proportions sont fixées. Le travail du sol est supposé ne pas influencer directement la minéralisation de l'humus. Le rapport C/N de la matière organique humifiée est supposé constant. La minéralisation nette d'azote du sol est la somme de la minéralisation de l'humus, qui résulte de la décomposition de la matière organique humifiée du sol et la minéralisation des résidus, qui résulte de la décomposition des résidus de culture ou des amendements organiques apportés au sol. La vitesse de minéralisation de l'humus du sol dépend du stock d'azote organique actif, de la texture (taux d'argile et de calcaire), de l'humidité et de la température du sol. La minéralisation des résidus et leur humification sont simulées sous l'action de la biomasse microbienne (Nicolardot et al., 2001). La minéralisation d'azote dépend de la vitesse de décomposition (flux de carbone) et des rapports C/N des résidus, de la biomasse et de l'humus formé. La vitesse de décomposition des résidus dépend de la nature des résidus organiques, de leur profondeur d'incorporation dans le sol, de la température et de l'humidité du sol. L'azote minéral du sol contenu dans la zone où se trouvent les résidus organiques en décomposition peut être un facteur limitant de la décomposition.

Sur le long terme, le partage du pool de matière organique du sol en deux compartiments, l'un inerte, l'autre actif, permet de rendre compte de l'évolution à long terme du stock de matière organique (Mary et Guérif, 1994; Wylleman, 1999). D'après les premiers résultats obtenus, les sorties de la simulation en continu ne diffèrent pas vraiment de celle réinitialisée annuellement; cependant, la répartition entre les termes du bilan d'azote à long terme est mal connue (Beaudoin et al., 2008). Il existe de fortes incertitudes sur l'efficacité d'utilisation de l'azote (impact faible sur le lessivage mais important sur les pertes gazeuses) malgré une fonction de pièges à nitrate bien simulé pendant l'automne. Une variation importante de la profondeur maximale des racines

et du taux de minéralisation potentiel est observée entre la simulation enchaînée et initialisée tous les ans. Les erreurs de prédiction du stock d'eau à la récolte se propagent sur le drainage à long terme. Il est donc nécessaire de mieux simuler la dynamique de minéralisation en azote de l'humus du sol (Fabre et al., 2005), le reliquat d'azote à la récolte ainsi que le drainage et la lixiviation du nitrate. Il faut également identifier les biais des simulations sur le long terme pour améliorer le paramétrage du modèle.

**2 Effets des cultures intermédiaires, du semis direct et de la réduction de fertilisation sur la lixiviation de nitrate et la balance azotée dans trois expérimentations de longue durée**



## **2.1 Résumé**

### **2.1.1 Introduction**

Face aux problèmes croissants de pollution nitrique des milieux aquatiques, la directive européenne "Nitrate" incite ou maintenant impose de Bonnes Pratiques Agricoles (BPA) dont l'implantation de CI ou la réduction de fertilisation azotée. D'autres pratiques culturales sont mises en place pour limiter l'érosion des sols ou augmenter les stocks de matière organique du sol, comme le semis direct. Ces pratiques peuvent agir non seulement sur la lixiviation mais également sur les autres postes du bilan d'azote. Leurs impacts ont été le plus souvent étudiés à l'échelle annuelle ou de la rotation culturale. Pour s'assurer de la durabilité de ces pratiques, il est nécessaire de s'intéresser aux effets des BPA sur tous les postes du bilan, à long terme, ou au moins pendant plusieurs rotations culturales. L'objectif est de quantifier expérimentalement les effets à moyen terme des CI, du semis direct et de la fertilisation réduite sur le bilan d'azote et ses composantes. Cela permettra de déterminer quel est le devenir de l'azote qui n'est pas lessivé grâce à ces pratiques parmi le stockage dans le sol, l'absorption par les cultures et les pertes gazeuses.

### **2.1.2 Matériel et méthodes**

Cette étude se base sur trois expérimentations de moyenne durée du nord de la France (Boigneville, 91 ; Kerlavic, 29 ; Thibie, 51). Ces trois dispositifs, d'une durée de 13 à 17 ans, comportent tous une modalité CI (avec ou sans) alors que le semis direct (SD) et la fertilisation réduite (N-) ne sont étudiés que sur un des trois sites. La biomasse et l'absorption d'azote des cultures principales et intermédiaires sont mesurées tous les ans. L'azote minéral du sol est mesuré trois fois par an. La lixiviation est quantifiée par le produit des teneurs nitriques mesurées grâce à des bougies poreuses et du drainage mesuré dans des lysimètres. Les stocks de carbone et

d'azote ont été mesurés en 2007 à la fin de la période étudiée. La balance « entrées – sorties » est calculée sur 13 à 17 ans comme la différence entre l'azote apporté par fertilisation, dépositions atmosphériques, fixation symbiotique et l'exportation d'azote par les cultures. Cette balance azotée correspondant à la somme de la lixiviation, des pertes gazeuses et de l'organisation d'azote du sol. La part de cette balance due à la lixiviation est calculée. La part restante correspond à la somme des pertes gazeuses et de l'organisation dans le sol. Les stocks initiaux d'azote dans le sol n'ayant pas été mesurés, l'effet des pratiques sur ces deux termes est estimé par différence avec le traitement de référence (sans CI, labour et fertilisation standard) à la fin de l'expérimentation. La différence entre traitements du terme "balance azotée moins lixiviation" est comparée à la différence de stocks d'azote. Cette comparaison permet alors d'estimer l'effet des trois pratiques étudiées sur l'organisation et les pertes gazeuses d'azote par rapport à leur pratique de référence.

### **2.1.3 Résultats**

Dans notre étude, les CI ne réduisent pas la production de biomasse et ont même tendance à l'augmenter dans certains cas. Le semis direct ne modifie pas significativement les biomasses et l'absorption d'azote alors que la réduction de fertilisation entraîne une diminution de la production comme attendu.

La lixiviation du nitrate est réduite par chacune des trois pratiques étudiées, le plus efficacement par les CI, à raison de -36 à -62% par rapport au traitement en sol nu sur toute la période étudiée. Seule cette pratique permet d'atteindre des concentrations nitriques des eaux de drainage inférieures au seuil de potabilité de  $50 \text{ mg}_{\text{NO}_3} \cdot \text{L}^{-1}$ , dans notre cas. Les réductions de 26 et 13% respectivement permises par le semis direct et la fertilisation réduite (de 31% par rapport à la fertilisation standard) ne suffisent à l'atteindre. Ce résultat concorde avec le fait que les CI diminuent le plus efficacement le stock d'azote minéral du sol en début de période de drainage, laissant moins de nitrate disponible pour la lixiviation.

La séquestration de carbone et d'azote varie selon la pratique considérée, d'une légère réduction des stocks avec la fertilisation réduite à une augmentation avec les CI en passant par une absence d'effet du semis direct par rapport au labour. La diminution liée à la fertilisation réduite est attribuée aux plus faibles restitutions en résidus de culture. L'absence d'effet du semis direct est en partie lié au fait que nous nous intéressons aux stocks à masse de sol équivalente et non à profondeur équivalente; le semis direct modifiant la distribution de la MOS sur le profil de sol mais pas nécessairement sa quantité totale. Les CI se révèlent être bien stockées dans le sol avec un taux apparent d'humification du C apporté par les CI de 28%, proche du double de celui permis par les pailles.

Dans notre étude, la balance azotée qui est un indicateur de l'enrichissement du milieu dépend principalement du niveau de fertilisation et de la gestion des résidus de culture. La réduction de fertilisation de  $39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  diminue la balance de  $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  tandis que les CI ou le semis direct ne l'affectent pas. L'absence de corrélation entre la balance et la lixiviation démontre que cet indicateur est nécessaire mais insuffisant pour évaluer le risque environnemental.

Nos résultats montrent que les CI résultent en une moindre lixiviation et un stockage d'azote dans le sol plus important sans modification notable des pertes gazeuses par rapport à sa pratique de référence (sol nu en interculture). Au contraire, les deux autres pratiques modifient les pertes gazeuses: le semis direct les augmente de  $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  alors que la fertilisation réduite les diminue de  $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ .

#### **2.1.4 Conclusion**

Les CI s'avèrent donc une solution deux fois gagnante en terme de protection de l'environnement, et parfois même en terme de production. Une prospective à plus long terme, *via* la modélisation, est nécessaire pour vérifier si ces conclusions perdurent avec l'avènement



probable d'un nouvel état d'équilibre du stock d'azote organique.

## **2.2 Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments**

Constantin J.<sup>1</sup>, Mary B.<sup>1</sup>, Laurent F.<sup>2</sup>, Aubrion G.<sup>2</sup>, Fontaine A.<sup>2</sup>, Kerveillant P.<sup>3</sup>, Beaudoin N.<sup>1</sup>

**Publié dans *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135 (2010) 268–278.**

<sup>1</sup> INRA Unité Agro-Impact, rue Fernand Christ, 02007 Laon Cedex - France

<sup>2</sup> Arvalis Institut du Végétal, 91700 Boigneville - France.

<sup>3</sup> Chambre d'Agriculture du Finistère, 5 allée Sully, 29322 Quimper cedex - France

*Keywords:* cover crop, nitrate, uptake, carbon, storage, sequestration, gaseous losses.

### **2.2.1 Abstract**

Improved agricultural practices are encouraged to reduce nitrate leaching and greenhouse gas emissions. However, the effects of these practices are often studied at annual or rotation scale without considering their long term impacts. We have evaluated the effects of catch crops (CC), no-till (NT) and reduced nitrogen fertilization (N-) on nitrogen fate in soil-plant system during 13-17 years in three experiments in Northern France. CC were present in all sites whereas tillage treatment and N fertilization rate were tested separately at one site. Crop biomass, N uptake and N leaching were monitored during the whole period. The N balance, i.e. the difference between N inputs and crop exportations, was only affected by fertilization rate whereas leached N varied with all techniques. CC was the most efficient technique to decrease N leaching (from 36 to 62%) and remained efficient on the long term. NT and N- had a positive but smaller impact. N storage in soil organic matter was markedly increased by CC (by 10-24 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), decreased by N- (-7.3 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) and not significantly affected by NT. The differences in gaseous N

losses (denitrification + volatilization) between treatments were assessed by nitrogen mass balance. CC establishment had no significant effect on N gaseous emissions while NT increased them by  $3.6 \pm 0.9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  and N- reduced them by  $13.6 \pm 4.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . Catch crops appear as a win/win technique with respect to nitrate leaching and C and N sequestration in soil.

### **2.2.2 Introduction**

For the last thirty years, the use of mineral nitrogen to fertilize crops has widely increased. In parallel, the problem of nitrate pollution in superficial and underground water has emerged. To limit the loss of nitrates to aquifers, European directives have favoured Good Agricultural Practices (GPA), such as the reduction of organic and mineral nitrogen fertilization or the establishment of catch crops during the drainage period. Lowering the nitrogen input below 80% of the standard rate has also been recommended for agro-environmental practices to reduce nitrate losses into the environment.

Catch crops are known to decrease nitrate leaching in the short term (Thomsen, 2005; Tonitto et al., 2006). Catch crops may exert positive or negative effects on the N uptake of the cash crops in short-term experiments (Thorup-Kristensen et al., 2003), depending on the drainage intensity and the period of CC establishment. An increase in the N uptake was observed in a long-term study (Hansen and Djurhuus, 1997b) but there is little support in the literature to generalize this conclusion. CC can also increase the N storage (Sainju et al., 2002; Thomsen and Christensen, 2004) but there is no consensus regarding the intensity of this increase.

Reducing fertilization below the 'optimal' rate (defined with respect to crop production) can be an alternative approach to reduce the impact of intensive agriculture on the environment. However, it is not very efficient to decrease leaching in the short term (Beaudoin et al., 2005; Köhler et al., 2006), although other reports suggest that the efficiency may increase in the long-term (Hansen et al., 1996; Gomez et al., 2002). High rates of fertilizer N might decrease the N

use efficiency (Stevens et al., 2005) and progressively increase the reactive nitrogen in the soil after several years (Recous et al., 1997; Addiscott et al., 2004). The consequences of N reduction below the optimal rate for crop production have mainly been modelled and have not been extensively studied over a long-term scale.

No-till could decrease leaching by limiting the soil mineralization (e.g., Dowdell and Cannell, 1975; Nyborg and Malhi, 1989). However, the effects of no-till on nitrate leaching are contradictory and seem to be dependent on the soil and climate (Goss et al., 1990; Hansen and Djurhuus, 1997a). The effect of no-till on production is also variable since it is primarily dependent on soil N availability and pedo-climatic factors (Germon et al., 1994). With long term use, no-till may increase the C and N sequestration in the soil at a depth equivalent to the tilled layer when compared to conventional tillage (Rossella et al., 2007).

The emergence of possible long-term effects that may differ from the effects observed with annual experiments is not well documented (Tonitto et al., 2006). These effects could modify the mitigating effects expected with improved agricultural practices. The evolution of soil organic matter (SOM) stock is slow (Kuo and Jellum, 2000) and agricultural practices can affect this compartment. Only long-term studies allow identification of all the effects, including those that may be linked to the SOM evolution. To assess the sustainability of practices, it is essential to evaluate their long-term impact. The N balance, which is the difference between N inputs and export by crops, represents the sum of N leaching, gaseous losses and immobilisation in the soil (Mary et al., 2002). This balance could be used as an indicator of the N pressure on the soil-plant system. It is correlated to leaching for high values (Sieling et al., 2006). The same N balance could be obtained for a different repartition between leaching, storage and gaseous losses.

Our hypothesis is that the agricultural practices used for N mitigation can differ in the soil C and N sequestration, which can be assessed through long-term studies. Our strategy is to compare the N balances with the variations in the soil N storage. The aim of this paper is 1) to analyze effects

of the agricultural practices such as CC, no-till and reduced nitrogen fertilization on the nitrogen balance and its available components through long term observation in different sites and crop rotations, and 2) to determine the fate of the N saved from leaching among storage in the soil, uptake by main crops and gaseous emissions.

## 2.2.3 Materials and methods

### 2.2.3.1 Experiments

This study describes three long-term field experiments located in Northern France that compared the effect of three agricultural practices: CC, no-till and reduced N fertilization (Table 1).

**Table 1:** Description of the experimental sites

	Boigneville (Ile-de-France)	Kerlavic (Bretagne)	Thibie (Champagne-Ardenne)
<b>Localization</b>	48°19'N, 2°23'E	48°03'N, 4°04'W	48°56'N, 4°14'E
<b>Soil *</b>	Haplic luvisol on calcareous bedrock	Dystric cambisol on granite bedrock	Rendzina with a loam texture lying on chalk
<b>Rotation</b>	WW / SB / SP	WW / M	SP / WW / S (until 2003) WW / SB / S (after 2003)
<b>Soil sampling depth (cm)</b>	90	90	110
<b>Present crops each year</b>	1/3	2/2	3/3
<b>Nitrogen treatment</b>	N	N	N / N-
<b>N fertilizer</b>	solid ammonium-nitrate	solid ammonium-nitrate	liquid urea ammonium-nitrate
<b>Mean N rate (kg N ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup>)</b>	103	125	84 (N-) and 123 (N)
<b>Tillage</b>	CT / NT	CT	CT
<b>Fallow period</b>	CC / No CC	CC / No CC	CC / No CC
<b>Catch crop species frequency</b>	White mustard 3/3	Italian Ryegrass 1/2	Radish or winter cereal 3/3
<b>Plot size (m<sup>2</sup>)</b>	432	260	1044
<b>Number of replicates</b>	3	3	3
<b>Duration (years)</b>	16	13	13 (N-) and 17 (N)
<b>Mean temperature (°C)</b>	11.5 ± 0.6	12.1 ± 0.4	10.8 ± 1.0
<b>Annual precipitation (mm)</b>	604 ± 152	1213 ± 204	605 ± 198

Main crops were winter wheat (WW), spring barley (SB), spring pea (SP), silage maize (M) and sugar beet (S). Fertilization treatments were recommended N rate (N) or 69% of recommended N rate (N-). Soil tillage was conventional (CT) or no-till (NT). The fallow period included catch crops (CC) or no autumn crop (No CC). \*: all soils are free drained.

Their duration varied from 13 to 17 years. The previous land use was annual crops at Boigneville

and Thibie and permanent grassland at Kerlavic. During the experimental period, all sites had arable crops but differed in the rotation and residues management: crop residues were always returned to soil at Boigneville and Thibie whereas they were all exported at Kerlavic. CC establishment was tested in all sites versus the conventional technique of bare fallow soil in the autumn. The frequency of catch crops varied between the sites, every year at Boigneville and Thibie and every two years at Kerlavic. The sowing period was late August or early September. CC destruction took place in November at Thibie and Boigneville and in February at Kerlavic. The effect of reducing the N fertilization was evaluated at Thibie from 1990 to 2003. The reduced fertilization treatment (N-) entailed 31% less N than the conventional practice (N) which was given the recommended N rate as calculated by the AZOBIL method (Machet et al., 1990; Beaudoin et al, 2005) using measurements of the soil mineral in mid-winter. The third alternative practice evaluated was soil tillage at Boigneville. The no-till technique (NT) was compared to the conventional tillage (CT) that used a mouldboard plough and superficial tillage. The N fertilization rates applied annually were differentiated between all of the treatments at Boigneville while they were not differentiated among CC treatments at Kerlavic and Thibie. The mean N rates applied on the winter wheat were 180, 160, 147 and 180 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic, Thibie N- and Thibie N, respectively. The mean N rates on the spring barley were 110 and 170 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville and Thibie N, respectively. The mean N rates were 95 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> on the maize at Kerlavic and 107 and 150 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> on the sugar beet at Thibie N- and N, respectively.

### **2.2.3.2 N uptake and aerial biomass**

Plants were sampled on microplots taken at harvest from each main crop. Grains and tip roots were separated from the rest of the aerial biomass for the winter wheat, spring barley, spring pea and sugar beet. For the silage maize, the plants were collected and dried out without separating

the leaves and the grains. The yield was determined and the nitrogen content was measured on the samples from each part of the collected plants by the Dumas method to evaluate the total nitrogen uptake by the aerial biomass. Crop residues were returned to the soil at Boigneville and Thibie and removed at Kerlavic except for the stubble and roots. To determine the total aerial uptake at Kerlavic, the stubble-N was evaluated as 2% of the N exported. CC samples were taken at the time of destruction to evaluate their aerial biomass and N content. The roots present at the soil surface (0-30 cm) were sampled at various times to obtain the estimates of the root:shoot ratio with respect to the biomass and the N content. CC were incorporated in the soil in the tilled plots or left at the soil surface in the no-till plots.

### **2.2.3.3 Soil mineral N, organic C and N stocks**

Soil samples were collected down to a standard rooting depth (Table 1) three times per year (at harvest, late autumn and mid-winter) in order to determine the water and mineral N contents in the soil layers. In each layer (30 cm thick), one soil sample (used for analysis) was formed by gathering 6 to 8 cores together. Each treatment was replicated 3 times on each block. Nitrate and ammonium were extracted using a KCl solution (1M) and analysed by continuous flow colorimetry (Khan et al., 2000). The soil organic nitrogen and carbon contents were measured on five occasions between 2007 and 2008 on the 0-15, 15-30 and 30-60 cm layers after 13 to 17 years of the experiment. Each soil sample was obtained by mixing four soil cores taken using a motorized tubular auger (8-cm diameter). The samples obtained at each of the five dates and in each block were analysed separately; this formed a set of 15 replicates at each soil depth. The soil bulk density was determined simultaneously on the same soil samples. At Thibie, previous measurements had been made in 2003 on treatments of N and N- over the ploughing depth, i.e. over 23.5 cm (called  $N_{2003}$  and  $N^-_{2003}$ ). They were used to compare these two treatments. The amount of soil organic carbon and nitrogen at a given site were calculated over a constant soil

mass, corresponding to a depth equal or greater than the conventional ploughing depth.

#### **2.2.3.4 Drainage and nitrate concentration in drained water**

All sites were equipped with lysimeters and porous cups. Two, four and six lysimeters were used to estimate the drainage at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. At Boigneville, the lysimeters were installed under conventional tillage plots only. The drainage in the no-till treatment was assumed to be similar to the drainage under CT, in agreement with the results of Oorts et al. (2007a). All sites included lysimeters with CC and without CC combined with the various crops present during each year. In the case of Thibie experiment, the lysimeters are located at Fagnières, a distance of 8 km from Thibie, but were under the same cropping practices since 1990 and have been built on the same soil type (Muller et al., 2002).

The ceramic cups that were installed on each site were used to measure the nitrate concentration of the drained water. At Thibie, 7 cups were installed at 110 cm depth on 1 of the 3 replicates, while 7 and 10 cups were installed at 90 cm depth on each plot at Boigneville and Kerlavic respectively. The combination of lysimeters and porous cups allowed us to evaluate the concentration and the amount of nitrate in the percolating water. The adequacy of these techniques to quantify the drainage and the nitrate leaching has been demonstrated earlier (Webster et al., 1993).

#### **2.2.3.5 Calculations**

Annual data collected from all three sites were compiled in the database management system POSTGRE to organize the results and allow calculations on the whole dataset. Leaching was calculated using the trapezoidal method (Lord and Shepherd, 1993), which consists of interpolating drainage between two dates of N measurements in the porous cups. The amount of



leached nitrogen ( $L$  in kg N ha<sup>-1</sup>) between date 1 and date  $n$  was calculated as:

$$L = 2.26 \cdot 10^{-3} \sum_{i=1}^n \left[ \frac{C_i + C_{i+1}}{2} \right] \times D_i \quad (1)$$

where  $C_i$  is the nitrate concentration (mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>) in the porous cups at date  $i$  and  $D_i$ , drainage (L m<sup>-2</sup>) during the ( $i, i+1$ ) time interval. The nitrate measurement from the porous cups was made on average four, nine and four times per year at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively.

The N balance in the soil-plant system is defined as follows:

$$N_{bal} = A + F + S - E \quad (2)$$

where  $A$  represents the atmospheric deposition,  $F$  is the N input by mineral fertilization,  $S$  is the N input by symbiotic fixation and  $E$  is the amount of N exported by crops. This balance is easily accessible and well referenced in the literature. A positive balance means that the N leaks occur towards the soil or environment meanwhile a negative balance implies soil impoverishment.

In our study,  $A$  was calculated as the product of rainfall amount and the mean concentration of the mineral N in rainfall that was measured at Fagnieres for Boigneville and Thibie (mean value = 2.54 mg N L<sup>-1</sup> in 2007) and at Kerlavic (0.70 mg N L<sup>-1</sup> in 2007). The symbiotic fixation  $S$  is the product of the N uptake and the proportion of the nitrogen derived from the atmosphere at harvest ( $Ndfa$ ). N uptake was measured and  $Ndfa$  was calculated as proposed by Voisin et al. (2002):

$$Ndfa = -0.0023 N_{sowing} + 0.873 \quad (3)$$

$N_{sowing}$  is the quantity of the inorganic N in the soil at sowing on 0-30 cm. This relationship was obtained on spring pea and was highly significant ( $r^2 = 0.98$ ). We applied it to our data since the range of inorganic N contents at sowing was similar to that used in the calibration dataset. The

calculated *Ndfa* varied between 61% and 83% in our study.

The N balance can also be written, as indicated by Mary et al. (2002), as:

$$N_{bal} = N_{stored} + G + L \quad (4)$$

where  $N_{stored}$  is the variation of the N stock in the soil over the period of the experiment and  $G$  represent the sum of the N gaseous emissions (from denitrification and volatilization), and the variation of the N stock in the crop is neglected.

We define the “N surplus” as follows:

$$N_{sur} = N_{bal} - L \quad (5)$$

Since  $L$  is measured,  $N_{sur}$  can be calculated. Using Eq. (4), it can be written:

$$N_{sur} = N_{stored} + G \quad (6)$$

This equation shows that the N surplus is either stored in the soil (N sequestration) or lost to the atmosphere (as  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$ ).

We faced the problem of correctly assessing  $N_{stored}$  because the initial SOM stock was not accurately measured. If we assume that the initial value was the same in all the treatments of each site, we can calculate the N surplus difference among the paired treatments at the end of experiment as:

$$\Delta N_{sur} = (N_{sur})_{treatment} - (N_{sur})_{reference} \quad (7)$$

where *treatment* is CC, NT or N- and *reference* is the conventional practice: No CC, CT or N. The difference in the N surplus among the paired treatments is related to the differences in the N stored and the gaseous losses as follows:

$$\Delta N_{sur} = \Delta N_{stored} + \Delta G \quad (8)$$

### **2.2.3.6 Statistical analyses**

The decomposition of variance with a mixed model (STATISTICA 6) was used to study the mean effects of the treatments (CC/No CC, NT/CT, N-/N) on the soil mineral N, N uptake and N leaching. The mixed model was preferred to a generalized linear model because our data were time dependent and the model can include both random and fixed factors. The random factor considered was the year with its specific climate while other factors were either fixed or given a restricted number of values. The variance analysis of the effects of the model implemented the Standard Type I sums of squares (Statistica software). One important property of this method is that the sum of all of the effects sums of squares will equal the total model sums of squares. In this method, successive series of regression equations are made, each step adding an additional effect into the model. Tests of significance for each effect are then performed on the increment in the predicted sums of squares accounted for by the effect. In our application, main effects were entered before their two-way interaction effects. The effects of CC treatments, soil tillage and N fertilisation rate on the N balance, N surplus and N and C storage in the soil were analysed using a matched Student t-test.

## **2.2.4 Results**

### **2.2.4.1 Yield and N uptake**

#### **2.2.4.1.1 *Catch crops***

The mean biomass of the catch crops was 1.10, 2.32 and 1.52 t DM ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively (Table 2). The highest production was obtained at Kerlavic on ryegrass that was grown only once every two years but had a longer cycle than mustard and radish on the two other sites.

**Table 2:** Mean annual biomass and N uptake of catch crops, including the root system

	Main species	Biomass (t DM ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	N uptake (kg N ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	C/N ratio
Boigneville CT	White mustard	1.22	37	13.0
Boigneville NT	White mustard	0.92	29	12.5
Kerlavic	Italian ryegrass	2.32	35	28.2
Thibie N	Radish	1.56	37	16.8
Thibie N-	Radish	1.47	34	17.2

The root:shoot ratio of plant biomass was 20, 72 and 15% for mustard and ryegrass and radish, respectively. The root:shoot ratio of plant N content was 6, 37 and 5% for mustard and ryegrass and radish, respectively.

The root:shoot ratio measured in the dry matter was 20 and 72% for mustard and ryegrass respectively. The N uptake varied less among the sites, from 29 to 37 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. The root-N:shoot-N ratio measured from the plant was 6 and 37% for mustard and ryegrass, respectively. At Thibie tip root of CC were harvested at the same time as shoot; 15% of dry matter and 5% of N of harvested biomass were added to take into account part of fine roots left in soil. The C/N ratio of the catch crops differed among the sites, with the ratio being 12.8, 28.2 and 17.0 at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively.

#### **2.2.4.1.2 Production by main crops**

The aerial biomass of the main crops was minimally affected by the treatments, except for the reduced fertilization that decreased the production as expected (Table 3). Assuming that the use of CC could have long term effects, we divided the study period in two periods, the first seven years of experiment and the remaining years (lasting six to ten years). The statistical analysis revealed that CC establishment had no significant effect on the biomass production at Boigneville regardless of the crop and the period. At Kerlavic, the winter wheat production was not modified by CC regardless of the period but the crop production was low, suggesting that other factors could have been limiting. A small but insignificant increase in the maize biomass (1 t DM ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) was observed after seven years of CC.

**Table 3:** Average aerial biomass of the main crops in CC and No CC treatments during and after the first seven years of the experiment

		Mean aerial biomass (t DM ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )			
		First 7 years		After 7 years	
		No CC	CC	No CC	CC
Boigneville CT	Winter wheat	15.4	15.9	15.7	15.6
	Spring barley	12.0	12.6	11.9	12.7
	Spring pea	9.0	9.1	6.2	6.2
Boigneville NT	Winter wheat	15.1	15.6	15.4	15.0
	Spring barley	12.4	12.4	12.0	12.2
	Spring pea	7.2	6.9	4.8	4.9
Kerlavic	Winter wheat	11.9	12.2	10.2	10.2
	Silage maize	14.4	14.7	11.8	12.7
Thibie N	Sugar beet	22.8	21.8	22.2	23.6*
	Winter wheat	14.7	13.8	14.2	14.3
	Spring pea	8.1	8.5	7.7	8.2
Thibie N-	Sugar beet	20.5	21.1	18.5	21.8**
	Winter wheat	11.8	11.7	12.5	13.9**
	Spring pea	7.6	7.6	7.2	7.1

Asterisks indicate that CC establishment had significant effect on yield compared to No CC on the same period (\* p<0.1, \*\* p<0.05, \*\*\* p<0.01).

Results of other statistical tests (not shown here) are: NT significantly decreased pea production and N- significantly reduced production of all crops, on both periods (p<0.01).

At Thibie, the biomass of the winter wheat and sugar beet was significantly increased by CC after seven years in the N- treatment, whereas an insignificant decrease of winter wheat biomass due to CC was observed during the first seven years. In regards to the N treatment, only the sugar beet biomass was significantly greater with CC after seven years. The use of CC had no significant effect on the pea production during both periods.

The no-till treatment at Boigneville decreased the biomass production of the spring pea because of problems with germination and emergence, but it did not significantly affect the biomass of the winter wheat and the spring barley. At Thibie, the reduced fertilization treatment (N-) decreased the biomass and yield of all the crops, except the spring pea.

### 2.2.4.1.3 N uptake by main crops

The mean N uptake by main crops ranged from 150 to 201 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> according to sites and treatments (Table 4). The N uptake was dependent on the treatments (variables 1-3), crop (4), climate (5) and their interactions (Table 5, column 1). We only comment on the effects of the treatments and the cause of their interactions.

**Table 4:** Mean annual values of N uptake, N export by crops, SMN content (over the standard rooting depth) and components of N leaching

		Aerial N uptake (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	N exported (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N in soil			Drainage (mm yr <sup>-1</sup> )	N leached (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	[NO <sub>3</sub> ] (mg L <sup>-1</sup> )
				At harvest (kg ha <sup>-1</sup> )	Late autumn (kg ha <sup>-1</sup> )	Mid-winter (kg ha <sup>-1</sup> )			
Boigneville CT	CC	190	125	47	34	39	140	18	57
	No CC	191	125	55	68	46	143	29	90
Boigneville NT	CC	178	122	41	25	33	140	14	43
	No CC	178	124	41	51	37	143	21	65
Kerlavic	CC	154	151	35	30	19	563	39	31
	No CC	150	147	29	49	30	593	71	53
Thibie N 2007	CC	195	134	47	43	58	94	11	51
	No CC	191	130	58	81	86	120	29	107
Thibie N 2003	CC	201	139	50	45	61	123	15	53
	No CC	199	135	58	82	85	144	36	109
Thibie N- 2003	CC	179	125	44	40	54	123	13	46
	No CC	177	123	51	70	77	144	31	95

Drainage was measured on lysimeters. N leaching was calculated using nitrate concentrations measured in porous cups. [NO<sub>3</sub>] is the mean weighted nitrate concentration in drained water.

At Boigneville, the effect of CC was crop dependent (interaction 1×4) and likely due to an increase in the N uptake by the spring barley only (data not shown). At Kerlavic, CC exerted a significant effect on the N uptake (+5 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) that was due to the maize and not the winter wheat (interaction 1×4). The mean increase observed on maize uptake was 10 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. At Thibie, the use of CC resulted in a significant increase of N uptake through the years as observed for biomass production (1×5). This increase was mainly observed on winter wheat and sugar beet. At Boigneville, NT decreased the mean N uptake by 6%. This reduction was due to a smaller growth of spring pea (interaction 2×4) whose N uptake was 47 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> lower than in the CT treatment. At Thibie, the reduced fertilizer rate (N-) decreased the N uptake by 32 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> on wheat and sugar beet but not on pea (3×4).

## 2.2.4.2 Soil mineral N

### 2.2.4.2.1 At harvest of main crops

The soil mineral N content (SMN) was dependent on the previous crop, the climate and the dates of sampling (harvest, late autumn or mid-winter) (Table 5, columns 2-4).

**Table 5:** Levels of significance of the five studied factors on N uptake, soil nitrate, N leaching and nitrate concentration in drained water obtained by variance decomposition with mixed model.

	Factor or interaction	Fixed	Aerial N uptake	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N in soil			N leached	[NO <sub>3</sub> ]
				At harvest	Late autumn	Mid-winter		
Boigneville	(1) CC/No CC	Fixed			***	***	**	***
	(2) CT/NT	Fixed	**	***	***	***	***	***
	(4) Crop	Fixed	*	**	***	***		***
	(5) Climate	Random	***	***		***	**	***
	1*2	Fixed		**				**
	1*4	Fixed	*	**	*	***		***
	1*5	Random			**		***	***
	2*4	Fixed	***	*	**	**		
	2*5	Random	**					
Kerlavic	(1) CC/No CC	Fixed	*	***	***	***	***	***
	(4) Crop	Fixed			*	**	***	***
	(5) Climate	Random		*				
	1*4	Fixed	**		***	***	***	***
	1*5	Random	*	**	**		***	*
	4*5	Random	***	***	***	***	*	***
Thibie <sub>2007</sub>	(1) CC/No CC	Fixed		***	***	***	***	***
	(4) Crop	Fixed	***	***	***	*	***	***
	(5) Climate	Random		**		*	***	
	1*4	Fixed		***	***	***	***	***
	1*5	Random	**				***	
Thibie <sub>2003</sub>	(1) CC/No CC	Fixed		***	***	***	***	***
	(3) N/N-	Fixed	**	***	***	***		
	(4) Crop	Fixed		***	***	***	***	***
	(5) Climate	Random		***			***	
	1*3	Fixed			**		***	**
	1*4	Fixed			***	*	***	***
	1*5	Random	**				***	
	3*4	Fixed	*	*			*	

A random factor can have unlimited number of values while a fixed factor has a limited number of values (\* p<0.1, \*\* p<0.05, \*\*\* p<0.01).

At harvest, the SMN content ranged from 29 to 58 kg N ha<sup>-1</sup> (Table 4). Catch crops had contrasting effects depending on the site. They reduced the SMN at Thibie and Boigneville CT by 9 kg N ha<sup>-1</sup>, increased it at Kerlavic by 6 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> and did not affect it at Boigneville

NT ( $1 \times 2$ ). These differences could result from variations in the synchrony between N uptake by the main crops and N released from the decomposing CC residues among the sites. The NT and N- treatments decreased SMN by  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  compared to the conventional treatment.

#### **2.2.4.2.2 *In late autumn***

Establishing CC was most efficient in decreasing the SMN in late autumn, i.e. at the beginning of the drainage period, by approximately 50%. The mean decrease was 30, 19 and  $35 \text{ kg N ha}^{-1}$  at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. In all sites, a strong interaction of  $\text{CC} \times \text{crop}$  ( $1 \times 4$ ) was observed, indicating that the SMN reduction varied with the preceding crop. At Thibie, the SMN was reduced moderately after sugar beet ( $-8 \text{ kg ha}^{-1}$ ) and much more after spring pea ( $-44 \text{ kg ha}^{-1}$ ). At Kerlavic, the SMN was markedly reduced ( $-50 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) during the year where CC was established (after winter wheat) while it increased ( $+13 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) the following year after maize harvest. The no-tillage and the reduced fertilisation both diminished the SMN, by 12 and  $7 \text{ kg N ha}^{-1}$  respectively.

#### **2.2.4.2.3 *At mid-winter***

CC treatment also significantly diminished the SMN contents in mid-winter, by 5, 11 and  $26 \text{ kg N ha}^{-1}$  at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. The magnitude of the effect was also crop dependent. At Kerlavic, a reduction of  $22 \text{ kg ha}^{-1}$  was observed after fallow period with ryegrass while no significant effect was observed under winter wheat following maize (interaction  $1 \times 4$ ). NT slightly decreased the soil mineral N depending on the climate ( $2 \times 4$ ). In the same way, reducing the N fertilization led to decrease SMN by  $8 \text{ kg N ha}^{-1}$  (3).



### **2.2.4.3 Drainage, N leaching and nitrate concentration in drained water**

#### **2.2.4.3.1 *Water drainage***

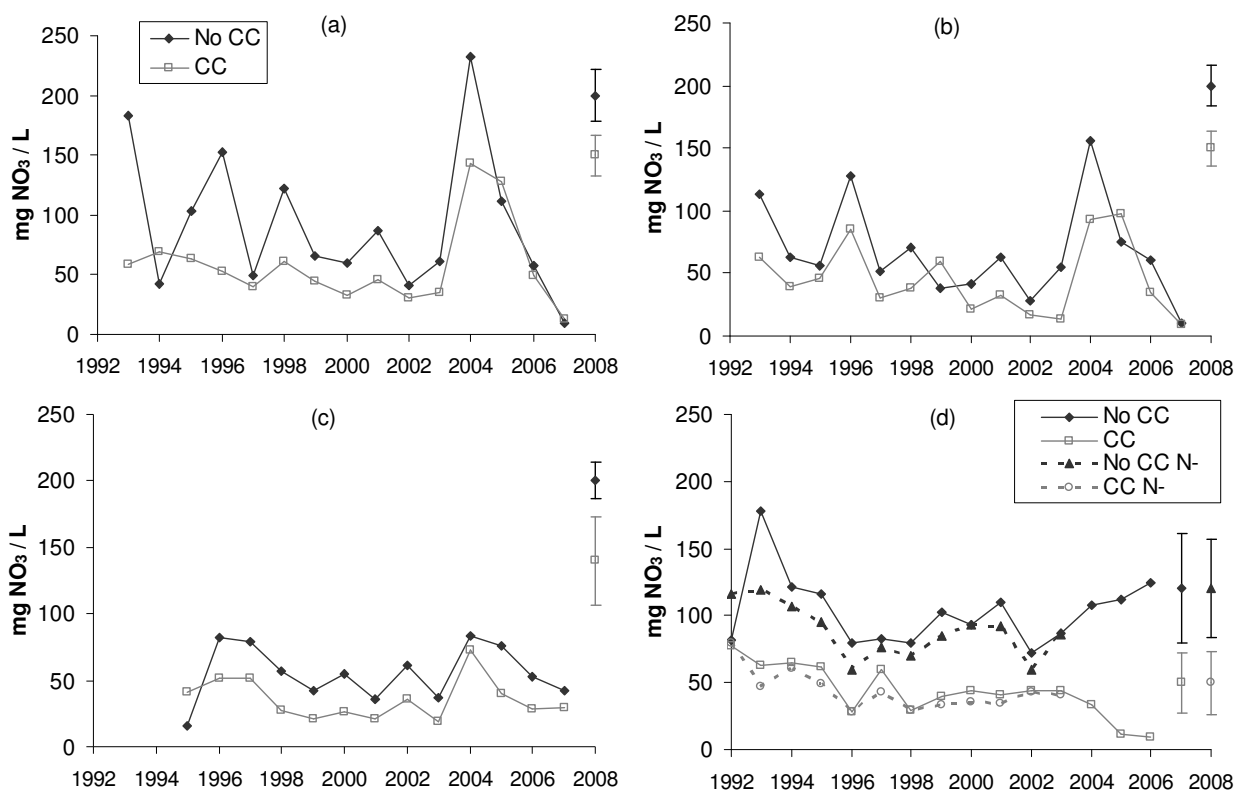
Drainage was highly variable between years and sites. It ranged from 125-142 mm yr<sup>-1</sup> at Boigneville and Thibie to 578 mm yr<sup>-1</sup> at Kerlavic (Table 4). At Boigneville, the annual mean drainage was not affected by CC while a slight reduction (25-30 mm) was observed at Kerlavic and Thibie. No statistical analysis of drainage was done due to lack of replicates.

#### **2.2.4.3.2 *N leaching***

The N leaching was highly variable depending on climate, site and crop type. The annual amount of leached N varied from 0 to 138 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. The important variation was primarily linked to the drainage intensity but also to the agricultural practices. The mean values for all treatments during the whole experimental period were 20, 55 and 22 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. CC treatment resulted in a reduction in the N leaching of 9, 32 and 19 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, respectively. Establishing CC appears to be a very efficient way to decrease nitrate leaching, even on the long-term (i.e. about 15 years). At Boigneville and Thibie, the effect of CC was dependent on the previous crop with highest reduction after winter wheat, likely due to a long fallow period between this crop and the next one. At Kerlavic, adverse effects of CC treatment were observed on N leaching during the year with winter wheat (interaction  $I \times 4$ ), consistently with the observations made for SMN. CC established after wheat decreased the N leaching by 91%, corresponding to -73 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, while in the following fallow period after maize, the leaching increased by 16% (+10 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) in comparison with the No CC treatment. The no tillage treatment was less efficient to reduce leaching, since NT decreased it by 6 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> versus CT. Finally, reducing the N fertilization below the conventional rate had a small but significant impact on leaching with a reduction of 3 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> over 13 years.

### 2.2.4.3.3 Nitrate concentration in drained water

Establishing CC significantly reduced the nitrate concentration of drained water on all sites, from 34% to 52%. The mean nitrate concentration fell from 90 to 57 mg L<sup>-1</sup> at Boigneville CT, from 53 to 31 mg L<sup>-1</sup> at Kerlavic and from 107 to 51 mg L<sup>-1</sup> at Thibie N. Among the 3 agricultural practices studied, only CC allowed decreasing nitrate concentration in the drained water below the European threshold of 50 mg L<sup>-1</sup> in almost all cases.



**Figure 1:** Evolution of the nitrate concentration in drained water (mean annual weighted concentration) at Boigneville CT (a), Boigneville NT (b), Kerlavic (c) and Thibie (d). At Thibie, no drainage was recorded in 2007. Vertical bars indicate the mean standard error of each treatment.

In comparison, the nitrate concentration reached with NT and N- was 65 and 95 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, respectively (Table 4, column 8). The greatest decrease in nitrate concentration with CC was found at Thibie. At Boigneville, the combination of NT and CC was required to reach the threshold. The nitrate concentration above the threshold in CC treatment at Boigneville was due to the high concentration found in winter of 2003-2004, itself linked to high January

precipitation (Figure 1). If we exclude this winter, the mean nitrate concentration was 47 mg L<sup>-1</sup> instead of 57 mg L<sup>-1</sup>. In all sites, the nitrate concentration across the years was less variable in CC than in No CC plots.

#### 2.2.4.4 C and N stocks in soil

The amounts of C and N were measured over 60 cm. The amounts found in the 30-60 cm layer, below the ploughing depth, did not differ significantly between the treatments. They represented 64, 56 and 17% of the stocks in the 0-30 cm layer at Boigneville, Kerlavic and Thibie N, respectively. At each site, the N stocks in the surface layer were calculated for an equivalent soil mass corresponding to 30 cm except on NT for which the depth of stock was 28 cm (Table 6). The mean values measured in 2007-2008 were 4.95, 9.36 and 6.53 t N ha<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie N, respectively. CC had a significant effect on the N stocks. The mean annual increase due to CC was 11.9, 24.2 and 22.2 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at each site, respectively. The smallest increase occurred at Boigneville where the inputs of CC residues were the lowest (Table 2). CC effect appeared with both CT and NT treatments at Boigneville and in the N and N- treatments at Thibie in 2003. The same trends were observed for the C contents but were not significant due to their higher variability.

**Table 6:** Soil depth, bulk density, soil mass and C and N stocks measured in 2007 (all sites) or 2003 (Thibie)

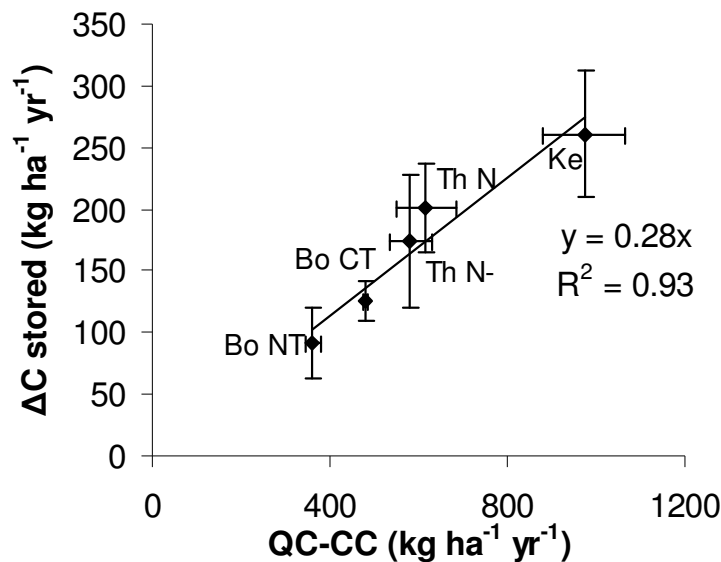
	Bulk density (g cm <sup>-3</sup> )	Depth (cm)	Soil mass (t ha <sup>-1</sup> )	C stock		N stock		
				No CC (t ha <sup>-1</sup> )	CC (t ha <sup>-1</sup> )	No CC (t ha <sup>-1</sup> )	CC (t ha <sup>-1</sup> )	Mean (t ha <sup>-1</sup> )
Boigneville CT	1.42	30.0	4258	44.7 (1.4)	45.7 (1.1)	4.85 (0.06)	5.07*** (0.10)	4.96
Boigneville NT	1.52	28.0	4258	44.2 (1.2)	45.1 (1.7)	4.86 (0.15)	5.02*** (0.13)	4.94
Kerlavic	1.26	30.0	3766	98.6 (2.6)	102.9*** (2.8)	9.20 (0.23)	9.52* (0.25)	
Thibie N 2007	1.40	30.0	4210	59.7 (6.0)	61.7 (3.9)	6.34 (0.37)	6.72* (0.26)	
Thibie N 2003	1.36	23.5	3207	50.5 (3.9)	52.5* (2.6)	5.55 (0.29)	5.77 (0.11)	5.64
Thibie N- 2003	1.36	23.5	3207	50.2 (3.2)	51.8 (1.9)	5.44 (0.18)	5.69** (0.14)	5.54

Intervals confidence (p<0.05) are indicated in parenthesis. Asterisks indicate results of Student test applied to the comparison between CC and No CC treatments (\* p<0.1, \*\* p<0.05, \*\*\* p<0.01).

Results of other statistical tests (not shown here) are: N and C stocks at Boigneville were not significantly different between NT and CT. At Thibie, only N stock was significantly smaller in N- as compared to N (p<0.10).

At Boigneville, the NT treatment had no significant effect on the N and C stocks as compared to CT when comparing the same soil mass. The N content with NT was higher in the first layer (2.66 vs. 2.58 t ha<sup>-1</sup>), but smaller in the second layer (2.28 vs. 2.38 t ha<sup>-1</sup>). These results confirm previous measurements made in 2001 (data not shown), that indicate that NT did not result in C and N sequestration in this experiment. At Thibie, the reduced fertilization (N-) resulted in a slight decrease in N storage in the soil. The N stock in 2003 for the ploughing depth of 23.5 cm was 5.54 vs. 5.64 t ha<sup>-1</sup> with the N treatment, and corresponds to a mean decrease of 7.3 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>.

The effect of CC on the C and N storage in the soil was compared to the amounts of C and N added through CC residues. No significant correlation was found between  $\Delta N$  stored and the N inputs due to CC residues (data not shown). However, a strong correlation was observed between  $\Delta N$  stored and the C inputs due to CC ( $r^2 = 0.74$ ).

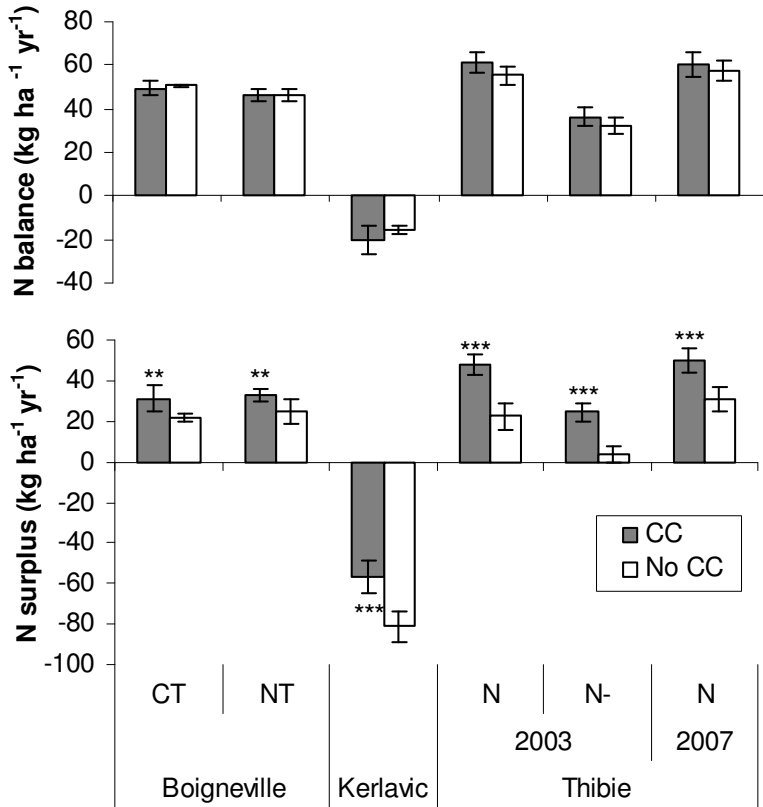


**Figure 2:** Relationship between the mean annual C sequestered in the soil due to catch crops ( $\Delta C$  stored) and the mean C input derived from CC (QC-CC) at Boigneville (Bo), Kerlavic (Ke) and Thibie (Th).  $\Delta C$  stored is the product between measured  $\Delta N$  stored and the mean C/N ratio of soil at each site. Bars represent the confidence intervals ( $p < 0.05$ ).

The best correlation was found between  $\Delta C$  stored and the C inputs due to CC (Figure 2). The slope of the regression, which represents the apparent humification coefficient, was high (28%).

**2.2.4.5 N balance and surplus**

The N balance was primarily dependent on the sites. It varied from -17 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Kerlavic to 61 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Thibie N. Intermediate values were measured at Boigneville with 48 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> and at Thibie N- with 34 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> (Figure 3). The low N balance obtained at Kerlavic was mainly due to low N inputs and high N exports from the crops (silage maize and wheat straw). Atmospheric deposition corresponded to 16 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville and Thibie and 9 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Kerlavic.



**Figure 3:** Mean annual N balance (upper graph) and N surplus (lower graph) in the various treatments and sites. N balance is the difference N inputs – outputs (Eq. 4). N surplus is the difference N balance – N leaching (Eq. 6). Asterisks indicate the results of the Student t-test comparing the CC and No CC treatments (\* p<0.1, \*\* p<0.05, \*\*\* p<0.01). Results of other statistical tests (not shown here) are: N balance and N surplus were significantly influenced by fertilisation rate at Thibie and were not affected by soil tillage at Boigneville.

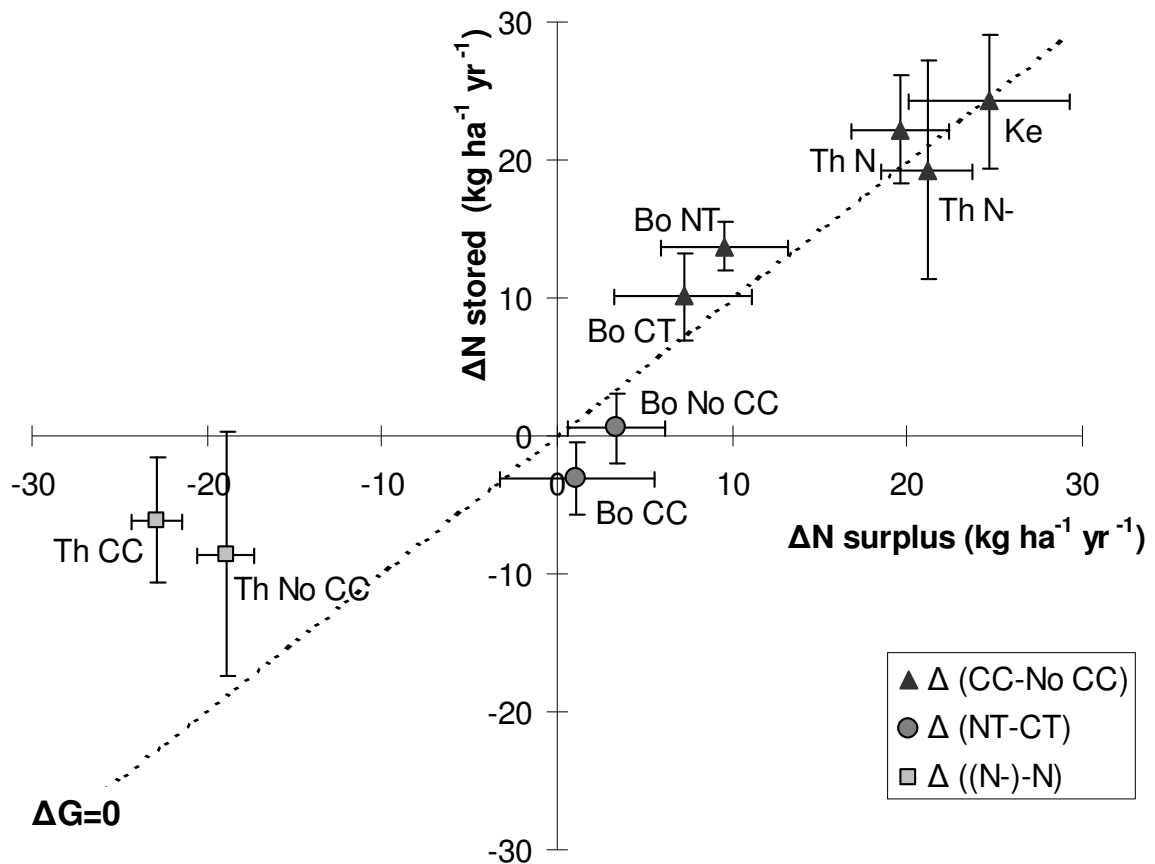
Symbiotic fixation from spring pea calculated at Boigneville and Thibie varied from 141 to 189 kg ha<sup>-1</sup> with the highest values being observed at Boigneville CT. CC and soil tillage did not significantly affect the N balance, while the N- treatment decreased the N balance by 24 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Thibie due to the lower inputs. A positive balance was observed at two sites and for each of the treatments. These findings indicate that the N was either stored in soil or lost by leaching and/or gaseous emissions.

The N surplus, which is the difference between the N balance and the leached N, represents the sum of N immobilisation and gaseous losses. It ranged from +22 to +33 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville and from -78 to -53 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Kerlavic. At Thibie the N surplus ranged from +4 to +25 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> with the N- treatment and from +23 to +50 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> with the N treatment. At each of the three sites, the N surplus was always higher in the CC treatment than in the No CC treatment. The difference varied from +7 to +25 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> and primarily originated from the reduction of N leaching due to CC. At Boigneville the difference between NT and CT treatments was small (1-3 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) and was not significantly different from 0. At Thibie the N surplus was markedly decreased by the reduction of fertilization, from -23 to -19 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>.

#### **2.2.4.6 Comparison between $\Delta N$ surplus and $\Delta N$ storage**

Figure 4 shows the differences in the N stored versus the differences in the N surplus for each treatment compared to its reference, i.e. CC vs No CC, NT vs CT, and N- vs N at the end of experiment. The effect of CC was similar at all three sites: the  $\Delta N$  stored and  $\Delta N$  surplus were similar, which indicates that CC did not significantly modify the N gaseous emissions ( $\Delta G \approx 0$ ). There was a trend for a small reduction in gaseous emissions due to CC at Boigneville and Thibie N. However, the estimates of  $\Delta N$  stocks were not precise enough to draw definitive

conclusions.



**Figure 4:** Relationship between  $\Delta N$  surplus and  $\Delta N$  stored at Boigneville (Bo), Kerlavec (Ke) and Thibie (Th).  $\Delta N$  is calculated by difference between a given treatment and the reference treatment (no catch crop, conventional fertilisation and plough tillage) at the end of the experiment (see Eq. 8). Bars represent the confidence intervals ( $p < 0.05$ ). Points above the 1:1 line correspond to  $\Delta G < 0$  while points below the line have a  $\Delta G > 0$ .

The NT treatment did not significantly modify the N storage and the N surplus as compared to CT. However, the NT treatment resulted in a significant increase in the gaseous losses, which corresponds to  $3.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  ( $p < 0.05$ ). The effect of reduced fertilization was stronger. It diminished the N surplus by  $20.9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  as compared to the N treatment while the N storage was decreased by only  $7.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . Therefore reducing the fertilization (by  $39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ , Table 1) led to a marked decrease of  $13.6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  in gaseous emissions.

## 2.2.5 Discussion

The aim of this paper was to analyse the long-term effects of three agricultural practices (CC

establishment, introduction of no till and reduction of fertilization below the recommended rate) on nitrogen balance when either leaching or N inputs are reduced. We studied the N uptake by the main crops, leaching, storage and N balance for each alternative practice (CC, NT and N-).

The crop biomass production appears to be sensitive to long term implementation of CC. In our study the establishment of CC did not reduce the crop biomass production over the long term by a pre-emptive N competition (Thorup-Kristensen et al., 2003) and even increased it in some cases. The increase could be due to a nitrogen effect, such as increased N mineralization (Constantin et al., accepted), or other effects such as improved soil structure or biology (Breland, 1995; Mendes et al., 1999). Tonitto et al. (2006) realized a meta-analysis on the effect of CC and concluded that there was no significant effect of non leguminous CC on the yields of main crops; however, most experiments in their review lasted 2-3 years and long-term studies were too few to identify an eventual increase in crop production after 10 years or more. At Boigneville, no-tillage did not significantly modify the crop yield and the N uptake, confirming previous studies in Northern Europe (Hansen et al., 1997b; Thomsen and Sorensen, 2006). At Thibie, reduced fertilization diminished crop production and N uptake as expected (e.g. Lopez-Bellido and Lopez-Bellido, 2001).

The drainage response to CC observed in our study is consistent with the literature. The slight reduction in drainage observed at Kerlavic and Thibie ( $25-30 \text{ L m}^{-2}$ ) for a CC biomass between  $1.4$  and  $2.3 \text{ t ha}^{-1}$  is attributable to a greater evapo-transpiration by the catch crop in the autumn. This yields a ratio of  $13-21 \text{ L m}^{-2}$  per  $\text{t ha}^{-1}$  of dry matter produced which is consistent with other published studies (Martinez and Guiraud, 1990; Dorsainvil et al., 2002). Assessing the NT and N- effects on this variable was not possible in our study, due to the lack of lysimeters in all treatments.

Nitrate leaching was reduced by each of the three alternative practices tested. However, CC establishment was the most efficient technique to decrease the nitrogen leaching and its



efficiency was maintained over the long-term. It was the only way to attain a good water quality (nitrate concentration below  $50 \text{ mg L}^{-1}$ ) in our study, since reduced tillage or fertilization was not sufficient. This is consistent with the fact that the greatest decrease of SMN at the beginning of drainage was obtained with CC. A surprising effect was observed at Kerlavic, since sowing CC every two years increased leaching by 16% as compared to No CC treatment during the year when there was no catch crop. This effect suggests that net mineralization was greater in the CC treatment, at least during the autumn. The greater mineralization is confirmed by the higher SMN content found at the maize harvest that increased the amount of leachable N. Thomsen and Christensen (1999) also found an increase in leaching after ceasing the catch crops, corresponding to 30% of the N retained by CC during the previous 5 years. NT reduced nitrogen leaching by 26% in our study, contrary to other long term experiments (Hansen and Djurhuus, 1997a; Oorts et al., 2007a) that showed an insignificant reduction in leached N. Surprisingly, a marked reduction of N fertilization below the conventional rate (-31%) during the 13 years had a moderate impact on leaching (-13%) and this effect did not seem to increase over time. This moderate reduction is linked to the small impact of reduced fertilization on SMN at harvest (Houlès et al., 2004; Sainju et al., 2006). The possibility of a greater effect after long term application due to cumulative effects has been hypothesized (Gomez et al., 2002; Köhler et al., 2006).

The measurements of C and N stocks in soil allowed us to assess the C and N sequestration due to the alternative practices. Establishing CC every year or every two years progressively increased the amounts of soil organic matter. The mean N sequestration rates found in this study, from 10 to  $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ , are consistent with those obtained after a 25 year experiment in Denmark (Berntsen et al., 2006). In this study, the extra N stored in the 0-20 and 0-80 cm layers was 15 and  $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  respectively, with the continuous use of CC. Using the SOILN model after 6 years of CC, Blombäck et al. (2003) simulated a similar increase of  $20 \text{ kg N ha}^{-1}$

yr<sup>-1</sup> over 30 cm. Our results indicate that the capacity of C and N sequestration by CC appears to be very important as compared to the measured C inputs, since the apparent humification rate of C derived from CC was close to 28% in all sites. This value is surprisingly much higher than that found for cereal straw whose humification coefficient was 11 to 14% (Thomsen and Christensen, 2004; Saffih-Hdadi and Mary, 2008). However, it is consistent with the estimates of humified C obtained during laboratory incubation of CC and mature residues (Justes et al., 2009). It is also close to the estimates of Zanatta et al. (2007) who obtained a coefficient of 26% for a mixture of maize and CC residues decomposing in conventional till systems over 18 years.

The second modified practice, introducing no till instead of mouldboard ploughing, did not result in significant N or C sequestration at Boigneville, even after 16 years. This result is contradictory to many published studies that indicate an increase in soil organic matter content with no-till (e.g. review by Arrouays et al., 2002). However, a large number of these studies based their calculations over a constant shallow depth and not a constant mass, without accounting for the frequent compaction of soil due to NT. Our results are consistent with more recent studies suggest that C sequestration may be over-estimated and could be negligible in some NT systems (Manley et al., 2005; Baker et al., 2007; Angers and Eriksen-Hamel, 2008).

The third change in agricultural practices, reducing mineral fertilization, resulted in a moderate reduction of the C and N sequestration at Thibie after 13 years. This is consistent with the results obtained from long term experiments with a variable rate of fertilization (Powlson et al., 1998). The decrease with lower mineral N fertilization is mainly attributed to the smaller plant biomass and smaller C inputs through the crop residues (Omay et al., 1997; Poudel et al., 2001).

The N balance, which is defined as the difference between the inputs and the outputs applied to the soil system, may constitute an indicator of N loss. It depends mainly on the N fertilization rate and the crop residues management. The effect of the crop residues management clearly appeared in our study where the crop residues were returned to soil at Boigneville and Thibie and

exported at Kerlavic. The effect of the N fertilization on N balance was smaller but significant. At Thibie, the N balance was  $+34 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  for the reduced N treatment vs.  $+58 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  for the conventional treatment with a mean difference in the N fertilization equal to  $39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . These values fit in the relationship between the N balance and the N fertilization rate established by Mary et al. (2002) using the data from Davies and Sylvester-Bradley (1995) for cereals in the UK. The relationship indicates that the rate of increase of the N balance is 50-60% of the N fertilization rate, when the applied N is lower than the optimal N rate. Houlès et al. (2004) obtained a mean value of 60% for various experiments on cereals. Among the other factors tested here, the N balance was affected neither by establishment of CC nor by no tillage, which is in agreement with the findings of Lopez-Bellido et al. (2006).

In our study, no relationship was observed between the N balance and nitrate losses, confirming other studies with a moderate N balance, i.e. lower than  $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (Beaudoin, 2006). Since the N balance represents the sum of N leaching, gaseous loss and immobilization, the agricultural practices should have induced variable amounts of gaseous losses and immobilization. Indeed we found that use of the catch crops resulted in smaller leaching losses and greater N storage in the soil. The lack of sensitivity of the N balance to some agricultural practices that can greatly decrease the N leaching means that this indicator is necessary but not sufficient for evaluating the environmental risks.

Comparison between extra N storage and extra N surplus due to each practice at the end of the experiment allowed us to evaluate their effect on the gaseous losses. The N retained by CC was mainly stored in the soil, which confirms the results of Poudel et al. (2001). The use of CC had no significant effect on increasing the N emissions, and even had a slight tendency in reducing them. On the contrary, the other two practices had a greater impact on the N gaseous losses than on the N storage. No-till increased the mean gaseous emissions by  $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . This result was probably due to the higher denitrification favoured by the smaller soil porosity. This

hypothesis is supported by the results of Oorts et al. (2007b), which were obtained from a neighbouring experiment of ours; they showed that the N<sub>2</sub>O emissions were higher in NT system after 32 years of differentiation. The reduction of the N fertilization on average by 39 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> resulted in a strong decrease in the gaseous losses of 13 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. This finding is consistent with the fact that applying less N fertilizer leads to reduced NH<sub>3</sub> emissions (Jarvis et al., 1990) and NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions (Stehfest and Bouwman, 2006).

### **2.2.6 Conclusion**

The three studied practices strongly differ in their efficiency to reduce N losses with long term application. In the cropping systems that include long fallow periods, establishing CC is the most efficient way to decrease the N leaching and to maintain long term nitrate concentrations below 50 mg L<sup>-1</sup>. However, the positive effect decreases with the reduction of CC frequency. Establishing catch crops every year in the context of low drainage is sufficient to reach the European threshold of water quality, at least in cropping systems without organic manures. Combining two techniques, like CC and NT, could contribute to effectively decreasing the available mineral N in the soil during the drainage period. However, the same combination could have adverse effects on the gaseous losses, particularly on N<sub>2</sub>O emissions.

The studied practices greatly differ in the C and N sequestered in the soil. This finding supports our hypothesis concerning the variable fate of the saved N by mitigating practices, even though we cannot distinguish the nature of the N emissions (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and NO<sub>x</sub>). CC appears to be the most reliable solution according to the environmental point of view. CC mediated trapping of nitrate in arable fields reduces the indirect N<sub>2</sub>O emissions since a part of leached nitrate is submitted to denitrification within the riparian zones. Catch crops are also promising to help maintaining the soil organic content in cropping systems where straw is exported for bioenergy purposes.

### **2.2.7 Acknowledgments**

The authors are grateful to Y. Briand, G. Briffaux, F. Lancelot, A. Besnard, F. Lagadec, E. Venet, C. Dominiarczyk, C. Herre and AREP (association régionale d'étude des productions céréalières et betteravières en Champagne crayeuse) for their contributions to the long-term experiments and J. Duval for the database construction. The authors thank the ARVALIS Institut du Végétal, Région Picardie and the Agence de l'Eau Seine-Normandie for supporting this work.

**Références à la fin du manuscrit**

**3 Effets cumulatifs des cultures intermédiaires sur le prélèvement d'azote par les cultures, le lessivage de nitrate et la minéralisation.**



## **3.1 Résumé**

### **3.1.1 Introduction**

Les CI sont utilisées pour réduire les fuites de nitrate depuis les systèmes de grandes cultures. Si leurs effets ont été largement étudiés à court terme, ceux de leur répétition sur le long terme, qui pourraient être différents, sont moins bien connus. Des effets cumulatifs des CI sur le bilan d'azote pourraient apparaître, c'est-à-dire des effets qui évolueraient au cours du temps (en augmentant ou diminuant) liés au fait qu'une CI enfouie à une année donnée aurait un effet non négligeable sur le système après un an ou plus. En moyenne 26 à 40% de l'azote des CI est rapidement minéralisé dans les mois suivant son incorporation. Une importante proportion entre dans la matière organique humifiée du sol qui est plus ou moins stable. Cette partie sera alors minéralisée dans les années suivantes. Une augmentation de la part labile de l'azote organique du sol pourrait expliquer certains effets observés sur l'absorption d'azote par les plantes et les effets négatifs sur la lixiviation quand les CI sont abandonnées. L'objectif de ce chapitre est d'identifier et de quantifier les possibles effets cumulatifs des CI sur la minéralisation nette de l'azote, l'absorption d'azote par les plantes et la lixiviation de nitrate.

### **3.1.2 Matériel et méthodes**

Cette étude se base sur les trois expérimentations de moyenne durée du premier chapitre. La minéralisation est calculée grâce à un bilan apparent d'azote établi deux fois par an pendant toute la durée de l'essai. Ce bilan intègre les variations de stock d'azote minéral du sol mesuré à la récolte et en fin d'hiver, les entrées (fertilisation, dépôts atmosphériques, fixation symbiotique) et les sorties (absorption par les cultures, lixiviation, pertes gazeuses liées à l'engrais, organisation de l'engrais dans le sol) d'azote du système. Les pertes gazeuses et l'organisation de l'azote de l'engrais sont évaluées à partir d'un coefficient virtuel d'utilisation de l'azote par la culture,



estimé par la combinaison des données annuelles du coefficient apparent d'utilisation de l'engrais (par différence avec un témoin non fertilisé) et la mesure du coefficient réel d'utilisation de l'engrais marqué à l'azote 15 pendant deux ans. Parallèlement, des mesures de minéralisation nette sur sol nu pendant un an ont été réalisées après 12 ans d'expérimentation pour confirmer notre calcul par le bilan d'azote minéral du sol sur 2 des 3 sites étudiés. Des analyses statistiques de décomposition de la variance des variables d'intérêt (minéralisation nette, absorption, lixiviation) ont permis de discerner si les interactions entre les facteurs étudiés et les facteurs non contrôlés pouvaient intervenir dans les évolutions temporelles. L'évolution de la différence de minéralisation, d'absorption par les cultures et de lixiviation d'azote entre le traitement avec CI et le témoin sans CI est étudiée par régression linéaire pour identifier d'éventuels effets cumulatifs de l'implantation répétée de CI. L'évolution de la minéralisation liée aux CI a été modélisée en fonction de leur C/N et des propriétés du sol à l'aide du module de décomposition des résidus de STICS.

### **3.1.3 Résultats**

Notre étude a montré que les CI demeurent aussi efficaces pour réduire l'azote lixivié après une quinzaine d'années qu'au début de l'expérimentation, réduisant la concentration nitrique de l'eau drainée de 34 à 52% selon les sites soit de 25 à 72 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>. Cette efficacité n'est pas diminuée malgré la minéralisation accrue liée aux CI et l'absence d'adaptation spécifique de la fertilisation azotée à la présence de CI sur 2 des 3 sites. Cependant, un arrêt des CI pourraient entraîner une lixiviation plus forte que dans le traitement sans CI.

Les estimations de la minéralisation nette de l'azote par nos différentes méthodes sont concordantes. Les CI augmentent significativement cette minéralisation sur tous les sites, dès la première année ou quelques années après des CI successives. L'extra-minéralisation moyenne permise par la CI est de 27, 9 et 18 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. L'existence d'effets cumulatifs a été démontrée

sur deux des trois sites étudiés avec une augmentation modérée de la minéralisation liée aux CI au cours du temps, de 2.0 à 2.6 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-2</sup>. Les mesures de minéralisation sur sol nu après 12 ans confirment ces résultats. Après une quinzaine d'années, une proportion variable de l'apport total d'azote par les CI est minéralisée, de 26% à 77% selon le site. La variabilité des cinétiques de minéralisation dépend du site (sol et climat) mais est principalement attribuée à la nature de la CI et son C/N. Les différentes cinétiques de minéralisation de CI sont bien reproduites mais avec moins d'amplitude quand les quantités moyennes mesurées de carbone et d'azote de la CI sont entrées dans le modèle. Améliorer la prédiction demande de modifier légèrement les entrées, soit la quantité, soit leur C/N. Ce résultat suggérerait que la mesure des apports de C du système racinaire constitue une approche par défaut. L'apparition d'effets cumulatifs s'explique donc par le C/N des résidus entraînant l'entrée d'une proportion variable d'azote dans l'humus provenant soit uniquement du résidu (C/N faible), soit de l'organisation de l'azote du sol en supplément (C/N élevé). Les apports réguliers par les CI accroissent progressivement la matière humifiée du sol entraînant l'augmentation du potentiel de minéralisation pour les années suivantes. L'intensité de l'effet cumulatif dépend également du taux de minéralisation de l'humus qui est fonction des caractéristiques du sol. L'absence d'effet cumulatif sur le troisième site peut être attribuée soit à une absence réelle d'effets cumulatifs, contrairement à ce que nous suggère le modèle, soit au manque de puissance du dispositif qui ne comporte qu'une des trois cultures de la rotation par an à l'opposé des deux autres sites, sachant que les effets cumulatifs devraient être les plus faibles sur ce site parmi les trois.

L'implantation systématique de CI entraîne des effets variés sur les biomasses et l'absorption d'azote par les cultures. Un effet négatif est observé les premières années suivi d'un effet positif après quelques années sur les deux sites où des effets cumulatifs sur la minéralisation ont été observés. Sur le troisième site, les CI ont peu d'effet sur les cultures, probablement lié à l'ajustement de la fertilisation dû à la CI, à l'absence d'effet cumulatif significatif sur la

minéralisation de l'azote et au fait que la majorité de la minéralisation supplémentaire due à la CI a lieu en hiver. Sur les trois sites, une bonne corrélation est trouvée entre le supplément de minéralisation intervenant pendant le développement de la culture principale et l'absorption d'azote d'où la bonne correspondance entre les effets des CI observés sur la minéralisation de l'azote du sol et l'absorption d'azote par les cultures.

### **3.1.4 Conclusion**

Des effets cumulatifs liés à l'implantation systématique de CI ont été mis en évidence pour l'absorption d'azote pour au moins deux des trois sites étudiés. Ces effets sont attribués à l'accroissement de la minéralisation dû aux CI. En effet, des effets cumulatifs sur la minéralisation nette d'azote ont également été mis en évidence pour deux des trois sites. Cependant, aucun effet cumulatif n'apparaît sur la lixiviation de nitrate; les CI demeurant toujours aussi efficaces pour réduire le lessivage. L'intensité des processus dépend du site considéré et de la nature de la CI. Le modèle a été capable de reproduire les différentes dynamiques de minéralisation mais dans une amplitude moindre que celle observée, suggérant que les entrées d'azote et de carbone ont pu être sous estimées. L'évolution à plus long terme de ces effets cumulatifs et l'atteinte d'un nouvel état d'équilibre pourront être testées par modélisation à plus long terme pour déterminer tous les effets des CI sur des temps longs.

## **3.2 Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization**

**Constantin J.<sup>1</sup>, Beaudoin N.<sup>1</sup>, Laurent F.<sup>2</sup>, Cohan J.P.<sup>2</sup>, Duyme F.<sup>2</sup>, Mary B.<sup>1</sup>**

**Plant and soil (accepted).**

<sup>1</sup>INRA Unité Agro-Impact, rue Fernand Christ, 02007 Laon Cedex - France

<sup>2</sup>Arvalis Institut du Végétal, 91700 Boigneville - France.

*Keywords:* cover crops, nitrate, long-term, yield, turnover, carbon.

### **3.2.1 Abstract**

Establishing catch crops (CC) can efficiently decrease nitrate leaching in arable cropping systems but their long-term impacts on nitrogen mineralization are not well known. The aim of this study was to quantify net N mineralization throughout years in soils with a continuous use of CC and its consequences on N uptake and leaching. We analysed the results obtained on three sites in northern France which were monitored during 13-17 years. CC frequency and species differed between sites: mustard every year at Boigneville, radish every year at Thibie and ryegrass every two years at Kerlavic. Net mineralization was calculated using a mass balance on mineral N in soil taking into account measured inputs and outputs. The mean annual N mineralization in the conventional treatment (without CC) was 109, 157 and 140 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively. CC establishment enhanced the annual mineralization on average by 26, 9 and 18 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> respectively during the 13-17 years period. The extra mineralization (due to CC) was positive since the first year at Boigneville whereas it was negative or nil during the first 3-5 years at Kerlavic and Thibie. On these two

sites, the extra mineralization rate increased significantly through time at a rate of 2.0 and 2.6 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-2</sup>. At the end of experiment, the cumulative extra mineralization represented 72%, 23% and 60% of the total N added by CC residues at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. Repeated CC increased significantly N uptake and N use efficiency by main crops at Kerlavic and Thibie, not at Boigneville. The CC efficiency to reduce N leaching was maintained throughout years in all sites. C and N dynamics during CC decomposition were simulated with a three compartments model. The model could reproduce the shape of extra N mineralization kinetics but underestimated the range of variation between sites. A better prediction was obtained when C or N inputs due to CC were increased by 10-57%, suggesting that the actual inputs could be markedly greater than those measured in CC residues.

### **3.2.2 Introduction**

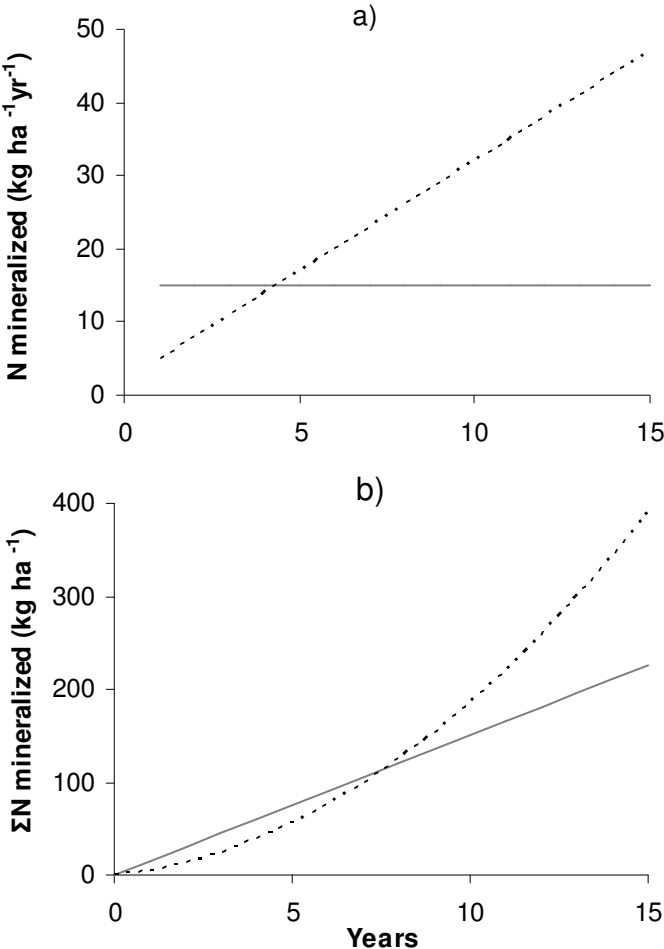
Facing up to nitrate contamination of groundwater, establishing catch crops (CC) is a means to decrease nitrogen leaching in arable cropping systems. The effects of CC have been widely investigated on the annual scale and appear to be mostly positive (e.g. the review of Thorup-Kristensen et al. 2003). Although the impacts of repeated catch crops over the long term may differ from annual effects, they have received little attention. Adding CC residues may favour soil organic carbon sequestration but there is no consensus about its intensity and consequences. From 26 to 40% N of CC residues are quickly mineralised, in the first years after incorporation, depending on species (Chapot et al. 1990; Thomsen et al. 2001). The rest of N inputs enters a more or less stable SOM fraction which will be mineralized after several months or years. Several studies reported by Thorup-Kristensen et al. (2003) indicate that CC practice increases the labile soil organic N after relatively few years (3-7 years). This could lead to enhanced mineralization and this hypothesis is often put forward to explain the increase in crop N uptake or in nitrate leaching when CC are abandoned (Hansen et al. 2000; Kuo and Jellum 2000;

Thomsen and Christensen 2004). This increase could result in higher uptake if these two phenomena, mineralization and crop uptake, occur simultaneously, leading to greater efficiency of N use by the main crop. Late mineralization could increase the risk of leaching. Berntsen et al. (2006) suggest that after ten years of continuous CC without reducing fertilization, leaching will increase and CC will be less efficient.

The impact of the successive CC must be integrated over a long term since the N input from CC is not fully mineralized in the first year. Soil organic matter (SOM) models are useful tools to understand the possible cumulative effects of CC on mineralization through time (e.g. Berntsen et al. 2006). The slow degradation of SOM derived from CC could result in a variation of N mineralization through time. Hansen et al. (2000) noticed that 4 years after ceasing CC, there was still an effect on yields of spring wheat. Cumulative effects due to CC can be identified by a significant evolution of the annual difference between two treatments for a given variable through time, either increase or decrease (Figure 1a). If we sum up the annual differences through time, the cumulative effects result in a non linear curve (Figure 1b), so that the effect obtained on one given year is dependent on the previous years. In the absence of cumulative effect, the effect of CC is the same every year whatever the chronology.

This paper aims at quantifying the possible cumulative effects of CC on net N mineralization in soil, N uptake by main crops, N use efficiency and N leaching due to repeated catch crops. We investigated three long term experiments differing in soil type, climate and crops. A previous paper has delivered the N balance (outputs-inputs) and demonstrated that growing CC repeatedly reduced N leaching and increased N and C sequestration in soil (Constantin et al. 2010). However, the evolution of mineralization through time and the analysis of cumulative effects has not been reported yet. Estimating accurately the net mineralization in cropped soils still remains a challenge (e.g. Powlson & Goulding 1999). Various methods can be used such as laboratory incubation (e.g. Kuo and Sainju 1998; Trinsoutrot et al. 2000), addition of <sup>15</sup>N labelled residues

(e.g. Thomsen et al. 2001), *in situ* N balance methods (Bhogal et al. 1999; Mary et al. 1999) or use of simulation models (e.g. Gabrielle et al. 2002). We used a mass balance method to calculate mineralization because this method was expected to give the more realistic estimate of *in situ* mineralization during the whole experimental period (13-17 years).



**Figure 1** Examples of long-term effects of catch crops on N mineralization through time: (a) annual N mineralized and (b) cumulative N mineralized. Cumulative effects occur in situations with dotted lines but do not in situations with bold lines.

### 3.2.3 Material and methods

#### 3.2.3.1 Experimental sites

The three long term experiments investigated are located in Northern France. They compare the effect of three “improved” agricultural practices: catch crop, no-till and reduced N fertilization (Table 1). Their duration varied from 13 to 17 years.

**Table 1** Description of experimental sites.

	Boigneville	Kerlavic	Thibie
Localization	48°19'N, 2°23'E	48°03'N, 4°04'W	48°56'N, 4°14'E
Soil	Haplic luvisol on calcareous bedrock	Brunisol on granite bedrock	Rendzina overlying chalk
Rotation*	WW / SB / SP	WW / M	SP / WW / S (until 2003) WW / SB / S (after 2003)
Soil sampling depth (cm)	90	90	110
Crops present every year	1/3	2/2	3/3
Nitrogen treatment**	N	N	N or N-
N fertilizer	solid ammonium nitrate	solid ammonium nitrate	liquid urea ammonium nitrate
Mean N rate (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	103	125	85 (N-) and 124 (N)
Tillage***	CT or NT	CT	CT
Fallow period****	CC or NoCC	CC or NoCC	CC or NoCC
Catch crop: species, frequency	White mustard ( <i>Sinapis alba</i> ), every year	Italian ryegrass ( <i>Lolium multiflorum</i> ), 1 year/2	Radish ( <i>Raphanus satinus</i> ), every year
Number of replicates	3	3	3
Duration (years)	16	13	13 (N-) or 17 (N)
Years of experiment	1991-2007	1994-2007	1990-2007
Annual temperature (°C)	11.5 ± 0.6	12.1 ± 0.4	10.8 ± 1.0
Annual precipitation (mm)	604 ± 152	1213 ± 204	605 ± 198

\* Crops: WW = winter wheat, SB = spring barley, SP = spring pea, M = silage maize, S = sugarbeet

\*\* Fertilization rates: N = recommended rate, N- = reduced rate (69% of recommended rate)

\*\*\* Soil tillage: CT = conventional (mouldboard plough), NT = no-till

\*\*\*\* Fallow period: CC = with catch crop, No CC = without catch crop.

CC establishment was tested in all sites versus conventional technique, i.e. bare fallow soil in autumn. Its frequency varied between sites, every year at Boigneville and Thibie and every two years at Kerlavic. CC were sown in late August or early September and were destroyed in



November at Thibie and Boigneville and February at Kerlavic. The effect of a reduced N fertilization was also evaluated at Thibie from 1990 to 2003. The reduced fertilization treatment (N-) received 31% less nitrogen than the conventional practice (N) which was given the recommended N rate calculated by AZOBIL method using measurements of soil mineral N in mid-winter (Beaudoin et al. 2005). The third alternative practice evaluated concerned soil tillage at Boigneville. The no-till technique (NT) was compared to the conventional tillage (CT) which included mouldboard ploughing and superficial tillage. The N fertilization rates applied annually were differentiated between CC treatments at Boigneville while they were not at Kerlavic and Thibie. However, the annual variations in fertilizer rates between CC and No CC treatments at Boigneville did not result in a significant difference over the whole experimental period. The main soil characteristics are given at Table 2.

**Table 2** Mean physical and chemical properties of the soils on each of the three sites measured at the beginning of experiment, except for organic C and N which were measured in 2007.

	Depth (cm)	CaCO <sub>3</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	Clay (g kg <sup>-1</sup> )	Silt (g kg <sup>-1</sup> )	Sand (g kg <sup>-1</sup> )	Organic C (g kg <sup>-1</sup> )	Organic N (g kg <sup>-1</sup> )	pH
Boigneville	0-30	2	240	668	62	10.5	1.16	7.4
Kerlavic	0-30	0	159	458	353	26.8	2.49	5.8
Thibie	0-20	811	90*	89*	11*	16.0	1.74	8.3

\* Measured after removing CaCO<sub>3</sub>

### 3.2.3.2 N inputs

The mean fertilizer rates applied on winter wheat were 180, 160, 180 and 147 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic, Thibie N and Thibie N-, respectively. Spring barley received 110 and 170 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville and Thibie N, respectively. Maize received 95 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Kerlavic. The mean rate applied to sugarbeet was 150 and 107 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Thibie N and N-, respectively. The symbiotic fixation from spring pea was evaluated using the proportion of N derived from atmosphere at harvest (*Ndfa*, in %) which was calculated as proposed by Voisin et al. (2002):

$$Ndfa = -0.23 N_{sow} + 87.3 \quad (1)$$

where  $N_{sow}$  is the soil mineral N content (SMN, in  $\text{kg ha}^{-1}$ ) in the upper soil layer (0-30 cm) at sowing. This relationship was obtained on spring pea and was highly significant ( $R^2 = 0.98$ ). We applied it to our data since the range of inorganic N contents at sowing was similar to the calibration dataset of the authors. The calculated  $Ndfa$  in our study varied between 61% and 83% of the N uptake. The symbiotic fixation by pea ( $F$ ) was calculated as the N uptake (in aerials) multiplied by  $Ndfa$ . It ranged from 104 to 293  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  and the mean value was 191  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ .

Atmospheric deposition was calculated as the product of rainfall amount and mean mineral N ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_3\text{-N}$ ) concentration in rainfall. The latter value was measured at Kerlavic (mean value = 0.70  $\text{mg N L}^{-1}$  in 2007) and Thibie (mean value = 2.54  $\text{mg N L}^{-1}$  in 2007). The mean concentration measured at Thibie was applied at Boigneville which had a similar climate and environment.

### 3.2.3.3 N uptake

Plants were sampled on microplots taken at harvest of each main crop. Grains and tip roots were separated from the rest of aerial biomass for winter wheat, spring barley, spring pea and sugarbeet. Silage maize plants were collected and dried out without separating leaves and grains. Biomass and nitrogen content were measured on samples of all plant organs to evaluate the nitrogen uptake and offtake. Crop residues were returned onto soil at Boigneville and Thibie and removed at Kerlavic except stubble and roots. CC samples were taken at destruction to evaluate their biomass and C and N contents. Roots present at soil surface (0-30 cm) were sampled on some occasions to obtain estimates of the root: shoot ratio with respect to biomass and N content. CC were incorporated in soil in tilled plots or left at soil surface in no-till plots.

### 3.2.3.4 Mineral and organic N in soil

Soil samples were collected down to a standard rooting depth (Table 1) three times per year (at harvest, late autumn and mid-winter) in order to determine the water content and SMN

content in the different layers. Nitrate and ammonium were extracted using a KCl solution (1M) and analysed by continuous flow colorimetry (Khan et al. 2000). The soil organic nitrogen and carbon contents were measured on five occasions between 2007 and 2008 on the 0-15, 15-30 and 30-60 cm layers, after 13 to 17 years of the experiment. The soil cores were taken by using a motorized tubular auger (8-cm diameter). The cores came from each of the five dates and six replicates were analysed separately. This formed a set of 30 replicates at each soil depth. At Thibie, previous measurements had been made in 2003 on N- treatment over the ploughing depth, i.e. 0-23.5 cm. Total N contents were measured both by Dumas (combustion) and Kjeldahl (wet digestion) methods. The two methods gave similar results which were averaged. Organic C contents were determined by Dumas method at Kerlavic and Boigneville and Walkley-Black method in the highly calcareous soil of Thibie. The bulk density was determined on several occasions by taking soil samples using the previous motorized tubular auger along a vertical trench. The amount of soil organic carbon and nitrogen at a given site were calculated over a constant soil mass, corresponding to a depth equal or greater than the conventional ploughing depth.

### **3.2.3.5 Nitrate leaching**

The sites had been equipped with lysimeters and porous cups. Two, four and six lysimeters were used to estimate drainage at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. All sites included lysimeters with and without CC combined with the various crops present each year. At Boigneville, the lysimeters were under conventional tillage only. The drainage in the no-till treatment was assumed to be similar to the drainage in CT, in agreement with the results of Oorts et al. (2007). In the case of Thibie experiment, the lysimeters were located at Fagnières, 8 km far from Thibie, but they were built on the same soil type (Muller 2002) and have received the same cropping practices since 1990. The ceramic cups which were installed on each site have been used to measure the nitrate concentration in drained water. At Thibie, 7 cups were installed

at 110 cm depth on one of the three replicates, while 7 and 10 cups were installed at 90 cm depth at Boigneville and Kerlavic, respectively. The combination of lysimeters and porous cups allowed us evaluating the concentration and the amount of nitrate in the percolating water. The adequacy of these techniques to quantify drainage and nitrate leaching has been demonstrated earlier (Webster et al. 1993).

Leaching was calculated using trapezoidal method (Lord and Shepherd 1993) which consists in interpolating drainage between two dates of nitrate measurements in porous cups and calculating the quantity of leached nitrate ( $L$ , in  $\text{kg N ha}^{-1}$ ) between date 1 and date  $n$  as:

$$L = 2.26 \cdot 10^{-3} \sum_{i=1}^n \left[ \frac{C_i + C_{i+1}}{2} \right] \times D_i \quad (2)$$

$C_i$  is the nitrate concentration ( $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) in porous cup at date  $i$  and  $D_i$  is the amount of drained water ( $\text{L m}^{-2}$ ) during the  $(i, i+1)$  time interval. Nitrate measurement in porous cups was made on average 4, 9 and 4 times per year at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively, according to drainage intensity.

### 3.2.3.6 Fertilizer N use efficiency

N use efficiency was measured on two sites out of three (not at Kerlavic). At Boigneville and Thibie, N use efficiency was calculated every year combining two measurements: the apparent efficiency ( $\epsilon_a$ ) which was measured every year and the  $^{15}\text{N}$  fertilizer recovery in the plant ( $\epsilon_r$ ) which was measured during the last two years (2007 and 2008).  $\epsilon_a$  was calculated every year by comparing fertilized and unfertilized plots, as follows:

$$\epsilon_a = \frac{U - U_0}{F} \quad (3)$$

where  $U$  and  $U_0$  represent the nitrogen uptake in fertilized and unfertilized crops respectively, and  $F$  is the amount of fertilizer-N.  $\epsilon_a$  varied between 20% and 95%, and its mean coefficient of variation was 21%.

The  $^{15}\text{N}$  efficiency  $\epsilon_r$  was determined in 2007 and 2008 by using labelled  $^{15}\text{N}$  fertilizer (same chemical form than the unlabelled fertilizer) applied on small plots (6.4 m<sup>2</sup> each) with three replicates, according to Stevens et al. (2005).  $\epsilon_r$  varied between 24% and 88% and its mean coefficient of variation was 10%. Over the two years, a significant correlation was found between the two efficiencies:

$$\epsilon_r = 0.60\epsilon_a + 0.10 \quad (r^2 = 0.70, n = 66) \quad (4)$$

This equation was applied every year to predict the N use efficiency ( $\epsilon_r$ ) for all years of experiment at Boigneville and Thibie from the  $\epsilon_a$  data.

### 3.2.3.7 Net N mineralization

The net mineralization of nitrogen in soil ( $M$ ) was calculated using the mass balance of soil mineral N:

$$M = N_f - N_i + U + L - F - S - A + G_S + G_F + I_F \quad (5)$$

where  $N_f$  and  $N_i$  are the final and initial SMN contents over the rooting depth, respectively;  $U$  is the total N uptake by crops (main crops and CC),  $L$  is the amount of leached nitrogen,  $F$  is the fertilizer rate,  $S$  is the N input by symbiotic fixation,  $A$  is the atmospheric deposition,  $G_S$  and  $G_F$  are the N gaseous losses from soil and fertilizer respectively, and  $I_F$  is the N immobilization from the fertilizer.

Two estimates of the  $M$  term, called apparent net mineralization, can be calculated. The first

estimate ( $M_1$ ) was calculated for the 3 sites as:

$$M_1 = N_f - N_i + U + L - F - S - A \quad (6)$$

According to Eq. (4),  $M_1$  is linked to  $M$  as follows:

$$M_1 = M - G_S - G_F - I_F \quad (7)$$

At Boigneville and Thibie, the net mineralization could be better assessed by using the  $^{15}\text{N}$  recovery ( $\varepsilon_r$ ) which accounts for immobilization and gaseous losses related to the fertilizer. According to Recous et al. (1988), we assumed that i) the nitrate leached derived from the fertilizer was negligible during the crop cycle (February-harvest) and ii) the residual soil mineral N derived from the fertilizer was negligible at harvest. This last assumption was confirmed by isotopic measurements of soil mineral N at harvest in 2007 and 2008 in the  $^{15}\text{N}$  labelled fertilizer plots. Therefore the unused part of fertilizer,  $(1 - \varepsilon_r) F$ , is assumed to be either stored in soil organic matter or lost by gaseous emissions:

$$(1 - \varepsilon_r) F = G_F + I_F \quad (8)$$

The second estimate of net mineralization ( $M_2$ ) was calculated as:

$$M_2 = N_f - N_i + U + L - S - A - \varepsilon_r F \quad (9)$$

Combining Eq. (5), (8) and (9) shows that:

$$M_2 = M - G_S \quad (10)$$

The relationship between the two estimates is:

$$M_2 = M_1 - G_F - I_F \quad (11)$$

Net mineralization was calculated over two or three consecutive periods every year. At Kerlavic,  $M_1$  was calculated from harvest of main crops to mid-winter (corresponding to CC destruction when there was CC) and from mid-winter to the next harvest. At Boigneville and Thibie,  $M_1$  and  $M_2$  were calculated from harvest to late-autumn, from late autumn to mid-winter and from mid-winter to next harvest.

Furthermore, a third estimate of net mineralization ( $M_3$ ) was made at Boigneville and Thibie. In 2003, some plots were maintained bare fallow during one year; soil water and mineral N contents were measured every 3 weeks over the standard rooting depth. Net mineralization was calculated by using these measurements together with LIXIM model (Mary et al. 1999) as described by Oorts et al. (2007). The  $M_3$  estimate was compared to  $M_2$  calculated in two ways: (i)  $M_2$  was calculated during the same year than  $M_3$  (in 2003), (ii)  $M_2$  was the average of  $M_2$  values determined during the whole experiment.

The extra mineralization ( $\Delta M$ ) due to catch crops was calculated by difference between treatments with and without CC. The differences concerned  $M_2$  estimates at Boigneville and Thibie while  $M_1$  values were used at Kerlavic. The cumulative apparent mineralization rate of catch crops ( $M_{CC}$ ) was calculated at the end of experiment as:

$$M_{CC} = \frac{\Sigma \Delta M}{\Sigma U_{CC}} \quad (12)$$

where  $\Sigma \Delta M$  represents the cumulative extra mineralization due to CC and  $\Sigma U_{CC}$  is the total amount of N in CC residues (including measured roots) over the whole experimental period.

### 3.2.3.8 Statistical analysis

The first step analysis aimed at identifying the main interactions between climate, crop type and agricultural practices relative to the following variables: N uptake, N use efficiency, N leaching

and net mineralization ( $M_1$  and  $M_2$ ). It consisted in variance decomposition of the N balance terms using a mixed model which accounts for the random effects of climate (*Statistica*® software). This method is more appropriate than the general linear model because it takes into account the random effect of one or more factors or covariates. In the mixed model, the studied factors were crop and agricultural practices (CC, tillage and N rate) as fixed factors and the year with its specific climate as random factor. This analysis could identify the interactions between CC treatments and other factors.

The second step analysis was used to determine whether the differences between CC and NoCC treatments in N mineralization, uptake and use efficiency varied significantly through time. If no significant interaction was found in step 1, we considered the (CC-NoCC) difference as the impact of CC establishment solely. The long term CC impact was analysed by a linear regression of the annual difference (CC-NoCC) versus time. A significant evolution of this difference indicates the existence of cumulative effects (Figure 1). In the case of leaching, the high variability of leaching through years did not allow to evaluate correctly the effect of time on N leaching. Therefore we used cumulative drainage as time scale to diminish the weight of dry years. In this case, cumulative effects would be represented by a non linear curve as shown in Figure 1b.

### **3.2.3.9 Modelling N mineralization from CC**

The extra mineralization kinetics  $\Sigma AM(t)$  due to CC determined experimentally was compared to a simulated kinetics using the decomposition module of STICS model (Nicolardot et al. 2001). This module considers three compartments: crop residues, microbial biomass and humified organic matter characterized by their C:N ratio. The parameters describing C and N fluxes are the decomposition rate of crop residues, microbial yield, microbial decay rate, humification rate and C:N ratios of compartments. These parameters were fixed at values proposed by Justes et al.



(2009) who calibrated the model using laboratory incubations both with catch crop and mature residues. An additional parameter is the mineralization rate of the active organic matter which is formed during humification which depends on soil characteristics (Brisson et al. 2008); it was set at 0.064, 0.084 and 0.062 yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively. The input variables are the amounts of C added as CC residues and their C:N ratio. The module was adapted to simulate cumulative effects of yearly additions of plant residues. We simulated a mean situation, i.e. assumed that the temperature and moisture effects were constant every year as well as the amount of CC residues and their C:N ratio. Two simulations were run, differing in the C and N inputs derived from catch crops: the inputs were either the mean values of C and N measured at CC destruction time on each site (Sim 1) or the optimized values obtained by minimizing the differences between observed and simulated values of extra mineralization and organic N stocks measured at the end of experiments (Sim 2).

### **3.2.4 Results**

#### **3.2.4.1 Biomass and N uptake by CC**

Over the studied period, the mean biomass of catch crops (shoots + roots) was 1.07, 2.32 and 1.51 t DM ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. The highest production was obtained at Kerlavic on ryegrass which was grown every two years only but had a longer cycle than mustard and radish on the two other sites. The root: shoot ratio measured in dry matter was 20% in mustard and 72% in ryegrass. The mean annual N uptake (shoots + roots) varied from 0 to 74 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> over the whole period but the mean annual uptake was similar among sites: 33, 35 and 36 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. The root: shoot ratio measured in plant N represented 6% and 37% for mustard and ryegrass, respectively. At Thibie, the coarser roots of radish were harvested together with shoots; 15% of dry matter and 5% of N of harvested biomass were added to account for the finer roots left in soil. The C:N ratio of catch

crop residues differed between sites: 12.8, 28.3 and 17.0 at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively.

### 3.2.4.2 Evolution of N uptake by main crops

Over the whole period, aerial N uptake by main crops ( $U$ ) was in average 184, 152 and 188 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively. Crop type and climate had an important effect on N uptake on all sites, as shown at Table 3.

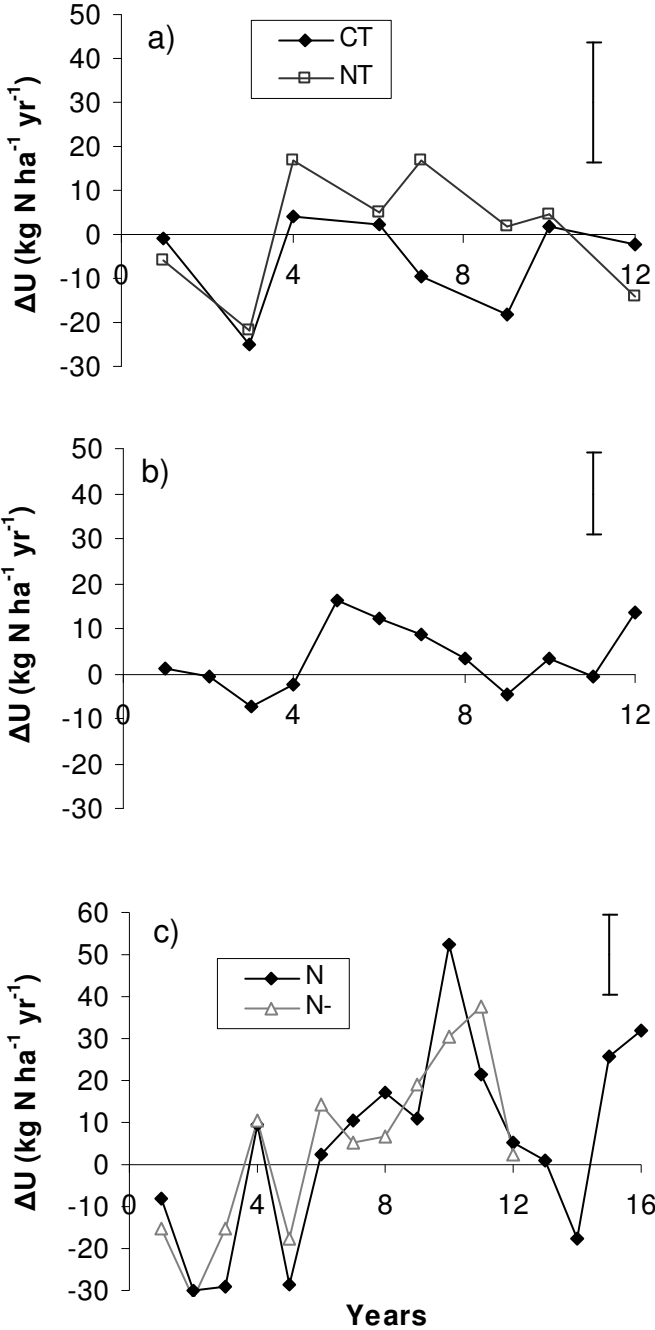
**Table 3** Statistical significance levels of the variance decomposition with mixed model on aerial N uptake ( $U$ ), N use efficiency ( $\epsilon_r$ ), N leaching ( $L$ ) and apparent mineralization ( $M_1$  and  $M_2$ ).

Factor or interaction			$U$	$\epsilon_r$	$L$	$M_1$	$M_2$
Boigneville	(1) Catch crop	Fixed			**	***	***
	(2) Tillage	Fixed	**	**	***	**	***
	(4) Crop	Fixed	*	**			***
	(5) Climate	Random	***	**	**	***	***
	(1*2)	Fixed					
	(1*4)	Fixed	*				
	(1*5)	Random			***		
Kerlavic	(1) Catch crop	Fixed	*		***		
	(4) Crop	Fixed			***	***	
	(5) Climate	Random		nd		**	nd
	(1*4)	Fixed	**		***		
	(1*5)	Random	*		***		
Thibie	(1) Catch crop	Fixed			***	**	***
	(3) N rate	Fixed				***	***
	(4) Crop	Fixed	***		***	***	***
	(5) Climate	Random		***	***		
	(1*3)	Fixed		*			
	(1*4)	Fixed		**	***	***	**
	(1*5)	Random	**		***	***	**

Signification levels: \* = p<0.10, \*\* = p<0.05, \*\*\* = p<0.01.  
nd = not determined.

Establishing CC significantly modified N uptake by main crops directly (factor 1 at Kerlavic) or through the interactions; its impact was dependent on climate or following crop (interaction 1×4 or 1×5). These interactions can hamper the interpretation of second step analysis which considers the differences between CC and NoCC treatments. To overcome this problem, we analysed N uptake per crop type. The interaction with years did not bother because the regression analyses

the effect of time on the extra N uptake.



**Figure 2** Evolution of the extra N uptake by cereal, sugar beet and maize crops through time at Boigneville (a), Kerlavic (b) and Thibic (c). Extra N uptake is the difference in N accumulated in aerials due to catch crops (CC-NoCC). Vertical bars represent the mean confidence interval over the all period ( $p < 0.05$ ).

The extra N uptake (difference in N uptake by main crops due to CC establishment,  $\Delta U$ ) was studied versus site, soil tillage, fertilization rate and crop. It ranged from -25 to +17, -7 to +16 and -30 to +52 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively, when spring pea was excluded (Figure 2). The effect of CC on N uptake by spring pea varied from -12 to +17 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville and from -15 and +20 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Thibie (data not shown).

The differences in N uptake varied through time according to site and crop. Table 4 shows the slopes of the linear regression of  $\Delta U$  versus time for the various crops. On cereals, the slope was not significantly different from 0 at Boigneville and Kerlavic whereas it was positive at Thibie on both N treatments. At Thibie, the mean increase in N uptake rate was 2.4 and 4.3 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-2</sup> on standard (N) and reduced (N-) fertilization rate, respectively.

**Table 4** Linear regression analysis of the extra N uptake ( $\Delta U$ ) or extra N use efficiency ( $\Delta \epsilon_r$ ) by main crops versus time for the various sites and crops. “Extra” means the difference between treatments with and without catch crops.

		$\Delta U$ vs. t					$\Delta \epsilon_r$ vs. t	
		All crops except pea	Cereals	Spring pea	Sugarbeet	Maize	Cereals	Sugarbeet
Boigneville CT	Slope <sup>a</sup>							
	Intercept <sup>b</sup>	ns	ns	ns	-	-	ns	-
Boigneville NT	Slope			2.5 **				
	Intercept	ns	ns	-15 ***	-	-	ns	-
Kerlavic	Slope					1.3*		
	Intercept	ns	ns	-	-	0	-	-
Thibie N	Slope	2.4 ***	1.9 ***		2.8 **		0.73 ***	
	Intercept	-15 ***	-5	ns	-24 **	-	-5.1 ***	ns
Thibie N-	Slope	4.3 ***	4.7 ***		3.8 *		0.75 **	
	Intercept	-20 ***	-18 ***	ns	-22 ***	-	-2.9	ns

<sup>a</sup> Slope of linear regression versus time, expressed in kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-2</sup> for the extra N uptake ( $\Delta U$ ) or in % yr<sup>-1</sup> for the extra N use efficiency ( $\Delta \epsilon_r$ )

<sup>b</sup> Intercept of linear regression versus time, expressed in kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> for the extra N uptake ( $\Delta U$ ) or in % for the extra N use efficiency ( $\Delta \epsilon_r$ )

Signification levels: ns = not significant, \* = p<0.10, \*\* = p<0.05, \*\*\* = p<0.01.

The y-intercept of the regression is negative, showing that catch crops exerted a negative effect on N uptake during the first years. Similar results were observed for sugarbeet. After 16 years of continuous catch crops, the N uptake by all crops except pea had increased by 22 kg N ha<sup>-1</sup>,

corresponding to 12% of N uptake in the conventional treatment (without catch crops and standard fertilization). At Kerlavic, a smaller but significant increase was observed in N uptake rate of maize:  $+1.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-2}$ . Pea uptake was not significantly affected by CC both at Thibie and Boigneville, except in the no-till treatment where  $\Delta U$  increased by  $2.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-2}$ . This stimulation of N uptake could be linked to an enhancement of soil physical properties by catch crops. Indeed the no-till soil had a rather compacted structure which impeded the pea growth compared to the conventional treatment.

#### **3.2.4.3 Evolution of fertilizer use efficiency**

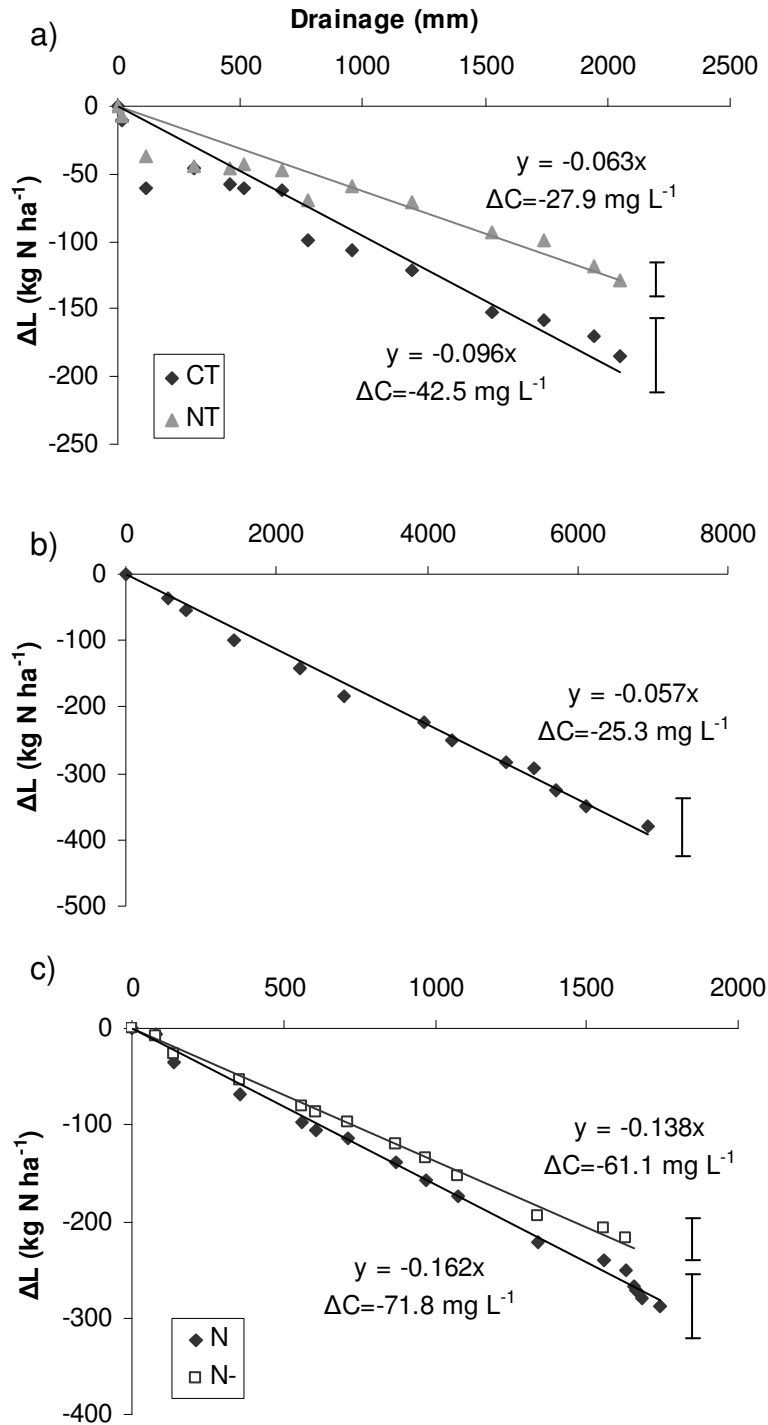
The mean values of apparent use efficiency ( $\epsilon_a$ ) measured at Boigneville and Thibie over all years were 92% and 65%, respectively, and the corresponding values of N use efficiency ( $\epsilon_r$ ) calculated using Eq. 4 were 65% and 43%. The significantly higher efficiency recorded at Boigneville could be due to the form of fertilizer (ammonium nitrate granules at Boigneville and solution of urea ammonium nitrate at Thibie) and the soil pH (higher pH at Thibie favouring  $\text{NH}_3$  volatilization). The statistical analysis with the mixed model first indicated that N use efficiency was not affected by CC treatment in both sites (Table 3). It showed a significant effect of soil tillage, crop and climate at Boigneville without interaction between these variables. For example, the mean efficiency by spring barley was 70% on CT and 76% on NT treatment. At Thibie,  $\epsilon_r$  was highly dependent on climate but not affected by N fertilizer rate. It was affected by interactions between CC treatment, N rate and crop ( $1 \times 3$  and  $1 \times 4$ ). These interactions do not hamper the second step analysis since the differences in efficiency due to catch crops ( $\Delta \epsilon_r$ ) are analyzed per crop and N rate. Table 4 indicates that  $\Delta \epsilon_r$  did not change significantly with time at Boigneville whereas it increased at Thibie for cereals on both fertilizer treatments. The variation rate at Thibie was quite significant ( $0.74\% \text{ yr}^{-2}$ ): indeed the efficiency increased from 40% to 46% during the 16 years experiment. No significant variation was found for sugarbeet. Similar conclusions could be drawn on both sites when the analysis was made on the apparent

use efficiency ( $\epsilon_a$ ) instead of  $\epsilon_r$  (data not shown).

#### **3.2.4.4 Evolution of N leaching**

The mean amounts of N leached over all years and treatments were 20, 55 and 22 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively. Kerlavic had higher leaching losses because of a much greater water drainage: 578 mm yr<sup>-1</sup> versus 125 and 142 mm yr<sup>-1</sup> on the two other sites. N leaching was highly dependent on catch crops on all sites (Table 3). The effect of CC was strongly interacting with climate (interaction 1×5), mainly due to the variability of drainage through years. It was also dependent on crops at Kerlavic and Thibie; these interactions (1×4 and 1×5) result from the variable duration of the bare fallow period. At Kerlavic, CC treatment markedly reduced N leaching in the long fallow period between wheat and maize whereas it slightly increased it during the next winter with a winter wheat cover. At Thibie, N leached was reduced by 83% during the long fallow period between winter wheat and sugarbeet and by 38% and 45% only after sugarbeet and spring pea, with a shorter fallow period. The same trend of higher CC efficiency after winter wheat was found at Boigneville but was not significant. The interaction between CC treatment and climate was taken into account by substituting cumulative drainage to time in the further analysis. However, this analysis neglected the interaction between crop and CC treatments found at Kerlavic and Thibie.

Figure 3 shows the differences in N leaching due to CC versus cumulative drainage. The statistical analysis indicated that the best fit was obtained with a linear model for all sites and treatments. It indicates that the efficiency of CC to reduce nitrate leaching remained constant over time during the 13-17 years studied, even though N mineralization was stimulated (see below).



**Figure 3** Cumulative amounts of extra N leached versus cumulative drainage at Boigneville (a), Kerlavic (b) and Thibie (c). Extra N leached is the difference in N leached due to catch crops (CC-NoCC).  $\Delta C$  represents the mean reduction in nitrate concentration ( $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) of drained water due to each treatment and is calculated from the slope of linear regression. Vertical bars represent the mean confidence interval over the all period ( $p < 0.05$ ).

The slope of the linear regression yields the reduction in nitrate concentration of drained water due to catch crops, which was 28, 42, 25, 61 and 72 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> for Boigneville CT and NT, Kerlavic, Thibie N and N-, respectively. The greater reduction was obtained at Thibie where the conventional practice produced the highest nitrate concentration in the drained water.

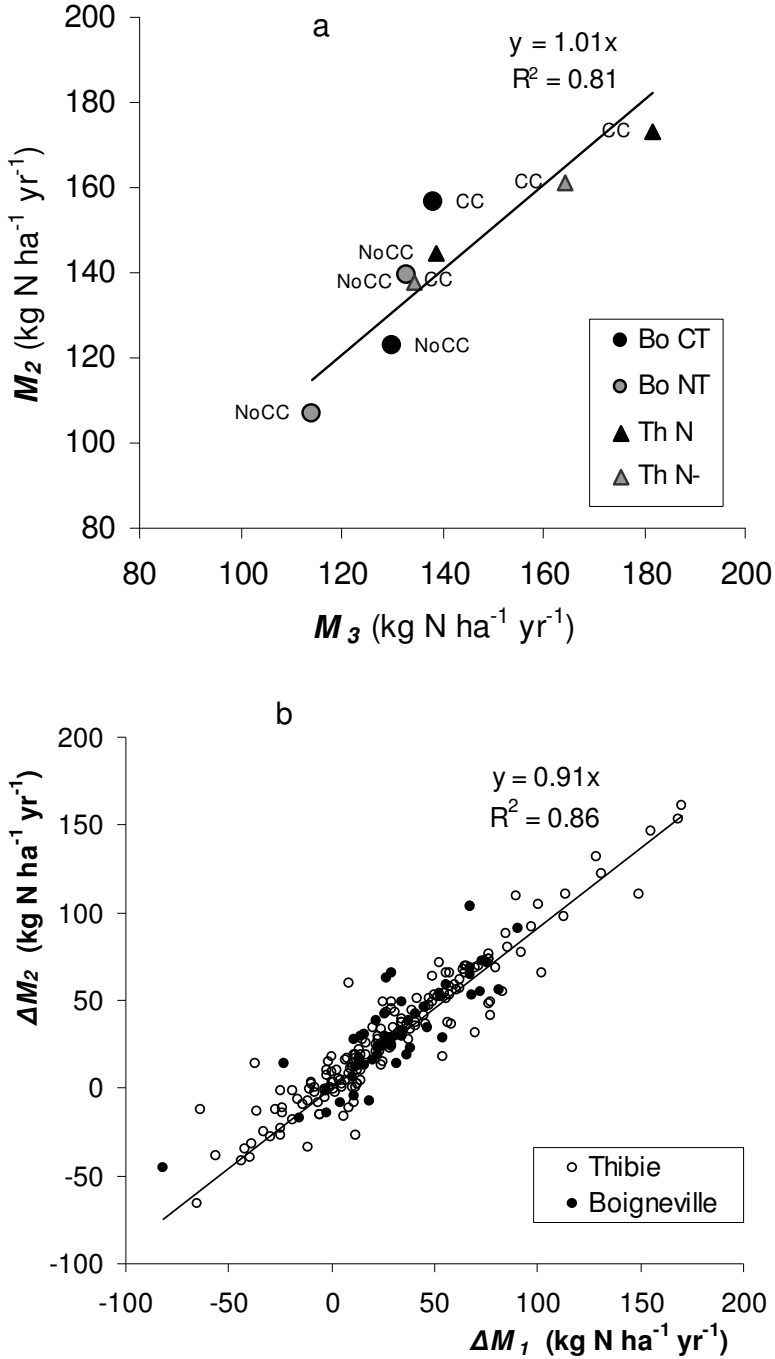
### 3.2.4.5 Assessment of net mineralization

The two estimates of net mineralization,  $M_1$  and  $M_2$ , were dependent on catch crop, tillage, crop and climate (Table 3). They were mainly affected by CC treatment (except at Kerlavic), soil tillage at Boigneville and N rate at Thibie. Interactions of CC treatment with crop and climate (interactions 1×4 and 1×5) were also found at Thibie.  $M_2$  was greater than  $M_1$ , by 52 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> on average. As expected,  $M_1$  underestimated the actual net mineralization since it did not account for fertilizer losses and immobilization (see Eq. 11). The mean annual N mineralization  $M_2$  in the conventional treatment (without CC, with standard fertilization and tillage) was 109, 157 and 140 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively.

The three estimates of net mineralization ( $M_1$ ,  $M_2$  and  $M_3$ ) were compared in order to validate the final calculation method. We first compare  $M_2$  and  $M_3$  values at Boigneville and Thibie, which were calculated by N balance either in the cropped soil ( $M_2$ ) every year or in the soil maintained bare fallow ( $M_3$ ) during a full year. A good correlation ( $r^2 = 0.81$ ,  $p < 0.01$ ) was obtained between the two variables when  $M_2$  was taken as the average mineralization over all years (Figure 4a). The regression intercept was not significantly different from 0 and the slope was almost equal to 1, indicating that the two estimates gave similar results. A slightly poorer correlation ( $r^2 = 0.70$ ,  $p < 0.01$ ) was obtained when  $M_2$  corresponded to the mineralization calculated during the same year than  $M_3$  (2003), but the slope was again close to 1 (0.88, data not shown).  $M_3$  was slightly greater in CC, CT and N treatments than in NoCC, NT or N- treatments, respectively. However, the differences between treatments were not statistically significant, except for the CC treatment



which increased significantly  $M_3$  both in N and N- treatments at Thibie (data not shown). The “extra N mineralization”, defined as the difference in net mineralization with and without catch crop, was higher for  $M_2$  (33 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) than for  $M_3$  estimate (13 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) at Boigneville while the opposite was found at Thibie with 26 and 36 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, respectively.



**Figure 4** Comparison of the N mineralization estimates at Boigneville and Thibie: a) annual N mineralized ( $M_2$  and  $M_3$ ) and b) extra N mineralized due to CC ( $\Delta M_1$  and  $\Delta M_2$ ).  $M_1$  and  $M_2$  were calculated by N balance in the soil-crop system (Eq. 6 and 9) over the whole experiment;  $M_3$  was determined in the bare fallow soils in 2003 (see text). Years with spring pea were excluded.

The second comparison focuses on the two estimates of extra N mineralization ( $\Delta M_1$  and  $\Delta M_2$ ) due to CC which were also determined at Boigneville and Thibie. The two estimates were highly correlated ( $r^2 = 0.86$ ) with a slope (0.91) slightly smaller than 1 (Figure 4b). The mean values were identical:  $\Delta M_1 = \Delta M_2 = 22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . The dispersion was lower at Boigneville than at Thibie, probably because the N use efficiency did not differ in the treatments with and without CC at Boigneville while it did at Thibie. The mean extra mineralization ( $\Delta M_1$  and  $\Delta M_2$ ) was 26.3 and 26.6  $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  at Boigneville and 17.7 and 17.8  $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  at Thibie, respectively. The good relationship between these two variables enables to consider  $\Delta M_1$  as a good predictor of extra N mineralization at Kerlavic where  $\Delta M_2$  could not be determined.  $\Delta M_1$  was smaller at Kerlavic than on the two other sites: 8.6  $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ .

### 3.2.4.6 Evolution of extra-mineralization due to CC

The extra mineralization rate  $\Delta M$  increased with time at Kerlavic ( $p < 0.05$ ) and Thibie ( $p < 0.01$ ) whereas it did not vary significantly with time at Boigneville. This conclusion applies both for  $\Delta M_1$  and  $\Delta M_2$  estimates (Table 5). In the following, we consider that the extra mineralization is given by  $\Delta M_2$  except at Kerlavic.

**Table 5** Linear regression analysis of the extra N mineralization in soil ( $\Delta M_1$  or  $\Delta M_2$ ) versus time for the various sites and periods (whole year or two periods per year).

		$\Delta M_1$ versus t	$\Delta M_2$ versus t	$\Delta M$ versus t	
		annual	annual	autumn+winter	spring+summer
Boigneville CT	Slope <sup>a</sup>	1.0	0.0	0.7	-0.7
	Intercept <sup>b</sup>	+22 **	+29 ***	+23 ***	+6
Boigneville NT	Slope	1.8	1.0	1.0	0.0
	Intercept	+13	+18 **	+10	+7
Kerlavic	Slope	2.6 **	-	2.1 **	0.6
	Intercept	-8	-	-21 ***	+15 **
Thibie N	Slope	3.2 ***	2.0 ***	0.1	2.0 ***
	Intercept	-3 **	+9	+9	-1
Thibie N-	Slope	3.3 ***	2.5 ***	2.4 ***	0.1
	Intercept	+1	+4	-1	+4

<sup>a</sup> Slope of linear regression versus time, expressed in  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-2}$

<sup>b</sup> Intercept of linear regression versus time, expressed in  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$

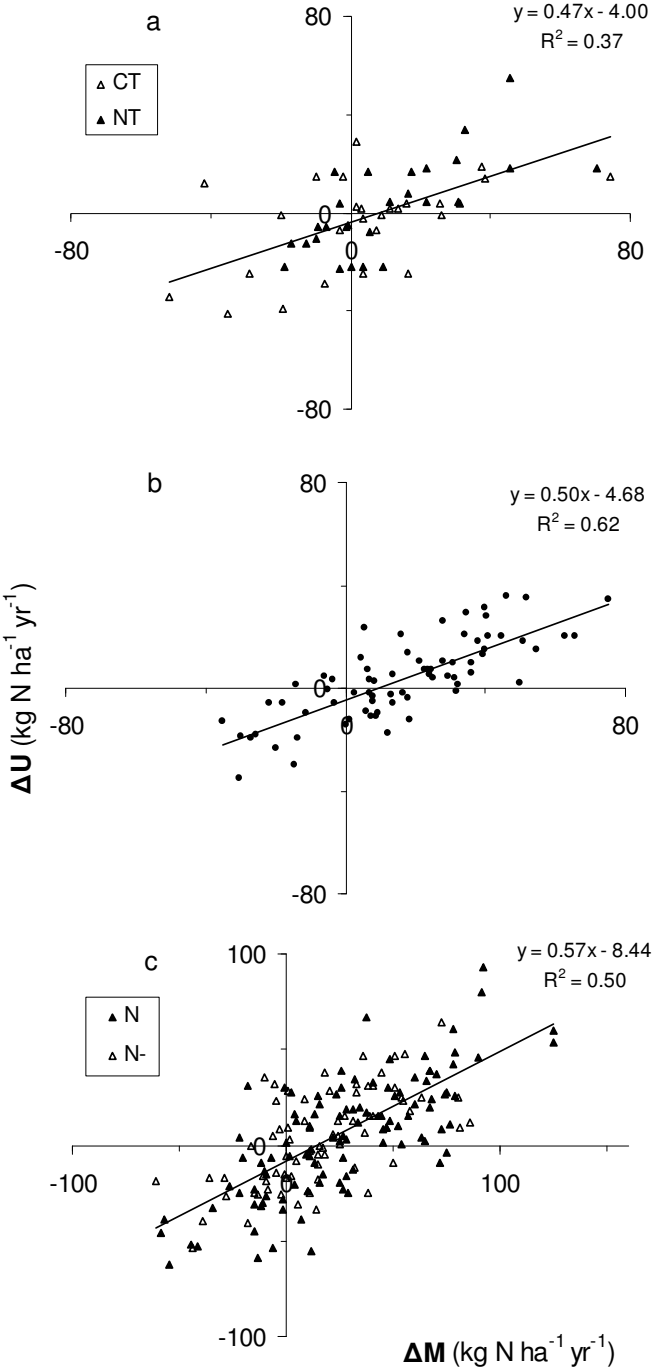
Asterisks correspond to the significance level obtained by Student test (see Table 4).

At Boigneville, the y-intercept was positive, between 18 and 29 kg N ha<sup>-1</sup>, indicating that CC induced a rather constant extra mineralization since the beginning. The result is a linear kinetics of cumulative extra mineralization. Using the regression equations, we can calculate that CC increased the annual mineralization by 26 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> in average and that the greater part of this mineralization (22 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) occurred in autumn and winter. In contrast, cumulative effects of CC were found at Kerlavic and Thibie: the extra-mineralization rate increased significantly through years with a slope equal to 2.0-2.6 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-2</sup>. At Kerlavic, CC decreased net mineralization during autumn and winter (intercept = -21 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) and increased it during spring and summer (intercept = +15 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>). The positive slope in autumn and winter (+2.1 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-2</sup>) indicates that the negative effect of CC was smaller and smaller. This evolution was mainly due to years with CC establishment followed by the maize crop, while the extra mineralization remained unchanged (equal to that in the NoCC treatment) during the second year under winter wheat. At Thibie, the rate of increase did not differ significantly between the two fertilizer-N rates. The interaction which appeared between CC and crops (interaction 1×4, Table 3) was due to spring pea. The analysis excluding years with pea confirmed the cumulative effect, since the increase in the extra mineralization rate (slope of  $\Delta M_2$  vs time) was 1.2 and 2.3 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-2</sup> for the N and N- treatments respectively. The greater increase in extra-mineralization rate mainly occurred during spring and summer in the N treatment (+2.0 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-2</sup>) and during the autumn and winter in the N- treatment (+2.4 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-2</sup>). Using the regression equations, we could calculate that the annual extra mineralization obtained at year 13 was 29, 28 and 36 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively.

### 3.2.4.7 Relationship between extra N uptake and extra mineralization

The extra N uptake by main crops due to catch crops ( $\Delta U$ ) was compared to the extra mineralization ( $\Delta M$ ) calculated during the growth period of the main crops. The years

with spring pea were excluded from this comparison because N uptake by pea mainly originated from symbiotic fixation and was rather independent of soil mineralization. Highly significant correlations were found between  $\Delta U$  and  $\Delta M$  on all sites (Figure 5), suggesting that the variations in plant uptake due to catch crops (positive or negative) were mainly attributable to their effect on soil mineralization and nitrogen availability.



**Figure 5** Relationship between extra N mineralized ( $\Delta M$ ) and extra N uptake by main crops ( $\Delta U$ ) due to catch crops at Boigneville (a), Kerlavic (b) and Thibie (c).  $\Delta M$  was calculated from mid-winter to harvest at Boigneville and Kerlavic and from late autumn to harvest at Thibie. Pea crops were excluded.

The slope of the regression lines lies between 0.47 and 0.57, suggesting that about 50% of the extra N mineralized could benefit to the nitrogen uptake by the current crop.

### 3.2.4.8 Cumulative extra mineralization due to CC

At the end of experiment, the cumulative amounts of extra N mineralized ( $\Sigma\Delta M$ ) due to CC ranged from 103 kg ha<sup>-1</sup> at Kerlavic to 374 kg ha<sup>-1</sup> at Boigneville CT (Table 6). These values can be compared to the cumulative N inputs through catch crops ( $\Sigma U_{CC}$ ) which varied between 395 and 612 kg ha<sup>-1</sup>. The ratio of these terms ( $M_{CC}$ ) yields the cumulative rate of release of the nitrogen derived from the catch crops.  $M_{CC}$  varied widely between sites, from 23% at Kerlavic up to 77% at Boigneville. It was affected neither by tillage at Boigneville nor by fertilization rate at Thibie. The strong variation between sites could be partly due to soil types (e.g. clay content) but is clearly linked to the nature of the crop and their C:N ratio: the greater N release was obtained with the mustard residues which had the smallest C:N ratio while the lower N release corresponds to the ryegrass residues with the greatest C:N ratio.

**Table 6** Cumulative N uptake by catch crops ( $\Sigma U_{CC}$ ), cumulative extra N mineralized ( $\Sigma\Delta M$ ), extra N stored in soil due to catch crops ( $\Delta S$ ), proportion of extra N mineralized ( $M_{CC}$ ) and extra N stored ( $S_{CC}$ ) with regard to total N uptake by CC. Values in parenthesis represent the confidence interval ( $p < 0.05$ ).

	Year	$\Sigma U_{CC}$ <sup>a</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )	$\Sigma\Delta M$ <sup>b</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )	$\Delta S$ <sup>c</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )	$M_{CC}$ (%)	$S_{CC}$ (%)	$M_{CC}+S_{CC}$ (%)
Boigneville CT	13	519 (16)	374 (27)	179* (29)	72 (19)	34 (6)	106 (13)
Boigneville NT	13	395 (15)	304 (23)	132* (50)	77 (12)	33 (13)	110 (12)
Kerlavic	12	449 (67)	103 (53)	315 (63)	23 (17)	70 (14)	93 (14)
Thibie N	16	612 (48)	370 (57)	378 (68)	60 (23)	62 (11)	122 (17)
Thibie N-	12	430 (30)	209 (33)	251 (77)	49 (15)	58 (21)	107 (17)

<sup>a</sup>  $\Sigma U_{CC}$  is the total amount of N added through catch crops over all years

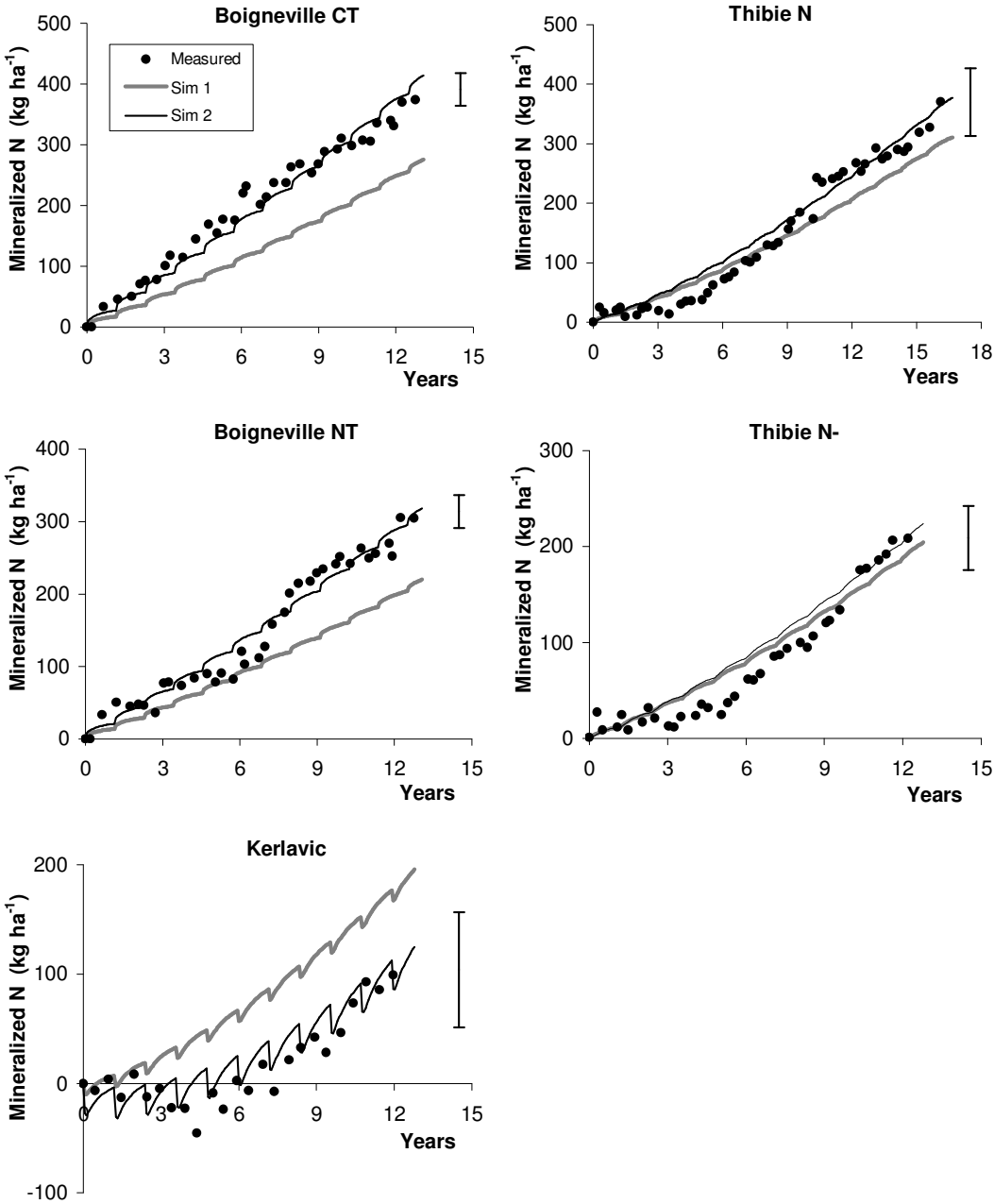
<sup>b</sup>  $\Delta M$  corresponds to  $\Delta M_1$  at Kerlavic and  $\Delta M_2$  at Boigneville and Thibie (see text)

<sup>c</sup>  $\Delta S$  is the extra N sequestered in soil due to repeated catch crops

\* the  $\Delta S$  value measured at year 16 was interpolated at year 13.

Figure 6 shows the observed and simulated kinetics of cumulative extra mineralization due to CC. The observed kinetics differed widely between sites and types of catch crops, as mentioned

previously. A fast and almost linear extra mineralization kinetics (type 1, Figure 1) was found at Boigneville whereas a marked curvature appeared at Kerlavic and Thibie (type 2), with an initial period of nil or negative release. These results were compared to simulations made with the residue decomposition model of STICS applied on the long term. The first simulation (Sim 1) was run using the mean values of measured C and N in catch crops as annual CC inputs.



**Figure 6** Observed and simulated N mineralization kinetics due to CC. Vertical bars represent the mean confidence interval ( $p < 0.05$ ).

This simulation led to underestimate mineralized N at Boigneville and to overestimate it at Kerlavic (Figure 6). A better fit was obtained at Thibie, although mineralization was successively over- and under-estimated. A possible reason for the discrepancies is the uncertainty on the actual inputs of C and N since rhizodeposits are not accounted for. To test this hypothesis, we optimized the C and/or N inputs in order to get a better fit between model and experiment. We obtained a better simulation of the mineralization kinetics (Sim 2) with a modified set of C and N inputs (Table 7): i) N inputs of mustard residues were increased by 35-38% at Boigneville; ii) C inputs from ryegrass were increased by 57% at Kerlavic; iii) C and N inputs of radish residues were both increased by 10-43% at Thibie.

**Table 7** C and N inputs in catch crop residues used in modelling.

	Sim 1			Sim 2		
	C (t ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	N (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	C:N	C (t ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	N (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	C:N
Boigneville CT	0.48	37	13	0.53	51	10
Boigneville NT	0.36	29	13	0.40	39	10
Kerlavic	0.98	35	28	1.53	35	44
Thibie N	0.62	37	17	0.88	47	19
Thibie N-	0.58	34	17	0.72	39	18

Sim 1 corresponds to the mean measured values (including root estimates); Sim 2 is estimated values providing a better fit with the model outputs.

The model also simulated the increase in soil organic carbon and nitrogen due to catch crops ( $\Delta C$  and  $\Delta N$ ) at the end of the experiment, which can be compared to the measured ones (Table 8). First, it must be noticed that the practice of catch crops resulted in a very significant C and N sequestration, as mentioned earlier (Constantin et al. 2010). The amounts sequestered in 13-17 years varied from 1.46 to 3.41 t C ha<sup>-1</sup> and from 162 to 378 kg N ha<sup>-1</sup>. The N sequestered represented 35 to 70% of the measured N inputs by CC residues. Secondly, the increases  $\Delta C$  and  $\Delta N$  were under-estimated by the model at all sites with simulation 1, but were closer to the

observed values with simulation 2.

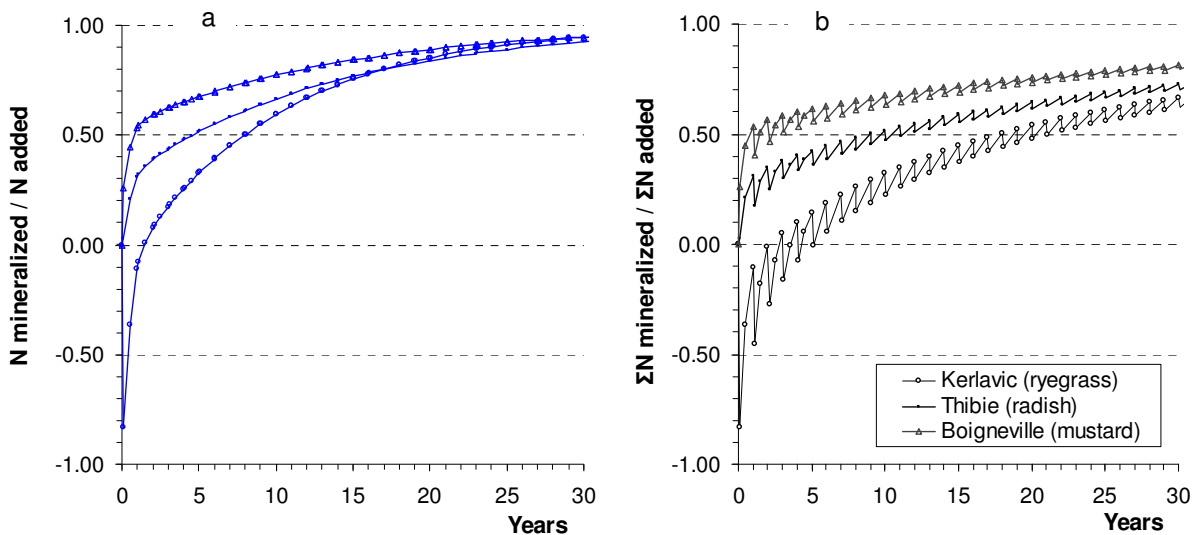
**Table 8** Measured and simulated C and N stocks in soil after 13 to 17 years.

	Year	$\Delta N$ stock due to CC (kg ha <sup>-1</sup> )			$\Delta C$ stock due to CC (t ha <sup>-1</sup> )		
		Measured	Sim 1	Sim 2	Measured	Sim 1	Sim 2
Boigneville CT	16	220 (29)	191	209	2.00 (0.26)	1.73	1.89
Boigneville NT	16	162 (50)	145	159	1.46 (0.45)	1.32	1.44
Kerlavic	13	315 (63)	206	291	3.39 (0.67)	1.86	2.64
Thibie N	17	378 (68)	231	304	3.41 (0.61)	2.09	2.75
Thibie N-	13	251 (77)	177	224	2.27 (0.70)	1.60	2.03

Simulated curves correspond to sim 1 and sim 2 parameters (see Table 7)

Values in ( ) represent the confidence interval ( $p < 0.05$ ).

Figure 7 shows the simulated kinetics of extra mineralization due to either a single addition (Fig. 7a) or a cumulative addition of CC residues (Fig. 7b), expressed in proportion of CC-N input (single or cumulative additions). The simulation corresponds to Sim 2 which gave the better fit with observed data.



**Figure 7** Simulated evolution of N release from CC residues over 30 years (a) after a single addition of CC residues (at time 0) and (b) after yearly additions of CC residues. N release is expressed per unit of total N input from catch crop residues, and corresponds to Sim 2 (see Table 7).

S.

The CC with the lowest C:N ratio (C:N = 10 and 18, see Table 7) resulted in a positive



mineralization throughout the whole decomposition process, whereas net immobilization was simulated with the ryegrass residue (C:N=44) at Kerlavic during 1.5 year for a single addition. This effect was even greater with cumulative additions since the immobilization time reached about 4 years. At Boigneville, the extra mineralization rate was very fast at the beginning and declined rapidly afterwards, so that the cumulative mineralization increased slowly after one year. Cumulative mineralization was lower during the first years and greater thereafter on the two other sites. After 20 years, the N release from a single addition was about the same for all residues (84-89%) whereas the cumulative N release was lower and more variable between residues (48-74%).

### **3.2.5 Discussion**

#### **3.2.5.1 Reducing N leaching with continuous use of CC**

The first interest of catch crops is to improve water quality with respect to nitrate concentration. Our study showed that CC remained efficient to reduce N leaching during the whole experimental period. The reduction in the mean nitrate concentration of drained water varied between sites from 25 to 72 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>. CC efficiency did not change significantly during the 13-17 years period on all sites and treatments despite the significant increase in N mineralization. This result was found even at Kerlavic and Thibie where N fertilization rate was maintained constant with or without catch crops. The efficiency of CC to reduce nitrate leaching may decrease with time if N fertilization is unchanged, as suggested by Bernsten et al. (2006). However, we could not point out a reduced efficiency even after 17 years, whereas these authors suggested that it would occur after 10 years only. In our study, the extra N mineralized due to CC only increased N uptake of main crops maybe due to a better synchrony between these two phenomena as suggested by Hansen and Djurhuus (1997b). However, the risk of increased leaching may appear when ceasing catch cropping after repeated catch crops (Thomsen and Christensen 1999; Hansen et al. 2000). Indeed, the cumulative effects on N mineralization

observed at Kerlavic and Thibie will increase the risk of leaching during several years if CC are abandoned. On the opposite, the extra mineralization at Boigneville occurred very soon after CC destruction, during the autumn and winter period (Table 5) and part of this mineralized N may have been leached during the same winter. The absence of significant cumulative effect of CC on mineralization at Boigneville should lead to limited risk of leaching if CC were abandoned.

### **3.2.5.2 Extra N mineralization due to CC**

Estimating accurately the net mineralization in soil is difficult. This is why we compared three estimates of net N mineralization, based on mineral N balance either in bare fallow soils or in fertilized soils with a measurement of N use efficiency obtained by difference or using  $^{15}\text{N}$ -labelled fertilizers. We obtained a good agreement between the three methods, which allowed to quantify the extra-mineralization at Kerlavic where the best method ( $M_2$ ) could not be applied. CC establishment increased significantly net N mineralization at all sites in the first year or after a few years of successive CC, confirming previous studies (Schröder et al. 1996; Hansen et al. 2000; Torstensson and Aronsson 2000). Cumulative effects of CC on N mineralization have been demonstrated on two sites (Kerlavic and Thibie) since extra-mineralization due to CC increased significantly through time. No significant cumulative effect was found at Boigneville. These results are consistent with the mineralization estimates in bare soils which showed that the mineralization rate was significantly affected by repeated CC at Thibie but not at Boigneville. The absence of statistically significant effect at Boigneville may indicate a true absence of cumulative effect. However, it might be due to the insufficient power of the experimental design which included only one crop per year at Boigneville whereas all crops of the rotation were represented every year at Kerlavic and Thibie.

### 3.2.5.3 Short term and long term mineralization

The mean extra-mineralization measured on the three sites during the whole experimental period represented a variable proportion of N inputs in catch crop residues: from 23% at Kerlavic with ryegrass to 77% at Boigneville with mustard. These cumulative values are higher than the annual values reported for similar catch crops. Using  $^{15}\text{N}$ -labelled residues, Jensen (1992) found that the recovery of mustard-N by the next crop (ryegrass sward) was 22% whereas Chapot (1995) obtained a 26% recovery in maize. Thomsen and Jensen (1994) found a 10% recovery of ryegrass-N by spring barley. The greater proportion of N recovery obtained on the long term indicates that cover crops can produce cumulative effects when grown repeatedly, confirming results obtained by Schröder et al. (1996) for N uptake by maize crops following ryegrass CC. The greater N uptake is probably linked to an increasing mineralization which results itself from the overlapping of several CC decomposition cycles in soil, as shown by the simulation model.

The variability in extra-mineralization kinetics between experiments may depend on site (soil type and climate) but it is mainly attributed to the differences in CC species and their C:N ratio. Indeed incubation studies have shown that mineral N dynamics during crop residues decomposition is strongly linked to the organic N concentration of the residues or their N:C ratio (Kuo and Sainju, 1998; Trinsoutrot et al. 2000; Nicolardot et al. 2001; Jensen et al. 2005; Justes et al. 2009). The lower is the C:N ratio, the greater is the net release of nitrogen. The critical C:N ratio, below which net mineralization occurs, depends on the incubation time. It was 24 for Trinsoutrot et al. (2000) and 27 for Justes et al. (2009) after 168 days of incubation at 15°C; it was around 35 in the study of Jensen et al. (2005) at day 217. These authors show that the proportion of N released by the plant residues after 217 days reaches at most 40% for a N rich crop residue with a C:N=10, and 23% for a residue having a C:N=20. Our results are consistent with these values, since the proportion of CC-N released ranked according to the N:C ratios of

catch crops: mustard > radish > ryegrass.

Our hypothesis to explain the cumulative effects of repeated CC on mineralization is that the decomposition of CC residues affects C and N dynamics for more than one year for two reasons: i) the decomposition kinetics of a given CC overlaps with the previous ones and ii) C and N derived from CC residues enter microbial biomass and active humus pools which have longer turnover times, greater than one year. The difference between sites is assumed to be mainly due to the variable C:N ratio of CC residues, which results in a variable immobilization of soil nitrogen. The soil mineral N which is immobilized during the decomposition of a CC with a high C:N ratio (e.g. ryegrass) will be remineralized later during the decay of the newly formed microbial biomass and humus, and will add to the release of the nitrogen derived from the residue. Therefore the greater the C:N ratio of the CC residue is, the greater should be the cumulative effect.

The importance of the cumulative effect may also depend on soil type, since the stabilization rate of C and N from fresh organic inputs in soil or its remineralization rate may depend on soil characteristics. Our model assumed that the mineralization rate from the active organic matter is dependent on soil texture, as indicated by many authors (e.g. Feller and Beare, 1997; Hassink, 1997) and that it applies to remineralization of N immobilized during the decomposition of CC residues. In our simulation, the rate constant was greater in the more sandy soil (Kerlavic) than in the two other soils. The cumulative effect was simulated using the residue decomposition module of STICS. The simulation could reproduce the general trend in the observed kinetics with the mean measured inputs by CC (Sim 1) but with an important bias at Boigneville and Kerlavic. We hypothesized that the differences could originate from underestimations of C and/or N inputs through senescent roots and rhizodeposits which occurred during the growth of catch crops. Indeed a better simulation of N mineralization kinetics and N sequestration after 13-17 years of

experiment was obtained when the C inputs were increased by 10% (mustard) to 57% (ryegrass) and the N inputs were increased between 0 (ryegrass) and 35% (mustard) (Sim 2, Table 7). These values are of course questionable but are within the range of published values of rhizodeposition obtained by isotopic labelling of C or N during plant growth. Swinnen et al. (1995) found that the amounts of C rhizodeposited by wheat and barley represented 450-990 kg ha<sup>-1</sup> corresponding to 7-15% of the net C assimilation. Kuzyakov et al. (2001) found that C input by ryegrass into the soil corresponded to 2800 kg C ha<sup>-1</sup> after 4 months of growth and that half of it consisted of exudates, secretions, fine roots and sloughed-off cells that were mineralized very rapidly. Furthermore, the portion of assimilated C allocated below the ground decreases during growth (Kuzyakov and Schneckenberger 2004) and is likely to be higher in young plants such as catch crops. Concerning N inputs, the review by Wichern et al. (2008) indicates that the mean amounts of rhizodeposited-N were 14-16% of assimilated plant N, and could vary from 4 to 71%. Using these inputs, we could simulate the extra mineralization kinetics. The model indicates that the impact of a single addition is almost complete after 30 years (Figure 7a). It also predicts that the annual extra mineralization due to repeated CC reaches its maximum value after 30 years and corresponds to 45, 35 and 43 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively. These values can be compared to those obtained at year 13 which were 29, 28 and 36 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> respectively.

#### **3.2.5.4 N uptake and N use efficiency**

The systematic practice of CC establishment affected diversely biomass and N uptake of main crops according to site and time. At Thibie and Kerlavic, CC had a negative effect on N uptake during the first four years of experiment, due to the pre-emptive competition of CC for soil mineral nitrogen (Thorup-Kristensen and Nielsen 1998) which is favoured by high catch crop biomass and late destruction. Conversely, biomass production and N uptake by the main crops were increased on the long term, indicating that systematic CC practice results in a

suppletive effect on N uptake and/or mineralization. Thomsen & Christensen (2004) determined this effect in a 10 yr experiment (1989-1998) which included ryegrass CC grown every year. They measured the amounts of N recovered by a wheat crop two and three years after stopping catch crop and found that wheat had an extra N uptake of 8 and 5 kg ha<sup>-1</sup> respectively, compared to the previous treatment without CC. Thomsen & Christensen (1999) and Hansen et al. (2000) reported similar residual N benefits for spring barley following discontinuation of ryegrass catch crops. Hansen and Djurhuus (1997b) observed an increase in aerial N uptake of the barley crops due to CC by 15% after 19 years of continuous CC. This value is in accordance with that found at Thibie but greater than the extra N uptake observed at Kerlavic which was about 3% after 6 years. On this last site, the effect of CC on N uptake was dependent on the crop. Maize N uptake was increased by 7% after 6 years while no significant effect of CC was found on N uptake by winter wheat. This positive extra N uptake was mainly due to the enhanced mineralization due to CC decomposition, overstepping the reduction in soil mineral N content observed at catch crop destruction. At Boigneville, the absence of significant effect of CC on N uptake might be linked to the adjustment of fertilization rate which compensated the positive or negative effects of CC on N availability. The extra mineralization mainly occurred between late autumn and mid-winter; it could have been rather inefficient because not in synchrony with the demand by main crops (Hansen et al. 2000).

The fertilizer use efficiency was either unchanged or enhanced by catch crops. At Thibie, the N use efficiency by cereals increased through time, and could be linked to the higher N soil supply of the CC treatment. This increase through time could be partially related to pre-emptive effect of CC on crops during the first years of experiment followed by a suppletive effect. At the beginning of experiment, CC had immobilized N fertilizer, diminishing the efficiency of crops to take it up. Later on, the increased mineralization enhanced N use efficiency. Conversely, the fertilizer use efficiency was not affected by continuous CC at Boigneville. Again this might be

due to the asynchrony in the dynamics of extra mineralization and N uptake by crops.

On the three sites, almost 50% of N uptake variation was explained by variation in extra-mineralization calculated over crop period development at Boigneville and Kerlaviac and over winter plus crop period development at Thibie. The cumulative effects, when they occurred, were observed simultaneously on net mineralization and N uptake by main crops, except spring pea. The cumulative effects of CC on N uptake highlighted in our study confirm the results of Schröder et al. (1996). These authors found that cover crop effects on N uptake by subsequent maize crops increased through years during a 6 years experiment and attributed them to cumulative effects on N mineralization.

### **3.2.6 Conclusion**

We evaluated the mean effect of CC on N leaching, plant uptake and soil mineralization over 13-17 years and analyzed their evolution through time. We have demonstrated that systematic establishment of catch crops remains efficient to reduce N leaching over time. Repeated CC markedly contributes to increase N storage and net mineralization in soil in proportions depending on site and CC species. The analysis of evolution of N processes with time showed that cumulative effects did not occur for N leaching, but occurred for N uptake by main crops and N use efficiency, at least on two sites. These effects are attributed to increased N availability with CC. The N balance method which was used to assess net mineralization was adequate to quantify the extra mineralization due to catch crops, in spite of the variability inherent in the calculation. Cumulative effects of CC on mineralization were found in two sites out of three. The simulation model could reproduce the extra mineralization kinetics by assuming that the inputs of C and N by catch crops residues were under-estimated due to rhizodeposits not accounted for. It predicted that a cumulative effect also occurred at Boigneville but was smaller, so that it could have not been detected. This hypothesis could be tested with longer experiments that would be

also useful to determine the time required to reach the steady state, which is predicted after about 30 years. Further modelling is also required to determine the full effects of catch crops on the very long term.

### **Acknowledgements**

This work was supported by ARVALIS Institut du Végétal, Région Picardie and Agence de l'Eau Seine-Normandie. We are grateful to Y. Briand, G. Briffaux, F. Lancelot, A. Besnard, F. Lagadec, J. Duval, P. Thiébeau, C. Dominiarczyk, E. Venet, A. Tellier, C. Joanton and C. Herre for their technical assistance.

### **Références à la fin du manuscrit**





**4 Dynamique de l'azote à long terme en présence de cultures intermédiaires : tests et simulations avec le modèle de culture STICS**



## **4.1 Résumé**

### **4.1.1 Introduction**

La Directive Européenne "Nitrates" prévoit que, dès 2012, l'implantation des couverts végétaux pendant les périodes d'interculture seront obligatoires. Les cultures intermédiaires représentent la majorité de ces couverts. Il est donc essentiel de s'assurer de la durabilité de leur efficacité vis à vis du lessivage de nitrates et d'étudier leurs effets sur les autres postes du bilan d'azote à long terme et dans des contextes pédo-climatiques variés. Or ces effets à long terme ne sont pas encore très bien connus, notamment sur des temps supérieurs à 20 ou 30 ans. La question de l'atteinte d'un nouvel état d'équilibre du système n'est pas encore résolue et les conséquences de l'augmentation de la minéralisation et du stock d'azote organique du sol due aux CI sur l'évolution du lessivage doivent être étudiées. Les modèles sont des outils utiles pour traiter ces questions et permettent de généraliser les résultats obtenus expérimentalement, dans une certaine mesure. Cependant, avant d'être utilisés pour prédire les impacts de pratiques sur des temps plus longs que ceux de l'expérimentation, ces modèles doivent être confrontés à des données expérimentales pour s'assurer de la validité de leurs performances. Dans ce papier, un objectif préliminaire a donc été de tester le modèle STICS sur 13 à 17 ans et de le confronter aux données expérimentales recueillies sur cette même durée; l'objectif principal a consisté à simuler divers scénarios sur 60 ans pour déterminer l'atteinte d'un nouvel état d'équilibre et identifier des impacts des CI non observés à moyen terme (13-17 ans).

### **4.1.2 Matériel et méthodes**

Le modèle utilisé est le modèle de culture STICS qui simule les bilans d'eau, d'azote et de carbone au cours du temps. Les données expérimentales choisies pour tester le modèle sont celles des trois sites expérimentaux étudiés dans les deux chapitres précédents. Un premier test

du modèle est accompli en réinitialisant le modèle annuellement sur les données de sol observées; un deuxième test est réalisé en faisant tourner le modèle en continu sur toute la durée de l'expérimentation. Les variables confrontées aux simulations de STICS sont les biomasses et l'azote des plantes, les teneurs en eau et en azote du sol à la récolte des cultures principales, le drainage et la lixiviation d'azote, la minéralisation nette d'azote et le stock d'azote organique en fin d'expérimentation. Plusieurs paramètres non mesurés sur le terrain sont calibrés sur la moitié de la base de données et validés sur l'autre moitié. Une fois le modèle validé sur 13-17 ans en simulations continues, sept scénarios sur 60 ans sont testés: deux scénarios sans CI avec un climat constant (S0) ou un climat changeant selon le scénario A1B (S1); deux scénarios avec CI et fertilisation standard avec un climat constant (S2) ou un climat changeant (S3); deux scénarios avec CI et une fertilisation réduite après 13-16 ans avec un climat constant (S4) ou un climat changeant (S5); un scénario où les CI sont abandonnées après 13-16 ans avec un climat changeant (S6). La minéralisation nette et la séquestration d'azote liées aux CI sont alors suivies ainsi que l'évolution du lessivage d'azote.

### **4.1.3 Résultats**

Après une première phase de calibration, le modèle se révèle assez performant pour reproduire les diverses variables testées sur les trois sites étudiés. Cependant, les biomasses des cultures ont tendance à être surestimées, probablement à cause des limites des bases de données ayant servi à le calibrer et à la non prise en compte de facteurs limitants, tels que les stress biotiques (ravageurs, adventices,...). Les performances du modèle sont similaires en simulations annuelles et continues avec cependant des propagations d'erreurs des stocks d'eau sur les quantités d'eau drainée en simulation continue. Le modèle ne reproduit pas bien l'effet du semis direct mais reste acceptable pour simuler les effets des CI et mieux encore pour les effets de la fertilisation azotée réduite. Les performances correctes du modèle nous permettent de tenter de prédire l'impact de

scénarios sur 60 ans avec des CI.

Le taux annuel de minéralisation des CI sur 60 ans dépasse légèrement les 100% à Boigneville et Thibie et atteint 73% à Kerlavic. L'extra-minéralisation annuelle liée aux CI atteint, dans la plupart des cas, un plateau après environ 25 ans. Ce temps correspond également à l'atteinte d'un nouvel équilibre du stock d'azote organique lié aux CI successives qui se stabilise entre 415 à 581 kg N ha<sup>-1</sup> selon le site considéré. Le supplément de stock permet de maintenir l'azote organique du sol à son niveau initial à Boigneville et Thibie alors qu'il décroît sans CI et de ralentir sa diminution à Kerlavic. L'introduction d'un changement du climat entraîne une légère diminution des stocks d'azote du sol sur deux des trois sites et augmente la minéralisation sur les trois sites; cependant, il ne modifie que peu l'effet des CI sur ces deux variables. Le modèle prédit que l'efficacité des CI pour réduire le lessivage de nitrate s'atténue avec le temps quand la fertilisation azotée est maintenue constante. La fertilisation peut être réduite de 20, 22 et 24 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> à Boigneville, Kerlavic et Thibie, en maintenant des rendements quasi-égaux à ceux du témoin sans CI. L'abandon des CI après une quinzaine d'années conduit à lessiver plus d'azote que dans le témoin sans CI, à cause de l'accroissement de la minéralisation lié au supplément d'azote organique du sol dû aux précédentes CI. Ce supplément de stock se minéralise progressivement entraînant un plus fort lessivage que dans le témoin pendant plusieurs années. Cependant, malgré ce phénomène, l'azote total lessivé reste inférieur dans le cas de CI abandonnées que sans CI pendant 60 ans, à hauteur de 196, 73 et 159 kg N ha<sup>-1</sup> à Boigneville, Kerlavic et Thibie, respectivement.

#### **4.1.4 Conclusion**

A long terme, les CI successives permettent l'atteinte d'un nouvel état d'équilibre du système au niveau du stock de matière organique du sol et de la minéralisation liée à la CI. A cause de la minéralisation accrue, sans ajustement de la fertilisation, l'efficacité des CI pour la réduction du

lessivage de nitrate diminue; il est donc indispensable de réduire les apports. La prévision de l'intensité de ces processus reste cependant tributaire de la qualité de la modélisation qui peut être améliorée, en particulier pour le lessivage d'azote sous CI, les quantités de racines et la détermination de la fraction active de la MOS en fonction des caractéristiques du sol. Des fréquences d'implantation élevées de CI sont souhaitables pour maintenir leur efficacité dans des contextes pluvieux afin d'éviter les effets adverses sur le lessivage, les années où les CI ne sont pas implantées; une autre solution pouvant consister à exporter les parties aériennes des CI pour limiter cet effet adverse. La présence de ces couverts hivernaux pourrait également limiter les impacts négatifs d'événements climatiques exceptionnels qui ne sont pas, par définition, prévisibles.

## **4.2 Long term nitrogen dynamic with catch crops in temperate country: test and simulations with STICS model**

Constantin J.<sup>1</sup>, Beaudoin N.<sup>1</sup>, Launay M.<sup>2</sup>, Duval J.<sup>1</sup>, Mary B.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>INRA Unité Agro-Impact, rue Fernand Christ, 02007 Laon Cedex - France

<sup>2</sup>INRA Unité AgroClim, Domaine Saint Paul - Site Agroparc 84914 Avignon Cedex 9 - France

*Keywords:* cover crop, nitrate, leaching, mineralization, sequestration, fertilization, global warming.

### **4.2.1 Abstract**

Catch crops efficiently decrease nitrate leaching and increase soil organic matter at short and mid term. Although, impacts of CC must be understood in various pedo-climatic conditions and at large time scale (30-60 years) to apply them efficiently. Crop models are useful tools to understand and generalize the result of field experiment. In this study, crop-model STICS was first tested over three long-term experiments (13 to 17 years) which had CC treatment (CC or NoCC). The performances of STICS were checked on annual and continuous simulations on crop parameters, soil N and water content and leaching components but also for net N mineralization and organic N in soil in continuous simulations. After calibration, simulations were quite in accordance with observations, in annual and continuous simulations. The efficiency of the model to reproduce the tested variables was positive except on soil mineral N at harvest of main crops on all sites and aerial biomass at Kerlavic, probably due to some limiting factors not taken into account in STICS model. Simulations run over 60 years (with two climate series (constant climate or global warming A1B scenario) showed that annual mineralization



due to CC stabilized after 25 years approximately. The mineralization rate of N input by CC was slightly superior to 100% at Boigneville and Thibie while it was by 72% at Kerlavic in average. Organic N in soil was always higher with continuous CC than without; N storage of CC stabilized at approximately 415, 581 and 469 kg N ha<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively. CC allowed maintaining the initial N stock at Boigneville and Thibie over 60 years. At Kerlavic, N in soil decreased, due to grassland destruction, but in smaller amount when CC were used repeatedly. Final N stocks were not affected by climate change at Thibie but were lower at Boigneville and Kerlavic on all treatments, by 184 and 258 kg N ha<sup>-1</sup> respectively. CC increasing net N mineralization, without any fertilization adjustment, efficiency of CC to decrease nitrate leaching lowered. In order to not produce biomass below the one in the NoCC treatment, the fertilization could be reduced by 20, 22 and 24 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> after 13 to 16 years of repeated CC. This reduction allowed maintaining the leaching reduction to a good level with mean reduction by 55, 33 and 53% at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. Abandoning CC after 13 or 16 years led to lose extra N stored due to CC in 25 to more than 60 years depending on soil. During this period, net N mineralization remained higher than in control treatment, increasing N leaching above leaching in NoCC treatment. However, after 60 years, total N leached was lower with 13 or 16 years of CC than without.

#### **4.2.2 Introduction**

The European Nitrate directive stipulates that catch crops must be generalized in fallow period to diminish the risk of nitrogen leaching in 2012 (directive 91/676/CEE). In this context, we should to be certain of the efficiency and the durability of this practice in various pedoclimatic contexts and different crop systems. The effects of catch crops on N leaching and balance at short term are well known but all the impacts of this practice cannot be determine at this time scale. The increase of mineralization with catch crops observed in several studies (Schröder et al. 1996;

Torstensson and Aronsson 2000) and the higher soil organic matter found after several years of repeated CC (Blomback et al., 2003; Berntsen et al., 2006) indicates that the effects of CC on the long term could be slightly different from those observed after one or two years of CC. The evolution of mineralization, partly due to increase soil organic matter (SOM) could result in an increase of N uptake by main crops after 13 to 24 years (Hansen et al., 2000; Constantin et al., accepted). However, the duration of these experiments was not long enough to determine when and how will be the steady state, particularly on mineralization and organic N in soil. Moreover, some fertilization adjustment was suggested by those authors on the longer term with the risk of increasing nitrate leaching if CC mineralization was not taken into account. Moreover, N leached in plots with previous CC history was higher than in the control for several years when CC were abandon after (Thomsen and Christensen, 1999) but the persistence in time is not well known.

Crop models could be useful tools both to understand and predict the effects of agricultural practices on N cycle over the long term in various conditions. Models can help us to determine N mitigation, leaching or turnover in soil, with improved agricultural practices such as catch crops (e.g. Aronsson and Tortensson, 1998; Blomback et al., 2003). However these models must be first tested and confronted to various experimental data sets out in time as well as in space to unsure of their efficiency to correctly simulate reality. To predict the evolution of a given agrosystem, models should be dynamics and integrated the impacts of climate, soil properties, several crops including catch crops and agricultural techniques.

STICS is a crop model that simulates crop development and the cycles of nitrogen, carbon and water with environmental impacts as N leaching and gaseous losses (Brisson et al., 1998; Brisson et al., 2008). The soil-crop model STICS have been positively tested over the short term and its formalism on residue decomposition and N and C stock evolution should allow long term simulations. It presented the advantages to have been annually tested for several crops (e.g.

Brisson et al., 2003) and simulated quite well several mature residues decomposition (Nicolardot et al., 2001) and catch crops (Justes et al., 2009). This model could well predict the dynamics of straw mineralization under optimal conditions, but not under sub-optimal over less than 240 days (Giacomini et al., 2007). Moreover, STICS predictions of soil net N mineralization kinetics at short term were well estimated according to Gabrielle et al. (2002) but underestimated soil organic carbon at long term. A long term test of STICS model performance on a small catchment in northern France on various soils and crops, including catch crops over 8 years demonstrated that STICS could simulated correctly N uptake by crops, N content in crop residues and N mineral soil at harvest and in late autumn (Beaudoin et al., 2008). Then, long-term tests should be performed to determine the efficiency of the model to predict the evolution through time of N mineralization and storage in soil, in function of alternative agricultural practices as CC. The simulations could be run over a longer term (i.e. 60 years) with climatic scenario.

The objectives of this study was i) to evaluate the performance in long-term prediction of N balance and outputs by crop or leaching; ii) to determine the ability of STICS model to simulate N turnover in soil (sequestration and mineralization), particularly with continuous use of CC; and iii) to test scenario over longer term taking into account or not the global warming to determine if a steady state could be reach and to analyse the effects of continuing or abandoning CC.

## **4.2.3 Materials and methods**

### **4.2.3.1 Experiments**

Experimental data come from three long-term experiments in northern France described by Constantin et al. (2010). All sites include a catch crop treatment (CC vs NoCC). An additional tillage treatment (no till 'NT' vs conventional 'CT') was present at Boigneville whereas a fertilization rate treatment (N- vs N) was tested at Thibie until 2003. Soil type and crop rotation

differed among sites as well as CC species and their frequency (Table 1). These field experiments have been conducted during 13 to 17 years. Biomass production and N content of main crops and catch crops were measured every year. Soil mineral N (SMN) and water contents (SWC) were measured over 90 to 110 cm three times per year: at harvest, end of autumn and mid-winter. Drainage intensity was measured in lysimeters which were conducted similarly to experimental plots. Nitrate concentration was measured in porous cups installed in all treatments at 90-110 cm depth. N leached was calculated using the trapezoidal method (Lord and Shepherd, 1993), which consists in interpolating drainage between two dates of N measurements in the porous cups.

**Table 1:** Description of experimental sites.

	Boigneville	Kerlavic	Thibie
Localization	48°19'N, 2°23'E	48°03'N, 4°04'W	48°56'N, 4°14'E
Soil	Haplic luvisol on calcareous bedrock	Dystric cambisol on granite bedrock	Rendzina overlying chalk
Rotation*	WW / SB / SP	WW / M	SP / WW / S (until 2003) WW / SB / S (after 2003)
Nitrogen treatment**	N	N	N or N-
Form of N fertilizer	Solid ammonium-nitrate	Solid ammonium-nitrate	Liquid urea ammonium-nitrate
Mean N rate (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	103	125	85 (N-) and 124 (N)
Tillage***	CT or NT	CT	CT
Fallow period****	CC or NoCC	CC or NoCC	CC or NoCC
Catch crop: species, frequency	White mustard ( <i>Sinapis alba</i> ), every year	Italian ryegrass ( <i>Lolium multiflorum</i> ), 1 year/2	Radish ( <i>Raphanus satinus</i> ), every year
Duration (years)	16	13	13 (N-) or 17 (N)

\* Crops: WW = winter wheat, SB = spring barley, SP = spring pea, M = silage maize, S = sugarbeet

\*\* Fertilization rates: N = recommended rate, N- = reduced rate (69% of recommended rate)

\*\*\* Soil tillage: CT = conventional (mouldboard plough), NT = no-till

\*\*\*\* Fallow period: CC = with catch crop, No CC = without catch crop.

N balance was calculated annually as in Constantin et al. (2010) by difference between N inputs (fertilization, symbiotic fixation and atmospheric depositions) and N outputs (crop exportations). Net N mineralization was calculated using soil N mineral balance as described by Constantin et al. (accepted). Organic N and C stocks in soil were measured at the end of experiment at all sites.

On two sites out of three, the apparent fertilizer use efficiency was determined every year by the difference method, i.e. by comparing plant N uptake in fertilized and unfertilized plots. Furthermore, a two-year experiment with  $^{15}\text{N}$  labelled fertilizer was made to determine the actual fertilizer use efficiency and the residual N (mineral and organic) in soil at harvest. We could establish a relationship between the two efficiencies which was used to calculate the actual use efficiency every year (see Constantin et al. accepted).

#### **4.2.3.2 Overview of STICS model**

The soil crop model STICS is a dynamic model which simulates C, N and water cycles. It is a one-dimensional model with a daily time step which takes into account soil characteristics, climate and agricultural practices (Brisson et al., 2008). The potential development stages and growth rates of a given crop, depending on photo-thermic units, are affected by water and nitrogen stresses. The soil is divided in several layers with specific characteristics such as water content at field capacity, permanent wilting point and bulk density. Residue decomposition in soil is simulated using three compartments: the fresh organic matter (FOM), the microbial biomass and humified organic matter which is composed of an active and a stable fraction. N and C fluxes between these three compartments depend on their C:N ratio and four parameters: the humification constant, the decomposition rate constant of the residues, the decay rate of the microbial biomass and the assimilation yield of residue-C by the microbial biomass (Nicolardot et al. 2001). The N mineralized due to plant residues decomposition is affected by soil temperature, water content and mineral N availability. When mineral N is exhausted, the decomposition rate is reduced, the C:N ratio of microbial biomass increases and the proportion of humified N is reduced. The N mineralized from humified organic matter depends on soil temperature, water content and the potential mineralisation rate of the soil which depend on clay and  $\text{CaCO}_3$  contents, organic N content and the thickness of the mineralisation layer.

### 4.2.3.3 Input data

A common database was built for the three sites under open source software: PostgreSQL (www.postgresql.org). All data on soil characteristics, climate variables, treatments, agricultural techniques, N fertilization rate and form as well as outputs by crops, leaching or storage in soil were put into this database. It allows to run automatically STICS model (Duval et al., 2010). The main soil characteristics of each site used in STICS are indicated at Table 2.

**Table 2:** Mean soil characteristics by site used in STICS model.

		Boigneville		Kerlavic		Thibie	
		0-30 cm	30-90 cm	0-30 cm	30-90 cm	0-30 cm	30-90 cm
Clay	g kg <sup>-1</sup>	230		159		90 <sup>a</sup>	
Organic N <sup>b</sup>	g kg <sup>-1</sup>	1.14		2.78		1.51	
Organic C <sup>b</sup>	g kg <sup>-1</sup>	10.5		29.8		14.2	
C:N ratio <sup>b</sup>		9.2		10.7		9.4	
CaCO <sub>3</sub>	g kg <sup>-1</sup>	20		0		808	
pH		7		5.8		8.3	
Bulk density <sup>b</sup>	g cm <sup>-3</sup>	1.42 or 1.52 <sup>c</sup>	1.5	1.26	1.43	1.4	1.5
W <sub>FC</sub> <sup>d</sup>	g kg <sup>-1</sup>	251	232	332	271	269	240
W <sub>WP</sub> <sup>d</sup>	g kg <sup>-1</sup>	114	108	131	112	109	119
Albedo of bare soil <sup>e</sup>		0.16		0.15		0.31	
Mineralization depth <sup>f</sup>	cm	25.3 or 23.6 <sup>c</sup>		18.7		26.4	

<sup>a</sup> Clay content measured after decarbonation

<sup>b</sup> Parameters measured in 2007

<sup>c</sup> for conventional tillage and no tillage treatments respectively

<sup>d</sup> Water contents at field capacity and permanent wilting point, respectively

<sup>e</sup> Albedo estimated with soil texture as proposed by Brisson et al. (2008)

<sup>f</sup> Mineralization depth equal to 110 % of ploughing depth in conventional tillage.

The water content at field capacity was calculated as the decile of the highest values of SWC measured in mid-winter. The water content at permanent wilting point was calculated as the lowest excluding 2% of the lowest SWC measured on each sites for each soil layer; these excluded SWC corresponded to probable measurements errors. The bulk density, which is fixed in the current version of the model, was set at the value measured in 2007. The soil organic N content measured at the end of experiment was used to initiate the model before an eventual

calibration. The C:N ratio of soil was set at the value measured at the end of experiment and remained constant in the model over the whole period of simulation. The depth of the biologically active layer (“mineralization depth”) was assumed to be 10% greater than the ploughing depth in the conventional tilled treatment. It was calculated in the no-till treatment at Boigneville in order to have the same initial N stock than in the CT treatment.

#### 4.2.3.4 Statistical criteria

Three statistical criteria were used to evaluate the performance of the model: the root mean square error (RMSE), the mean deviation (MD) and the model efficiency (EF). These criteria were calculated with the following equations:

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

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

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

where n is the number of observations,  $S_i$  and  $O_i$  are the simulated and observed values respectively and  $\bar{O}$  is the mean value of observed data.

The root mean square error provides the model prediction error while the mean deviation gives the bias of the model. The model efficiency estimates the model performance relative to the experimental mean (Greenwood et al., 1985). Efficiency close to zero indicates that the simulation does not perform better than a constant model equal to the mean of observed data.

#### **4.2.3.5 Evaluation of annual performances of STICS model**

The model used in this paper (STICS version 6.9) was previously calibrated on the plant files and validated on the STICS database for all crops grown in the three studied sites: winter wheat, spring pea, maize, sugarbeet, spring barley, ryegrass and mustard, except for radish. The results of these simulations are available on the STICS website ([http://www.avignon.inra.fr/agroclim\\_stics](http://www.avignon.inra.fr/agroclim_stics)). STICS was also tested on our dataset with the three long term sites. To evaluate its annual performances, the model was run every year after resetting SMN and SWC in soil at harvest of the main crops to the measured values; the simulations ran over one year until the harvest of the next crop. The model was evaluated for biomass production, N uptake, SMN and SWC at harvest of main crops, drained water and leached N over the 13-17 years. The N use efficiency was compared to the measured experimentally and the STICS parameters of N use efficiency were calibrated when it was necessary. A calibration of the maximal rooting depth by site was made on half of the situations and validated on the other half. The best value for the parameters was determined as the depth giving the best compromise for well simulated both crop and soil variables. For winter wheat, mustard and ryegrass, we calibrate the life span of the leaves and the surface mass of roots in the same way than for the maximal rooting depth. The calibration and validation process was made with a level of N mineralization in accordance with those observed.

#### **4.2.3.6 Evaluation of continuous simulations**

STICS model was then evaluated on the long term for the three sites. It was initialized once at the beginning of experiment and simulations were run continuously over 13-17 years. The initial N stock and the inert fraction of humified organic matter in the soil were calibrated to obtain improved simulation kinetics of N mineralization, closer to the measured ones. The model was evaluated relative to cumulative variables in order to point out the possible bias and divergences throughout time between simulations and observations. The mean effect of the three improved



practices (i.e. CC, NT and N-) compared to the conventional ones (i.e. NoCC, CT and N) was obtained by difference. The cumulative extra mineralization due to catch crops was obtained by averaging the tillage treatments at Boigneville and the fertilization rate treatments at Thibie.

At the end of simulation, the simulated N stock was compared to the measured one. On each site and treatment, the comparison was made between simulated and observed. The simulated effect of practices on N sequestration was compared to the observed one, by calculating on both the proportion of leaching or uptake variation with a given practice as compared to its reference.

#### 4.2.3.7 Simulations of various scenarios

Finally, the model was used to simulate various scenarios on the long term. Simulations were performed over 60 years (1990-2050) which include the first 13-17 years of observations and the following 45 years. The rotation and agricultural management were supposed constant and similar to those observed during the first 15 years. At Thibie, the initial rotation (sugarbeet – spring pea – winter wheat) was simulated all along and the introduction of spring barley after 13 years was not considered. Seven scenarios were simulated: they varied in the presence of catch crops, in fertilization rate and in the climate (Table 3).

**Table 3:** Scenarios tested over 60 years.

Scenario	Catch crops		Reduced N fertilization		Climate change
	0-X years*	X-60 years	0-X years	X-60 years	
S0	No	No	No	No	No
S1	No	No	No	No	Yes
S2	Yes	Yes	No	No	No
S3	Yes	Yes	No	No	Yes
S4	Yes	Yes	No	Yes	No
S5	Yes	Yes	No	Yes	Yes
S6	Yes	No	No	No	Yes

\* X = duration of the experimental period: X = 16 years at Boigneville and 13 years at Kerlavic and Thibie.

The reference scenario (S0) considers no catch crop, standard fertilization and no climate change. The scenario S2 considers repeated catch crops during 60 years, with standard

fertilization and no climate change. Scenario S4 considers repeated catch crops, no climate change and a reduction in fertilizer rate after 15 years. The fertilizer rate was reduced so that the simulated crop biomass in the treatment with CC remained at least equal to the simulated one in the control treatment (without catch crops) with a 3% tolerance. Scenarios S1, S3 and S5 are similar to S0, S2 and S4 respectively, but include a changing climate due to global warming. Scenario S6 considers constant fertilization and climate change, but catch crops are abandoned after 15 years.

Two climate series were built in each site by considering either constant climate or climate change. The first series consisted in sampling randomly among the years of the experimental period. The second series taking into account the climate change was made with A1B scenario (IPCC Special Report on Emissions Scenarios). It consisted in extrapolating the actual climate data of our experimental period using the A1B climate scenario which considers that the mean world temperature will increase between 2.5 and 3.5°C in 2100. This scenario was applied to each site using the statistical error correction proposed by Deque (2007). It predicts that temperature will increase by about 2°C compared to the observed period (Table 4).

**Table 4:** Mean CO<sub>2</sub> concentration in atmosphere, annual temperature and precipitation at each site with a constant climate or a climate change (A1B scenario).

		Constant climate	Changing climate
		370	450
CO <sub>2</sub> (ppm)			
Annual temperature (°C)	Boigneville	11.5 (0.6)	12.6 (0.8)
	Kerlavic	12.1 (0.4)	13.0 (0.6)
	Thibie	10.8 (1.0)	12.1 (0.8)
Rainfall (mm yr <sup>-1</sup> )	Boigneville	604 (152)	573 (100)
	Kerlavic	1213 (204)	1067 (207)
	Thibie	605 (198)	613 (115)

Rainfall will slightly decrease at Kerlavic, particularly in spring and summer, but will not change much at Boigneville and Thibie. The evolution of CO<sub>2</sub> concentration in the atmosphere was not simulated by the model, but a constant concentration of 450 ppm was considered over the 60

years period; it corresponds to the average between the present CO<sub>2</sub> concentration and the expected value in 2050.

## 4.2.4 Results

### 4.2.4.1 Model calibration

Several maximal rooting depths were tested on half of situations per site and the best value was then validated on the other half. Initial value was fixed at 90 cm which corresponded to the maximal depth of SMN measurements and the mean depth of soil supposed to be explored by roots. The best maximal rooting depth was different for each site; it was deeper at Thibie than at Boigneville itself deeper than at Kerlavic with 85, 70 and 60 cm respectively (Table 5). At Kerlavic, the fertilizer use efficiency was also decreased from 66 to 62% to obtain a mean value closer to the efficiency observed in 2007 and 2008 and a better simulation of SMN at harvest.

**Table 5:** Model parameter values chosen before model calibration (“initial”) and after model calibration (“fitted”). The calibration was applied to 50% of situations and the validation was made on the 50% remaining situations on each site.

		Maximal rooting depth (cm)	Initial organic N (g kg <sup>-1</sup> )	Fertilizer use efficiency	Active SOM fraction	Decomposition rate of active SOM (yr <sup>-1</sup> )
Boigneville	Initial	90	1.14*	0.62	0.35	0.074
	Fitted	70	1.19	0.62	0.44	0.081
Kerlavic	Initial	90	2.78*	0.66	0.35	0.074
	Fitted	60	3.20	0.62	0.60	0.068
Thibie	Initial	90	1.51*	0.48	0.35	0.066
	Fitted	85	1.52	0.48	0.35	0.066

\* Organic N content measured in 2007

Facing an overestimation of aerial biomass, particularly on winter wheat, mustard, radish and ryegrass, we calibrated in the same way the lifespan of leaves. The lifespan was decreased in every case by 100, 60, 50 and 60 days for wheat, mustard, radish and ryegrass, respectively. Those various calibrations could have taken into account some limiting factors which are not

introduced in STICS such as weeds, pests and mineral deficiency other than nitrogen. These calibrations were made on annual reset simulations which were not adapted to calibrate organic N in soil at beginning of experiment and inert fraction of SOM. These two parameters required to be tested on continuous simulations. First, organic N in soil was calibrated on each of the three sites in order to obtain a good accordance between observed and simulated net N mineralization and final N stocks in each treatment. The fitted values of organic N were closed to those measured in 2007 at Boigneville and Thibie suggesting that the stocks were more or less at a steady state; this result was not surprising because the previous land use on these two sites was cropping system. However, at Boigneville, the inert fraction was decreased from 65 to 56% of total SOM to allow a good simulation of both net N mineralization and final N stock. Unless this modification, it was impossible to obtain both. At Kerlavic, the previous land use was grassland; organic N at the beginning was then higher than those measured in 2007. In fact, to well simulate stock and net mineralization, organic N was calibrated at  $3.20 \text{ g kg}^{-1}$  instead of  $2.78 \text{ g kg}^{-1}$ . It decreased through time with continuous simulations as expected after grassland destruction.

#### **4.2.4.2 Fertilizer use efficiency**

The predicted values of fertilizer use efficiency were close to those measured in situ at Boigneville and Thibie, without calibration (Table 6). At Kerlavic, the model required a calibration because the simulated values were greater than the observed values. However the efficiency was only determined during the two last years on this site whereas it was measured every year on the two other sites. Furthermore a significant decrease in crop yields was found at Kerlavic throughout time which suggests that the N use efficiency probably decreased progressively. This is consistent with the fact that the simulated efficiency was higher than the measured one at the end of experiment.

**Table 6:** Mean fertilizer use efficiency ( $\epsilon_r$ ) observed in field and simulated by STICS by site and treatment.

		Observed $\epsilon_r$	Simulated $\epsilon_r$
Boigneville CT	CC	0.62 (.12)	0.61 (.05)
	NoCC	0.61 (.10)	0.62 (.06)
Boigneville NT	CC	0.68 (.16)	0.62 (.05)
	NoCC	0.67 (.13)	0.62 (.05)
Kerlavic*	CC	0.49 (.08)	0.62 (.06)
	NoCC	0.45 (.11)	0.62 (.06)
Thibie N	CC	0.42 (.11)	0.49 (.07)
	NoCC	0.45 (.12)	0.49 (.07)
Thibie N-	CC	0.44 (.12)	0.47 (.08)
	NoCC	0.44 (.14)	0.47 (.08)

“Observed” values were obtained by combining the results obtained by difference and  $^{15}\text{N}$  labelled fertilizer methods. At Kerlavic, only the  $^{15}\text{N}$  labelled fertilizer method was used (see Constantin et al., 2010). Values in parenthesis are the standard deviations between years and treatments.

\* At Kerlavic, observed efficiency were the mean over 2007-2008 obtained by  $^{15}\text{N}$ -labelled fertilizer

Table 6 also shows that STICS could predict reasonably well the mean efficiency but not its annual variability; the simulated values of N use efficiency were less variable than the measured ones. In this model, the fertilizer use efficiency mainly depends on fertilizer type and crop growth rate. It was not sensitive to agricultural practices such as CC or no-till but was slightly affected by reduced fertilization.

#### 4.2.4.3 Model evaluation

After calibration, the model was tested for each site on crop biomass, N uptake, N balance, SWC, SMN, drainage and N leaching on annual simulations. The simulations were performed with a good net N mineralization in average with mean deviation of -18, 2 and 4 kg N ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively. SWC at harvest was well simulated at Boigneville and Thibie but was overestimated by 25 mm at Kerlavic, corresponding to 11% of mean water content in the soil profile (Table 7). The overestimation was mainly due to winter wheat crops. The model reproduced better the annual variability of SWC at Thibie and Kerlavic than at

Boigneville. SMN content was in average well simulated on all sites.

**Table 7:** Statistical criteria of model evaluation in annual and continuous simulations on water and N soil content, crop production at harvest, N balance, drained water and leached N at each site.

		Annual simulations			Continuous simulations		
		Boigneville	Kerlavic	Thibie	Boigneville	Kerlavic	Thibie
SWC at harvest (mm)	M*	220	227	218			
	MD	8	25	-1	8	26	1
	RMSE	29	44	34	28	45	34
	EF	0.06	0.31	0.40	0.13	0.28	0.42
SMN at harvest (kg N ha <sup>-1</sup> )	M	39	39	42			
	MD	5	-3	-1	12	5	1
	RMSE	25	15	25	25	16	25
	EF	-1.40	-0.13	-0.41	-1.42	-0.25	-0.40
Aerial biomass (t DM ha <sup>-1</sup> )	M	8.4	10.2	9.8			
	MD	0.9	3.1	1.1	1.2	2.6	0.9
	RMSE	1.9	4.9	4.6	2.4	4.3	4.8
	EF	0.90	-0.28	0.69	0.84	0.01	0.65
Harvested biomass (t DM ha <sup>-1</sup> )	M	6.3		9.6			
	MD	0	-	0.3	-0.1	-	0.1
	RMSE	1.1	-	3	1	-	2.9
	EF	0.64	-	0.72	0.71	-	0.73
Aerial N uptake (kg N ha <sup>-1</sup> )	M	144	154	156			
	MD	-1	14	-3	9	13	-6
	RMSE	29	43	48	33	38	51
	EF	0.85	0.29	0.73	0.81	0.44	0.70
Harvested N (kg N ha <sup>-1</sup> )	M	145		126			
	MD	-24	-	2	-12	-	1
	RMSE	30	-	30	24	-	30
	EF	0.11	-	0.13	0.43	-	0.13
N balance (kg N ha <sup>-1</sup> )	M	51	-17	49			
	MD	12	-9	-7	4	-8	-7
	RMSE	29	38	29	23	44	28
	EF	0.66	0.42	0.38	0.77	0.34	0.41
Drained water (mm)	M	150	578	118			
	MD	7	30	12	6	74	12
	RMSE	49	134	46	53	168	52
	EF	0.68	0.70	0.73	0.57	0.53	0.65
Leached N (kg N ha <sup>-1</sup> )	M	21	55	21			
	MD	-1	-8	-1	1	6	-4
	RMSE	14	27	13	17	27	17
	EF	0.25	0.31	0.64	-0.35	0.35	0.44

\* M = mean of observed values.

The model efficiency was negative probably due to the fact that SMN at harvest was small (39 to 42 kg ha<sup>-1</sup> in average) and its variability was also low (14 to 20 kg ha<sup>-1</sup>). The model simulated correctly the aerial crop biomass (in main crops and catch crops) at Boigneville and Thibie, with an efficiency of 0.90 and 0.69 respectively. At Kerlavic the negative efficiency was mainly due to the large overestimation of wheat biomass. The aerial biomass was overestimated by 0.9 t ha<sup>-1</sup> at Boigneville and 1.1 t ha<sup>-1</sup> at Thibie. This could be partly due to some limiting factors not taken into account by the model. The harvested biomass was also slightly overestimated at Thibie (0.3 t ha<sup>-1</sup>) but well simulated at Boigneville. N uptake was predicted without bias at Boigneville and Thibie. It was overestimated by 14 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Kerlavic, again due to winter wheat. Its variability was well reproduced by the model since the efficiency was 0.85, 0.29 and 0.73 at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. Harvested N was well predicted on average at Thibie but underestimated at Boigneville by 24 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>; low but positive efficiencies were found. The N balance, calculated as the sum of fertilization, deposition and fixation minus N export by crops, was positive Boigneville and Thibie; it was negative at Kerlavic due to the export of most crop residues. It was correctly simulated by the model since the efficiency varied between 0.38 and 0.66. Drained water was slightly overestimated (7-30 mm) and leached N slightly underestimated (1-8 kg ha<sup>-1</sup>). Their variability was well taken into account by the model with a good efficiency for drained water (0.68 to 0.73) and leached N (0.25 to 0.64).

The quality of prediction of the model was about the same for continuous simulations than for annual simulations with a reset every year. This is true for most variables and for the three statistical criteria (MD, RMSE and EF). The main differences concern the aerial biomass and N uptake at Kerlavic which were better simulated with continuous simulations. This is probably linked to the fact that the evolution of SOM was accounted for in the continuous simulations (see below) and not in the annual ones. Harvested N was also better simulated at Boigneville. In contrast, continuous simulations were less efficient to predict the amount of leached N.

This is due to the overestimation of SWC and SMN at harvest which had no influence in annual simulations because the model was reset at harvest on the measured data. The main discrepancy with continuous simulation was found at Boigneville: the negative efficiency is attributed to an underestimation of leaching with catch crops and an overestimation without catch crops; the two differences cancelled each other out, leading to a mean difference close to zero.

#### 4.2.4.4 Model ability to reproduce the effect of agricultural practices

The effect of agricultural practices on N uptake and N leaching was analyzed by making the difference between paired treatments: with and without catch crops, no till and conventional tillage, reduced vs standard fertilization (Table 8). Catch crops and fertilizer reduction exerted a small effect on N uptake which was significant only in some cases, as indicated previously (Constantin et al., accepted). They had a much greater effect on leached N, as expected. The model could predict satisfactorily these effects, since the correlation coefficients between observed and simulated values (expressed in %) were 0.90 and 0.80 for  $\Delta N$  uptake and  $\Delta N$  leached respectively. Conversely the impact of no tillage on these two variables was not well predicted, so that it was not considered in simulation scenarios

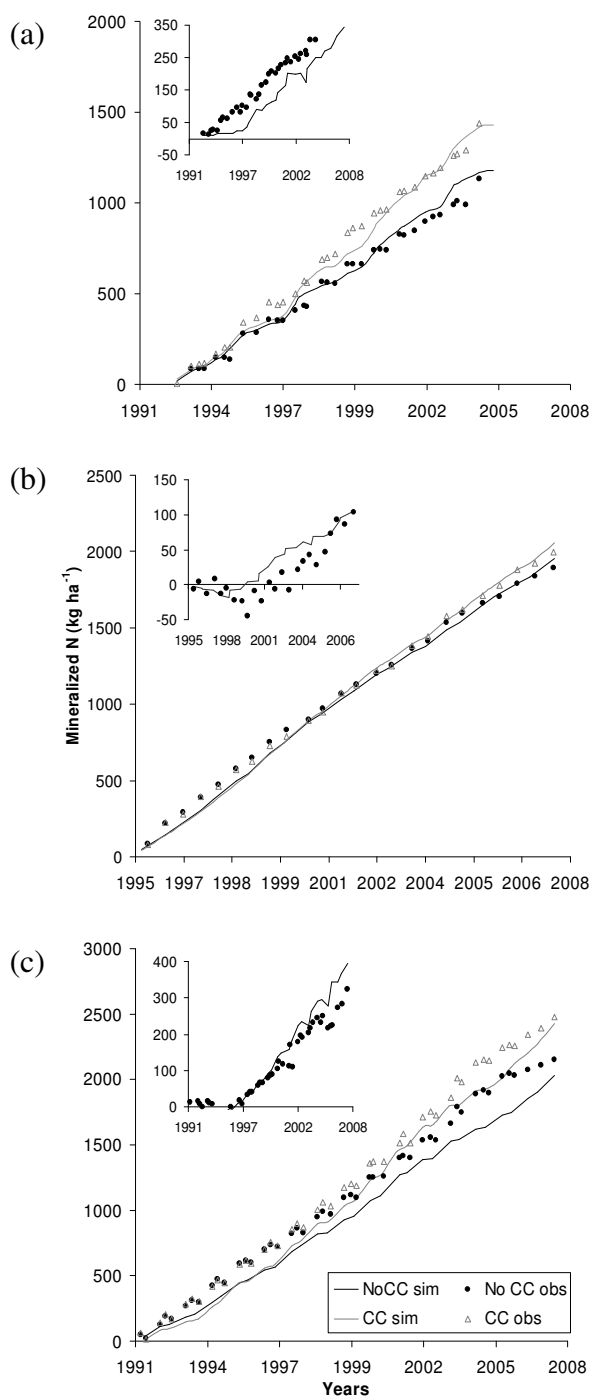
**Table 8:** Observed and simulated extra N uptake and N leached due to alternative practices (catch crops, no tillage and reduced fertilization) compared to the conventional practices. The  $\Delta N$  values are either absolute (kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) or relative (% of observed values in the conventional treatment).

	Effect*	Site	$\Delta N$ uptake		$\Delta N$ leached	
			Obs	Sim	Obs	Sim
			kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>		%	
$\Delta N$ uptake	CC	Boigneville	-2	-3	-1%	-2%
	CC	Kerlavic	5	2	3%	1%
	CC	Thibie	4	-8	2%	-4%
	NT	Boigneville	-14	4	-9%	2%
	N <sup>-</sup>	Thibie	-3	-5	-8%	-10%
$\Delta N$ leached	CC	Boigneville	-10	-20	-36%	-63%
	CC	Kerlavic	-32	-28	-45%	-37%
	CC	Thibie	-18	-16	-61%	-67%
	NT	Boigneville	-7	-1	-26%	-2%
	N <sup>-</sup>	Thibie	-4	-4	-13%	-15%

\* Effect: CC = catch crop (vs bare fallow soil); NT = no-till (vs conventional tillage); N<sup>-</sup> = reduced fertilization (vs standard fertilization)



The other variables of interest are soil N mineralized and organic N contents. The net N mineralization was calculated with a mineral N balance using soil and plant measurements (Constantin et al., accepted) as well as the extra-mineralization due to catch crops, i.e. the difference between CC and NoCC treatments.



**Figure 1** Observed and simulated kinetics of cumulative net N mineralization at Boigneville (a), Kerlavic (b) and Thibie (c). The inset graph represents the extra N mineralized due to catch crops (difference). Simulated values correspond to continuous simulations.

Figure 1 shows the observed and simulated kinetics of N mineralization. Only the mean effects of CC and NoCC treatments are considered: the effects of tillage treatments at Boigneville and fertilization rate treatments at Thibie were averaged, since they were much smaller and hardly significant. The kinetics of net mineralization were well reproduced in all sites, with a slight underestimation at Thibie. The dynamics of extra-mineralization due to CC was contrasted between sites, with both observed and simulated data. At Boigneville, the model underestimated the net release of N due to CC (white mustard) during the first years and gave satisfactory predictions afterwards. This underestimation was probably due to the fact that the predicted C:N ratio was greater than that observed, inducing a smaller release of mineral N in the months following CC destruction. At Kerlavic, mineralization due to ryegrass was well simulated through time with N immobilization in the first years followed by net N release. At Thibie, the extra mineralization due to radish was overestimated at the end of the experiment, probably due to an overestimation of the C:N ratio of the radish residues.

The simulated organic N stocks in soil at the end of experiments (13-17 years) were close to those observed in field at the end of experiment (Table 9). The extra N stored (N sequestered due to catch crops) varied from 162 to 351 kg N ha<sup>-1</sup>.

**Table 9:** Observed and simulated organic C and N stocks in soil at the end of experiment and amounts of N sequestered due to alternative practices (catch crops, no tillage and reduced fertilization).

		Depth (cm)	N stock t ha <sup>-1</sup>		ΔN (CC-NoCC) kg ha <sup>-1</sup>		ΔN (NT-CT) kg ha <sup>-1</sup>		ΔN ((N-)-N) kg ha <sup>-1</sup>	
			Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
Boigneville CT	CC	30	5.07	5.15						
	NoCC	30	4.85	4.89	220	259				
Boigneville NT	CC	30	5.02	5.11						
	NoCC	30	4.86	4.94	162	173	-20	-20		
Kerlavic	CC	30	9.52	9.44						
	NoCC	30	9.2	9.03	315	413				
Thibie N	CC	30	6.72	6.83						
	NoCC	30	6.34	6.5	351	331				
Thibie N-	CC	23	5.69	5.91						
	NoCC	23	5.44	5.63	251	279			-96*	-121

\*Value obtained by comparing Thibie N and N- at the same date on the same depth (Constantin et al., 2010).

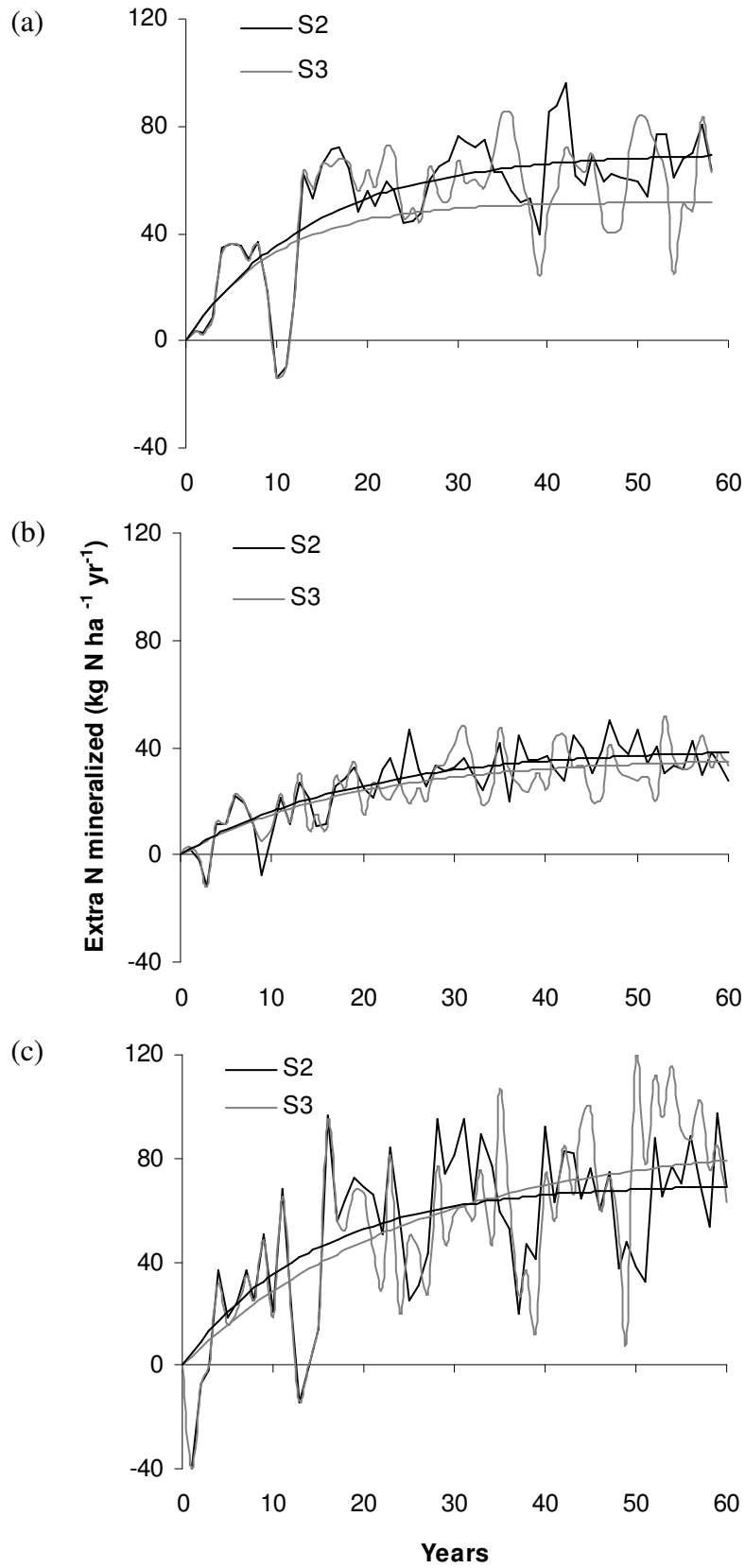
It was slightly overestimated by the model, but model predictions remained within the confidence interval of measurements. The effect of reduced fertilization which was mainly due to a reduction of C and N returns to the soil was well predicted by the model, as well as that of no tillage. Finally, we found that the model gave a satisfactory prediction of the effects of catch crops and reduced fertilization on N uptake, leaching, mineralization and sequestration, and could be used for simulating scenarios on the long term.

#### **4.2.4.5 Simulation of mineralization, storage and leaching with CC over 60 years**

##### **4.2.4.5.1 *Extra mineralization***

Figure 2 shows the evolution of the annual extra mineralization due to continuous catch crops during 60 years, without or with climatic change (scenarios S2 and S3 respectively). The model simulates annual fluctuations that are due to the climate variability and its resulting effects on catch production with regard to quantity and quality of CC residues. However the general trend is an asymptotic increase in extra N mineralization through time, for both climatic scenarios. The results could be fitted to an asymptotic exponential function. This asymptote is almost reached in about 30 years except at Thibie in changing climate for which mineralization keeps on increasing over the whole period. The extra N mineralized at year 60 was 54, 28 and 53 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> without climate change and 51, 26 and 49 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> with climate change at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. The lower annual extra-mineralization simulated at Kerlavic is mainly due to progressive decrease in N uptake by the catch crop through time. The mean N input by CC is 53, 38 and 49 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. Climate change decreases the annual N input from CC by 5 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> on average. The mean annual mineralization rate at year 60 represents 101-102%, 71-74% and 101-109% of the annual N input at Boigneville, Kerlavic and Thibie respectively. The model predicts that the maximum extra mineralization (asymptote) level of stabilization varies between sites: 70-52 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, 40-36 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Kerlavic and 70-87 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at

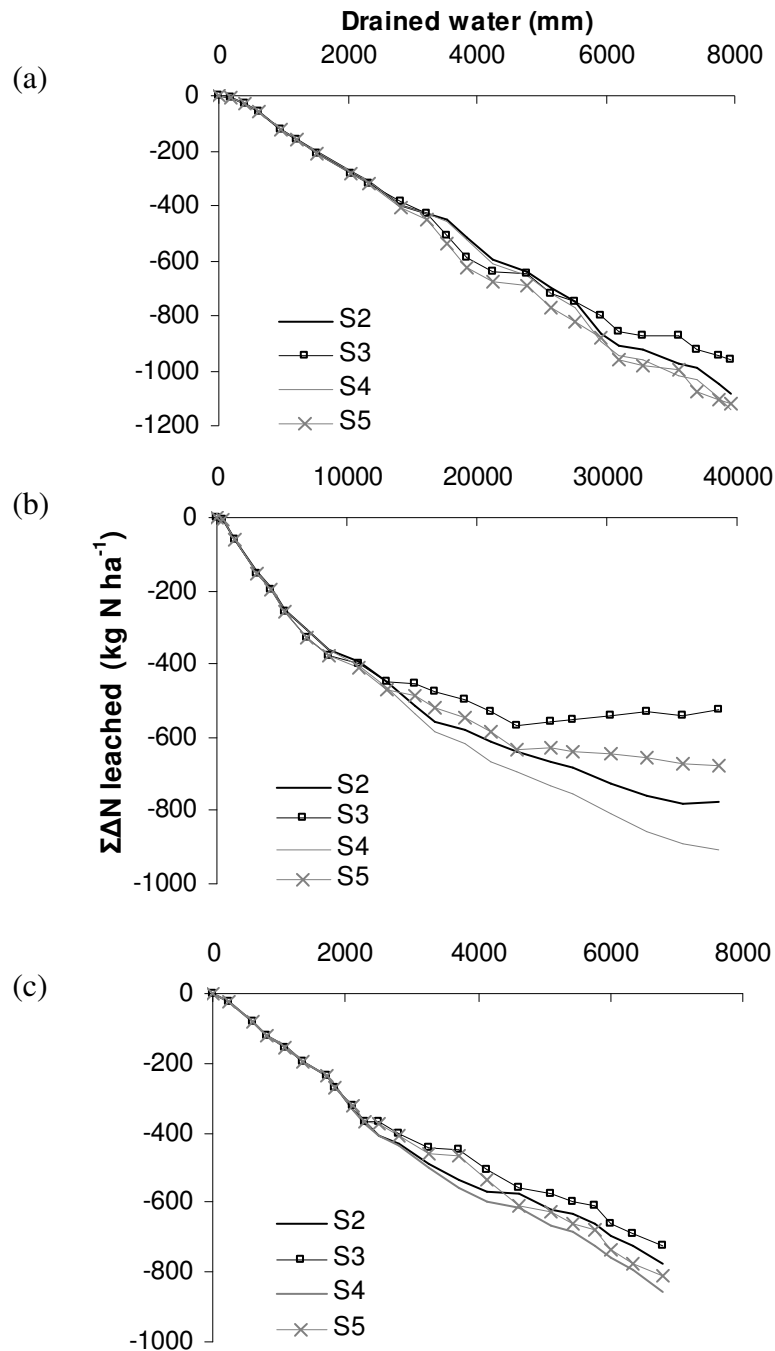
Thibie without or with climate change, respectively.



**Figure 2** Kinetics of annual extra-mineralization due to catch crops simulated over 60 years with scenarios S2 and S3 at Boigneville (a), Kerlavic (b) and Thibie (c). The extra mineralization was calculated by difference with scenario S0.

#### 4.2.4.5.2 Reduction of N leaching

Figure 3 shows the cumulative reduction of N leached due to catch crops versus time, expressed in cumulative amount of drained water. Over 60 years, the N saved from leaching with continuous CC (scenario S2) represents 1083, 778 and 774 kg N ha<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively.

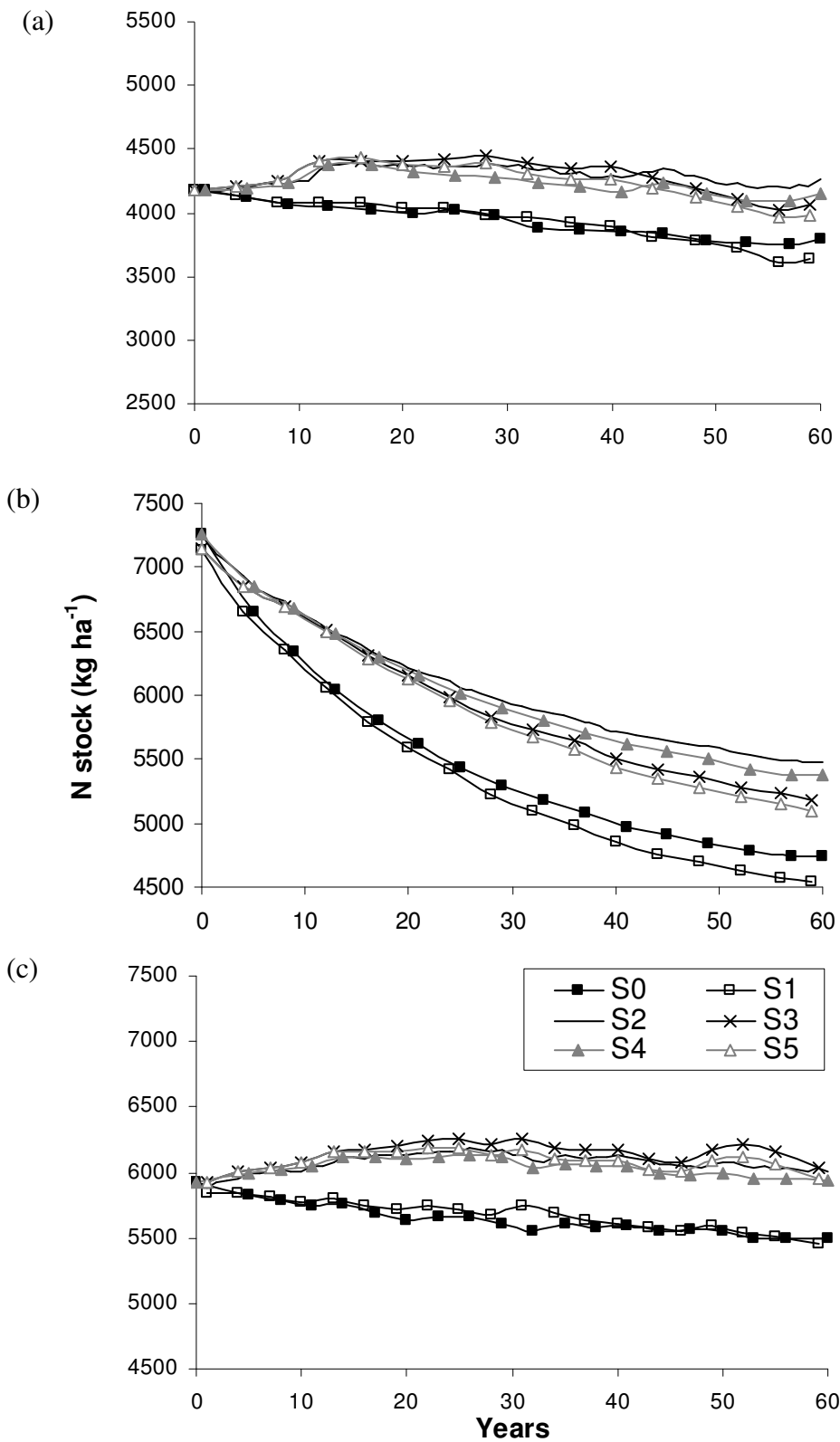


**Figure 3** Extra N leached (cumulative) versus cumulative drained water simulated over 60 years for scenarios S2-S4 and S3-S5 at Boigneville (a), Kerlavic (b) and Thibie (c). The extra N leached was calculated by difference with scenarios S0 and S1 respectively.

The kinetics is almost linear during the first years, indicating that catch crop efficiency to reduce nitrate leaching is constant during these years. Later on, the kinetics became curvilinear particularly at Kerlavic, showing that catch crops became less and less efficient to prevent nitrate leaching. This evolution is mainly due to the progressive increase in N mineralization rate due to repeated catch crops. An obvious alternative to limit this effect is to reduce N fertilization rate, as proposed in scenarios S4 and S5. The reduction in fertilization rate was calculated in order to maintain crop biomass at its level in the control treatment with a 3% tolerance. This definition led to decrease fertilization by 20, 22 and 24 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. Comparing scenarios S2 and S4 or S3 and S5 in Figure 3 shows that the fertilizer adjustment was very efficient for reducing N leaching at Kerlavic and Thibie, and less at Boigneville. It could save 56, 132 and 82 kg N ha<sup>-1</sup> on each site respectively. The effect of climate change appears when comparing scenarios S2 and S3 or S4 and S5. Nitrate leaching reduction with CC is smaller than under constant climate, by 1 to 4 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> on average. This lower reduction is partly due to the lower biomass and N uptake by the catch crops with climate change. An interaction also occurred between fertilization and climate. Decreasing fertilization rate had more effect than under constant climate and resulted in reducing leached N by 164, 152 and 91 kg ha<sup>-1</sup> in comparison with a constant fertilization rate. However, CC efficiency to reduce N leaching always decreased with time, meaning that fertilization must be reduced further to maintain a smaller nitrate concentration in drained water with catch crops.

#### **4.2.4.5.3** *N sequestered in soil*

Figure 4 shows the evolution of organic N stocks in soil simulated during 60 years for six scenarios. It appears first that the stocks do not vary much at Boigneville and Thibie whereas they decrease steadily at Kerlavic.



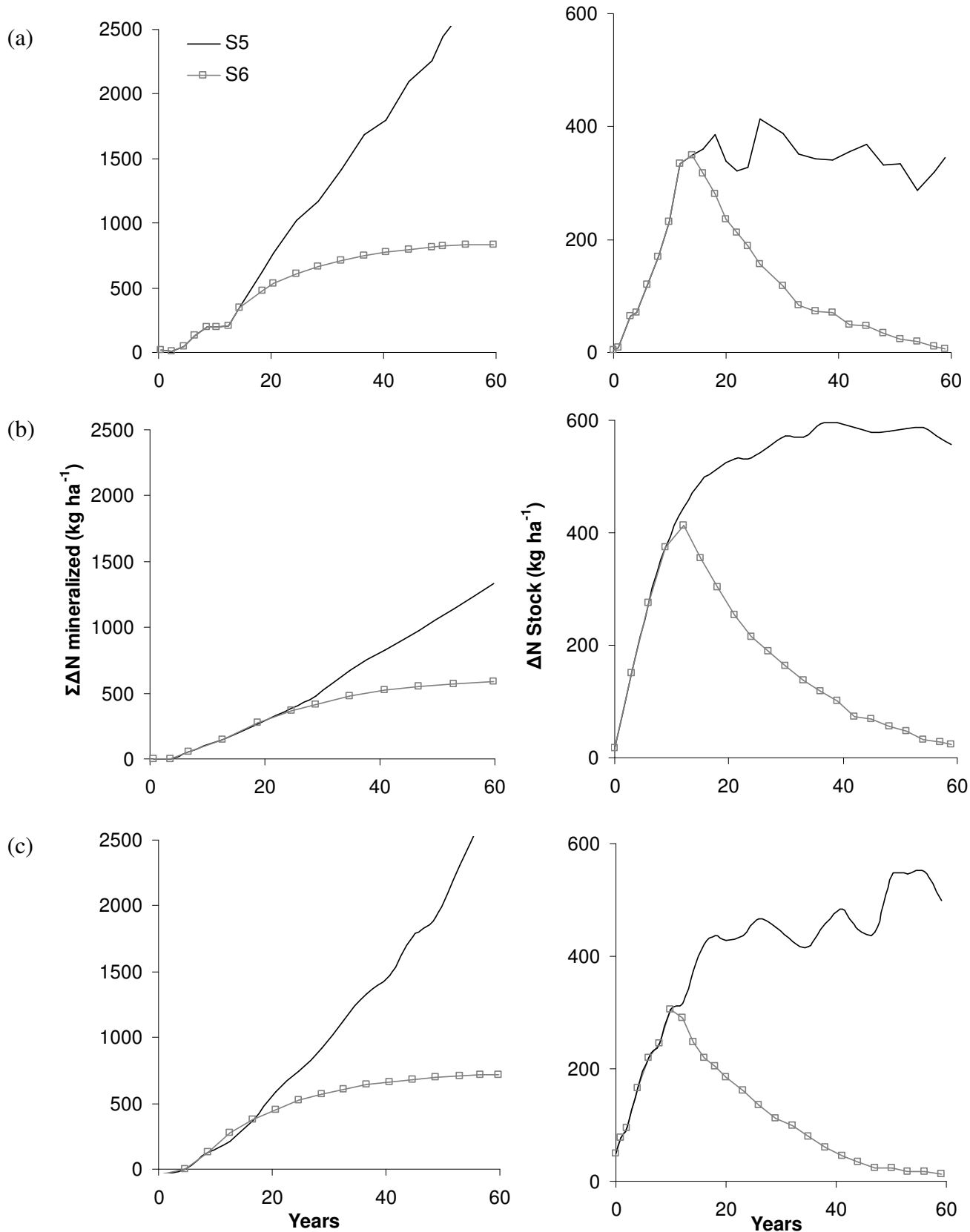
**Figure 4** Evolution of N storage through time in the scenarios S0-S5 over 60 years at Boigneville (a), Kerlavic (b) and Thibie (c).

This evolution is attributed the previous land use, arable crops on the first two sites versus grassland at Kerlavic and the small inputs of C and N since all crop residues are exported at Kerlavic. The second observation concerns the significant, positive effect of catch crops: all scenarios including catch crops allow to increase organic N in comparison with bare fallow soils (scenario S0). N sequestration in scenario S1 reaches 420, 689 and 485 kg ha<sup>-1</sup> after 60 years at Boigneville, Kerlavic and Thibie, respectively. The climate change results in slightly lower N stocks at Boigneville and Kerlavic but not at Thibie. It also results in lower N sequestration with CC, partly due to smaller C and N inputs coming from CC residues.

#### **4.2.4.6 Effect of abandoning CC**

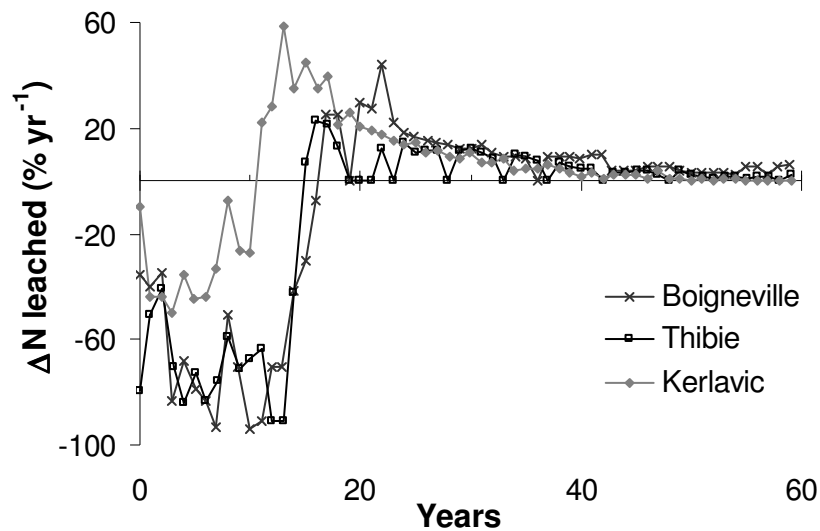
Abandoning CC after 15 years did not induce immediate return to the level of net mineralization simulated in the NoCC treatment. N mineralization remained higher during several years after stopping CC practice; level of mineralization remained slightly higher until 60 years of simulation with CC history than without. In parallel, extra N storage in soil obtain after 15 years of repeated CC decreased progressively through years while it reach a steady state between 415 and 581 kg N ha<sup>-1</sup> when CC were used repeatedly over the whole period (figure 5). In fact, net N mineralization was higher after abandoning CC as long as organic N in soil remained higher than in control treatment. When this extra N stock reached zero, net N mineralization reached the same level than in treatment without previous CC.





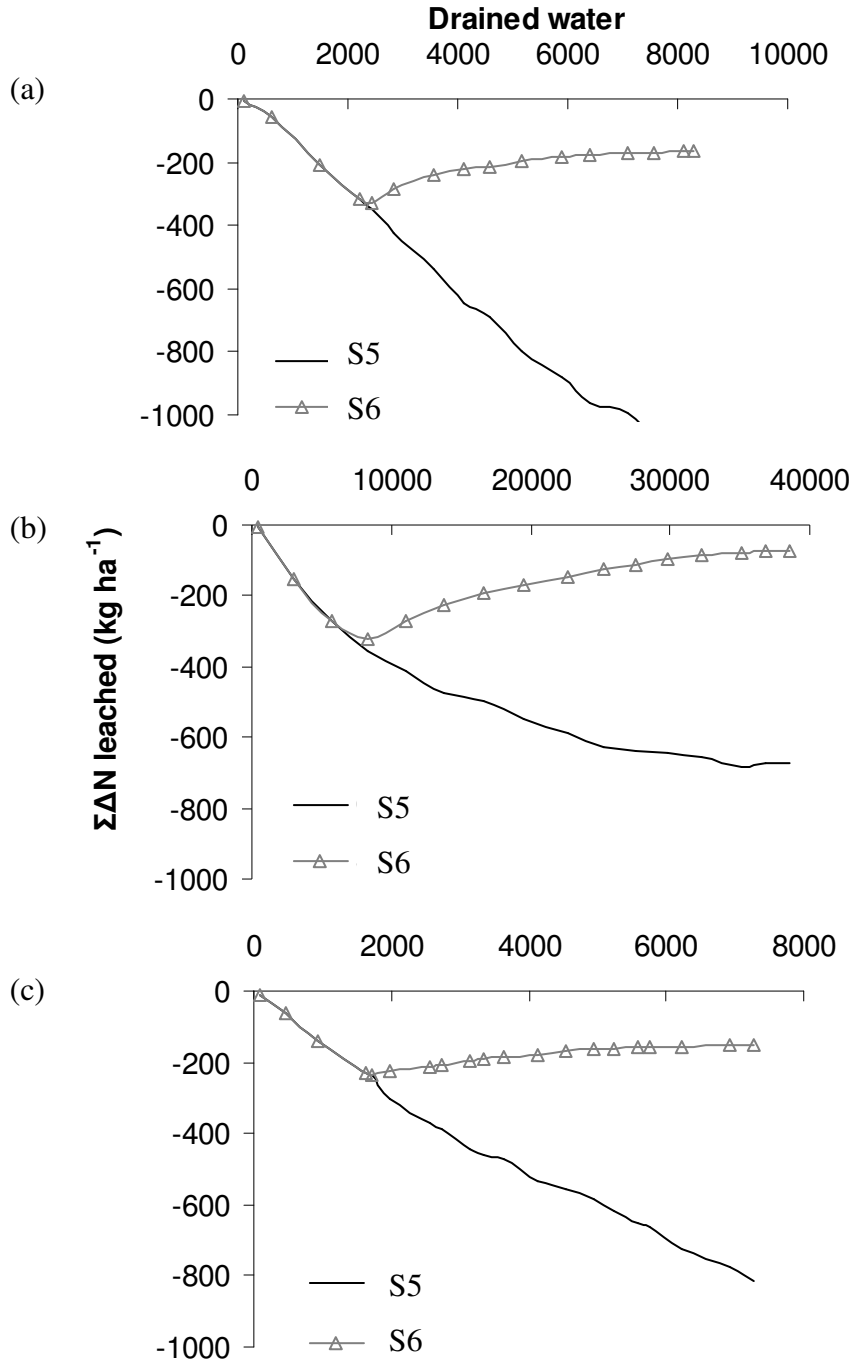
**Figure 5** Kinetics of extra-mineralization due to CC and organic N sequestration in soil simulated under changing climate with continuous catch crops (S5) or after ceasing catch crops (S6). The extra mineralization was calculated by difference with scenario S1.

After abandoning CC, N leaching increased greatly and became higher than without previous CC history. N leaching remained higher for approximately 25 years on the three sites but decreased with time (figure 6).



**Figure 6** Evolution of the relative reduction in N leaching through time before and after ceasing catch crops under climate change (scenario S6). The relative reduction is calculated as S6/S1-1.

Over these 25 years, the mean leached N was 4, 8 and 3 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> higher than in NoCC treatment. This adverse effect observed on N leaching was due to the higher mineralization which was link to higher N stock in soil. As result, after 60 years, total leached N remained lower than in the treatment without CC (figure 7). The saved N was 196, 73 and 159 kg ha<sup>-1</sup> at Boigneville, Kerlavic and Thibie after the whole simulation period.



**Figure 7** Extra N leached (cumulative) versus cumulative drained water over 60 years with continuous catch crops without adjusted fertilization (S5) and due to abandon of CC (S6) as compared to NoCC treatment (S1) under climate change.

## **4.2.5 Discussion**

### **4.2.5.1 Performances of STICS model on annual and continuous simulations**

The first step of this study consisted in evaluating the performances of the model to simulate crop growth and uptake and environmental variables in three different pedo-climatic situations. After stage of calibration of lifespan of leaves for some crops, maximal rooting depth and N use efficiency, the annual simulations on the three sites were globally satisfactory. Crops biomass and N uptake was often slightly overestimated, especially for catch crops, probably due partly to limiting factor not taken into account; however, the simulations remained good as found in other studies (Brisson et al., 2002; Jegou et al., 2008). We also found that soil mineral N was poorly simulated, although unbiased and better than reported by Houlès et al. (2004). However, contrary to some evaluation of STICS model (Sierra et al., 2003), soil water content at harvest was not really accurately simulated; although it remained correctly simulated. However, we only checked SWC at harvest of the main crops while the others studies compared at several period of the year which can explain that difference. In our case, drainage was over estimated on all sites, whatever the simulations were continuous or reset every year as found by Schnebelen et al. (2004) but we did not obtained the same over-estimation of N leaching on annual simulations; N leaching was still correctly simulated. The effects of practices such as CC and no till was not as good as expected. The model could not reproduce the effect of no till on N leaching indicating that it should be enhance to well take into account this practice. CC effects was overestimated on At Boigneville and underestimated at Kerlavic where N leaching was not reduced enough during the CC growth and not increased enough during the next years but remained correct in average.

The first stage of calibration was necessary to obtain such good results; calibrating maximal rooting depth and lifespan leaves help us to limit biomass overestimation. Despite an empirical estimation of fertilizer N use (FUE) efficiency determined by the type of fertilizer, growth stage

of crop and soil parameters, simulated FUE was close to the average FUE measured experimentally over the whole experiment. However, this efficiency remained rather constant by crop's types in the model while it was much more variable in field (Limaux, 1999).

Good accordance between reset and continuous simulations was found on all sites with slight better biomass estimation at Kerlavic when the evolution of soil organic matter was taken into account; this accordance confirmed the good agreement found by Beaudoin et al. (2008) over 8 years of simulations. Simulations were less good for drainage and nitrate leaching because of the underestimation of SWC and SMN at harvest but also because the effects of treatments of practices such as CC or no till were not always well simulated by the model. Effects of CC on N uptake on these sites was not reproduced by the model which underestimated the positive effect of CC on N uptake and biomass sometimes observed at long term (Hansen et al., 1997; Constantin et al., accepted) despite a good simulation of CC effects on mineralization. This absence of positive effects due to CC could be due to a lack of sensitivity of N uptake to N mineralization in STICS model or to an asynchrony between extra mineralization due to CC and crops demand. However, residues decomposition model in STICS had been successfully calibrated and validated on many CC residues decomposition in soil (Justes et al., 2009) suggesting the first hypothesis.

#### **4.2.5.2 Mineralization and N storage in soil over 15 years**

N mineralized through years was quite well simulated by STICS model after calibration. This satisfactory result was obtained with standard parameterisation of soil mineralization at Thibie while some modifications were needed on the two other sites to well simulate both mineralization and organic N in soil. The dynamics of mineralization at Boigneville and Kerlavic was correctly simulated by decreasing the fraction of inert organic matter in soil from 65% to 56% and 40%, respectively; indicating that this fraction could be dependant of soil

characteristics, particularly on previous land use history. According to different authors, this part could widely vary between 10% (ROTHC, Coleman and Jenkinson, 1996) to 60-80% (Ludwig et al., 2003; Ludwig et al., 2007). For instance, the fixed fraction to 65% did not allowed on two of our three sites to correctly simulate both net N mineralization and final soil organic N, indicating the necessity to adapt this parameter in function of the context. However, this enhancement is particularly needed for long term simulations and should have small impact on annual simulation results. The inert fraction could also be variable with time, depending on agricultural practices and organic restitutions, as indicating by Mary and Guerif (1994).

Extra N mineralization due to CC was well simulated by the model over 13-17 years after calibration. The simulation of root biomass had a non negligible impact on this dynamic, particularly on ryegrass crop among the CC species studied, for which the root biomass was increase to correctly simulated N dynamic. In fact, roots could represent an important proportion of total biomass (Balesdent and Balabane, 1996) which should not be neglected. Roots calibrations in the STICS model have not been much study for two reasons: the lack of experimental data in various pedo-climatic conditions and the fact that the model is mainly used in single simulations. Despite these facts, after a first step of calibration, the model was efficient to reproduce net N mineralization, final organic N in soil and CC effects on mineralization and storage satisfactorily to allow an extrapolation on the longer-term.

#### **4.2.5.3 Long term effects of catch crops and steady state**

Under constant climate, on the three sites, annual mineralization was stabilized after approximately 25 years. After this period where cumulative effect of CC on net N mineralization were observed, except at Boigneville (Constantin et al., accepted), annual mineralization due to CC did not evolved much. In parallel, extra organic N in soil due to CC increased progressively during the same first 25 years and reached stable state at different levels according to the site.

Annual mineralization due to CC is partly due to fresh CC residues and to higher mineralization rate of SOM due to the positive effect of previous CC residues on organic N in soil. The fresh residues contributed positively or negatively to this annual rate depending on C:N ratio (e.g., Whitemore and Groot, 1997; Trinsoutrot et al., 2000). The immobilization of N due to fresh ryegrass residues could partly explained the lower annual mineralization rate over 60 years (74%) than on the two other sites (>100%). This high rate highlights the necessity of considering the previous CC existence to evaluate the annual effect of CC.

#### **4.2.5.4 N stock evolution with continuous CC and effects of global warming**

The extra N in soil allowed maintaining the soil organic matter to the same value than at the start of experiment on two sites. In the third site, repeated CC limited the decrease of SOM after the grassland destruction. The positive effect of CC on storage simulated by the model is in accordance with positive effect on N and C sequestration previously found (Singh et al., 1998; Blomback et al., 2003). The range of decrease at Kerlavic corresponded to the 30-50% of decrease found after conversion of natural to agricultural ecosystems, over 50-100 years in temperate regions (Lal, 2008). According to this author's review, two opposed effects of global warming happen with an increase of mineralization rate and an increase of SOM due to higher crop biomass. In our simulations, global warming led to increase net N mineralization and reduce organic N in soil which is concordant with previous results found particularly on soil organic carbon (Hungate et al., 2009; Lal, 2008). The effects of global warming on mineralization and sequestration could explain that we do not simulate a decrease of N in soil at Thibie with global warming as compared to the two other sites.

The steady state obtained after 25 years with continuous CC was reached when the inputs in soil humified matter were equal to the outputs, meaning that the annual N input humified in soil due to CC (N of residues + N immobilized from the soil) was equal to annual mineralization of

humified organic matter. However, when CC were abandoned, extra soil organic N progressively decreased to probably reach zero after 60 years. This decrease was also simulated by FASSET model when CC were abandon after 25 years but in smaller way than in STICS model (Bernsten et al., 2006). In fact, these authors found that after 75 years without CC, 25% of extra SOM due to CC during 25 years remained in the soil which was not the case on our simulations potentially due to smaller mineralization rate of SOM.

#### **4.2.5.5 Catch crops efficiency to decrease leaching and fertilization**

The reduction of nitrate leaching simulated by the model over the long-term confirmed that fertilization adjustment is needed after few years to maintain the efficiency of CC. The decrease in N fertilization rate by 20 to 24 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> to maintain crop biomass production at the level of the control was concordant with the reduction by 15-27 and 23 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> estimated by some study after 19 to 25 years of CC (Hansen et al., 2000; Berntsen et al., 2006). However, the adjustment was only necessary after several years as shown by Constantin et al. (accepted). The fertilization reduction was mainly due to the increase of net N mineralization with repeated CC; we can supposed that when this annual mineralization rate reach a steady state, the fertilization rate do not have to be reduce more. However, with our model, it was not possible to adjust annually the fertilization rate which should have been more adapted. The decrease of CC efficiency to reducing nitrate concentrations in drained water was expected if N fertilization remained constant because of the enhance mineralization; however, we should be careful for the conclusions on the magnitude of the reduce efficiency because the model had tendency to over or under estimated CC effects on leaching; meaning that the tendency was right but the amplitude should be confirm by others experimental and modelling results. This increase mineralization maintaining after the abandon of CC due to the extra organic N in soil, we observed amount of N leached superior to the control as previously observed (Thomsen and Christensen, 1999; Hansen



et al., 2000); however, in our case this phenomenon lasted much more than four years but N leaching remained higher than in the control during the whole simulations with a progressive decrease of this leached N. Despite that negative effect, CC had a positive effect on N leaching over the 60 years and this negative effects should be lower by adjusting the fertilization rate to this higher mineralization, highly the first years following the abandon of CC and more smaller after.

#### **4.2.6 Conclusion**

The crop-model STICS has satisfactory simulated the crop parameters and soil parameters in continuous over approximately fifteen years confirming a certain robustness and genericity of the model which correctly reproduced the evolution in three different pedo-climatic situations. Although, some parameters had to be calibrate because they was not or cannot be measured. Long term simulations allowed us to determine steady state of N mineralization and N storage due to repeated CC and confirmed the needed to adjust fertilization when CC are grown repeatedly. Model also simulated the negative effects of abandoning CC on N leaching linked to the evolutions of extra N in soil and extra mineralization, years after abandoning CC. The model trends seems to be logical with our level of understanding, although, we cannot be sure on the intensity of the reduction of CC efficiency in respect of N leaching. The result of the model should be compared to very long experiment to confirm these results.

To obtain more reliable simulations over the longer term, the catch crops biomass, particularly on root system and effects on nitrate leaching should be enhance. In the same way, quantification of inert organic fraction should be adapted according to soil characteristics and previous land history. However, this fraction is difficult to measure experimentally so it should be done by modelling with various dataset.

## **Acknowledgments**

This work was supported by ARVALIS Institut du Végétal, Région Picardie and Agence de l'Eau Seine-Normandie. We are grateful to Y. Briand, G. Briffaux, F. Lancelot, A. Besnard, F. Lagadec, P. Thiébeau, C. Dominiarczyk, E. Venet and C. Herre for their technical assistance.

## **Références à la fin du manuscrit**



## **5 Discussion générale-Conclusion**



## 5.1 Rappel des objectifs de la thèse

L'objectif principal de ce travail était de déterminer les effets à long terme des pratiques culturales, particulièrement des cultures intermédiaires, sur le bilan d'azote dans les systèmes de grande culture. Il s'agissait d'une part d'établir un bilan global d'azote sur une quinzaine d'années et d'autre part, d'analyser les évolutions des termes de ce bilan (minéralisation, absorption d'azote et lixiviation de nitrate). Cette deuxième phase nous permettait d'identifier les modifications du système au cours du temps et de mettre en évidence d'éventuels effets cumulatifs liés aux CI successives. Enfin, l'un des objectifs était d'étendre ces conclusions à des temps plus longs afin d'identifier voire de caractériser un possible nouvel état d'équilibre du système (stock d'azote du sol, minéralisation) mais aussi de dégager d'autres conséquences des CI qui ne seraient pas encore apparues à l'échelle de temps des supports expérimentaux. Cette extrapolation nécessitait l'utilisation d'un modèle de culture ayant été préalablement validé sur la période d'observation, nous assurant ainsi que les mécanismes de transformation de l'azote impliqués étaient déjà intégrés dans les formalismes du modèle.

La présente étude se basait sur trois expérimentations de moyenne durée (13 à 17 ans) ayant pour vocation d'évaluer l'efficacité des pratiques culturales pour réduire la pollution nitrique. Ces essais, comportant des répétitions pour chacun des traitements, présentaient des suivis réguliers des biomasses et teneurs en azote des plantes, de teneurs en eau et azote du sol et des dispositifs de mesure du drainage et du lessivage d'azote permettant d'atteindre les objectifs que nous nous étions fixés. L'analyse a porté essentiellement sur l'effet des cultures intermédiaires sur le bilan d'azote pour plusieurs raisons. D'une part, les études portant sur les effets à moyen et long terme des CI sont peu nombreuses, rendant difficile la généralisation des résultats obtenus. Or, les quelques études menées à moyen ou long terme suggéraient une variabilité de la réponse des flux d'azote au cours du temps, liée à cette pratique culturale. D'autre part, les dispositifs

expérimentaux comportaient tous une modalité avec ou sans CI, les deux autres pratiques alternatives n'étant présentes que sur un des trois sites. Enfin, le contexte réglementaire rendant obligatoire les couvertures hivernales en 2012 en Europe nous a poussé à analyser plus spécifiquement les effets à long terme de cette pratique.

## **5.2 Avantages et inconvénients de la démarche d'évaluation des effets des pratiques culturales sur le bilan d'azote**

### **5.2.1 Démarche globale et dispositif**

La démarche a consisté à coupler expérimentation et modélisation pour à la fois accéder à des variables non mesurables et assurer la transition du moyen terme au long terme. L'expérimentation s'est basée sur plusieurs sites présentant la même problématique appliquée à des situations contrastées (pédoclimat, espèces de CI); le modèle de culture est conçu avec des objectifs de généricité et de robustesse dans le temps et l'espace. Ce couplage devait donc permettre à partir de cas spécifiques, d'aboutir à des conclusions généralisables à des échelles de temps longues et à d'autres systèmes de culture.

Notre stratégie était d'analyser globalement les données et de prendre les traitements semis direct et fertilisation réduite comme des variantes dans l'étude de l'effet des CI. Cela n'a pas été possible à cause de l'interaction traitement CI et site. L'existence de cette interaction est en soi un résultat, confirmé par la modélisation.

### **5.2.2 L'établissement d'un bilan global d'azote sur 13 à 17 ans**

L'établissement d'un bilan global par site et par pratique culturale présentait plusieurs avantages. Dans un premier temps, nous avons pu tester l'efficacité des trois pratiques étudiées pour réduire la lixiviation de nitrate en nous affranchissant de l'effet année. L'approche par la balance azotée entrées-sorties nous a permis d'identifier l'absence de corrélation de la balance azotée avec la

quantité d'azote lessivé. L'insensibilité de cet indicateur à des pratiques efficaces pour réduire le lessivage, comme les CI ou le semis direct dans notre cas, pointe les insuffisances de cette balance pour évaluer le risque de pollution nitrique dans le cas de balance déficitaire ou légèrement excédentaire (Oborn et al., 2003) puisqu'il est difficile de dissocier la destination du solde d'azote. Malgré ses insuffisances, l'avantage de la méthode est de prendre comme entrées des variables aisément accessibles en routine et de mettre facilement en évidence des balances azotées fortement excédentaires, ne pouvant qu'entraîner des fuites importantes d'azote vers l'environnement (Mary et al., 2002).

L'inconvénient majeur de dresser un bilan global d'azote est qu'il est nécessaire d'accéder à tous les postes du bilan pour être capable d'évaluer les pertes gazeuses par le défaut de bilan. Nous avons donc été amenés à estimer certains termes comme les entrées d'azote par fixation symbiotique et les dépôts atmosphériques, engendrant des incertitudes qui s'ajoutent aux incertitudes liées aux mesures réalisées. L'absence de mesure des stocks initiaux d'azote dans le sol ne permettait pas d'établir complètement ce bilan et d'évaluer les pertes gazeuses totales par défaut. Cependant, ce problème a pu être résolu en étudiant les différences entre traitements pour la balance, le lessivage et le stockage d'azote à la fin de l'expérimentation. Cette méthode reposait sur l'hypothèse de l'homogénéité du stock d'azote initial; cette hypothèse étant probable mais non vérifiable.

Cette méthode a permis de déterminer le devenir de l'azote non lessivé parmi l'absorption par les cultures, le stockage dans le sol et les pertes gazeuses. L'estimation de ces pertes gazeuses reste cependant une estimation par défaut, entraînant des incertitudes. De plus, il s'agit d'une estimation d'azote total mais pas des émissions polluantes d'azote qui demanderaient à être étudiées plus spécifiquement (e.g. Almaraz et al., 2009; Hayashi et al., 2009). Enfin, l'établissement de ce bilan a permis de révéler les différences majeures d'effets des pratiques agricoles sur les stocks et flux d'azote avec des résultats convergents pour les CI sur les trois sites



étudiés. Il est important dans cette démarche de s'assurer que la durée d'étude est suffisante pour identifier les modifications de la matière organique, ce qui était le cas. Il est nécessaire de confirmer ce bilan quand le système aura atteint son état d'équilibre ou en sera proche, après 25 ans en ce qui concerne les CI d'après la modélisation.

### **5.2.3 Le calcul de la minéralisation nette de l'azote du sol**

La minéralisation nette de l'azote du sol a été calculée par bilan d'azote minéral du sol prenant en compte les entrées et les sorties. Cette méthode présente l'avantage majeur d'être une méthode réalisable *in situ*. Elle permet un suivi de la minéralisation sur une longue durée, contrairement à d'autres méthodes plus ponctuelles ou nécessitant l'absence de culture (incubation, suivi de sol nu). Le bilan peut être calculé plusieurs fois par an, permettant d'accéder aux variations de minéralisation au cours de l'année. Cette méthode a l'avantage d'être non destructive et de ne pas perturber le dispositif expérimental. Elle nécessite cependant un suivi régulier des entrées et sorties d'azote et de l'efficacité d'utilisation de l'engrais. Elle présente les mêmes inconvénients que ceux du bilan global, notamment les incertitudes de variables estimées et mesurées. Cependant, en l'absence d'erreur systématique, une durée d'expérimentation suffisante permet des compensations d'erreurs. Ce calcul de minéralisation reste une approche par défaut dont le solde représente la somme de la minéralisation brute, l'organisation brute et des pertes gazeuses de l'azote du sol. Le choix de cette méthode a donc impliqué la confrontation de ces résultats avec ceux d'une estimation par un couplage d'un suivi en sol nu de l'azote minéral du sol et de la modélisation (Mary et al., 1999) qui a abouti à une évaluation positive de la méthode de calcul.

### **5.2.4 La mise en évidence des effets cumulatifs**

La méthode utilisée pour mettre en évidence d'éventuels effets cumulatifs s'est révélée concluante. La première étape a consisté à évaluer, par décomposition de variance avec un

modèle mixte, les effets des différents facteurs (site, culture, année, pratiques culturales) et leurs interactions sur les variables étudiées (minéralisation, absorption, lessivage). Cette analyse a permis d'identifier les interactions pouvant être négligées en travaillant par différence et de déterminer les variables pour lesquelles il était plus pertinent de travailler par type de culture, par exemple. Le travail par différence entre la pratique d'intérêt et sa pratique de référence a permis de s'affranchir de l'effet prédominant de l'année ou du type de culture. Cette analyse a mis en évidence l'importance de travailler sur des échelles de temps longues, étant donné la variabilité inter-annuelle des variables étudiées. Il était également nécessaire de choisir des échelles de temps appropriées (nombre d'années ou drainage cumulée) selon la variable d'intérêt pour détecter la présence d'effets cumulatifs et des représentations adaptées (différences cumulées ou annuelles). Le couplage avec la modélisation était également utile pour améliorer la compréhension des mécanismes impliqués dans ces effets à long terme.

### **5.2.5 La modélisation par le modèle de culture STICS**

Les avantages majeurs de la modélisation sont 1) de pouvoir généraliser les résultats obtenus expérimentalement dans le temps et l'espace et 2) de prévoir des variables d'intérêt inaccessibles. La détermination d'un nouvel état d'équilibre, du temps nécessaire pour l'atteindre mais aussi la définition de cet état ont ainsi été possible. Le modèle a permis de tester divers scénarios climatiques, de pratiques continues ou de modification de ces pratiques au cours du temps. Enfin, des impacts des pratiques apparaissant à des échelles de temps plus longues que celles de l'expérimentation pouvaient être détectés. Le couplage d'une base de données et du modèle pour créer automatiquement les fichiers d'entrées était un préalable indispensable pour le test du modèle sur le grand nombre de situations observées. Ce couplage a permis de traiter en un temps relativement court un nombre important de simulations. Ceci démontre l'avantage de tel couplage dans le cas de test de modèle sur un volume important de données, donnant ainsi plus de

robustesse et de généralité à celui-ci.

L'inconvénient de l'utilisation d'un modèle de culture porte sur sa représentativité de la réalité. Ainsi, une étape de calibration et de validation a été nécessaire pour obtenir des prédictions correctes du modèle par rapport aux données expérimentales. Cette étape a permis de révéler quelques insuffisances du modèle vis à vis de certains processus tel que la lixiviation d'azote sous les cultures intermédiaires, les biomasses racinaires des CI ou la taille de la fraction active de l'humus du sol. La nécessité de calibrer le modèle, notamment de réduire la profondeur d'enracinement et la durée de vie des feuilles pour limiter le rendement pose plusieurs questions. Il met en cause la qualité des bases de données de calibration du modèle mais aussi la pertinence de ne pas prendre en compte les facteurs limitants autres qu'azote ou eau. L'étape de validation était indispensable pour s'assurer de la fiabilité des conclusions à plus long terme. Il faut rester prudent sur les conclusions à tirer des résultats obtenus à long terme aux vues des insuffisances mises en évidence sur 13 à 17 ans. Ces insuffisances indiquent la nécessité d'améliorer des processus influant à long terme mais peu à l'échelle annuelle (racines, fraction active).

### **5.3 Validité des hypothèses de travail**

Ce travail reposait essentiellement sur le fait que les impacts à long terme des pratiques agricoles sur le bilan d'azote pouvaient différer de ceux observés à l'échelle annuelle. Cette hypothèse a été confirmée concernant l'implantation successive de cultures intermédiaires. L'apparition d'effets cumulatifs au cours du temps, observés expérimentalement sur deux sites et simulés sur les trois sites démontre la variabilité de la réponse dans le temps. Ainsi les hypothèses d'une augmentation de la minéralisation, du stockage et de l'absorption d'azote par les cultures à long terme par rapport à l'effet annuel sont confirmées. Une moindre réduction du lessivage de nitrate a également été observée mais uniquement par simulation, suggérant des délais plus longs qu'une dizaine d'années pour observer cette évolution. Cependant, si l'effet sur le stockage a été observé

systématiquement, cela n'a pas été le cas pour la minéralisation d'azote et l'absorption, posant la question de l'apparition systématique de ces effets. Les hypothèses émises sur les effets à long terme de la fertilisation azotée réduite et du semis direct ne sont validées que partiellement. Nous avons bien observé les évolutions du stock d'azote organique du sol qui a diminué pour la réduction de fertilisation, comme attendu, mais n'a pas été modifié par le semis direct malgré une modification de la répartition de l'azote dans le profil. Les effets cumulatifs sur la minéralisation, l'absorption d'azote par les cultures et la lixiviation de nitrate n'ont pas été étudiés dans le cas de ces deux pratiques et nécessiteraient de s'appuyer sur plus de dispositifs pour aboutir à des conclusions solides.

## **5.4 Les acquis scientifiques sur les effets à long terme des pratiques**

### **5.4.1 La lixiviation d'azote**

Le bilan d'azote établi à moyen terme montre que les cultures intermédiaires sont le moyen le plus efficace de réduire la lixiviation d'azote, de l'ordre de 36 à 62% par rapport à un témoin sans CI; la réduction de fertilisation azotée sous la dose optimale ne la limite que de 13%, et le semis direct de 26% (Constantin et al., 2010). Les CI permettent d'atteindre des concentrations nitriques dans les eaux drainées d'environ 50 mg  $\text{NO}_3^- \text{L}^{-1}$  ou inférieures à ce seuil. Malgré une minéralisation accrue, elles ont conservé la même efficacité pour réduire les fuites de nitrate pendant 13 à 17 ans, sans avoir à réduire la fertilisation azotée. Cependant, l'étude sur 60 ans a révélé que le non ajustement de cette fertilisation pouvait, à long terme, entraîner une réduction non négligeable de l'efficacité des CI vis-à-vis de la limitation du lessivage. Ceci confirme la nécessité de réduire la fertilisation avancée par Berntsen et al. (2006) mais à des échelles de temps bien supérieures à 10 ans dans notre cas. Ainsi, l'emploi de CI successives nécessite une adaptation de la fertilisation azotée progressive jusqu'à l'atteinte de l'état d'équilibre de la minéralisation annuelle liée aux CI. Enfin, plus le drainage et les effets cumulatifs sur la

minéralisation sont importants, plus l'augmentation de la fréquence de CI dans la rotation et l'ajustement de la fertilisation azotée avec CI semblent nécessaires.

#### **5.4.2 L'absorption d'azote par les cultures**

Les pratiques culturales étudiées ont eu des impacts à long terme variés sur l'absorption d'azote et les rendements des cultures. Comme attendu, la réduction de fertilisation de 31% sous la dose optimale a réduit significativement mais non proportionnellement l'absorption d'azote et les rendements. Le semis direct n'a eu que peu d'impact sur ces deux variables, excepté sur le pois. Les CI ont eu des effets variés selon les sites et les cultures. Malgré des effets parfois négatifs les premières années, elles ont eu tendance à long terme à accroître l'absorption et le rendement sur deux des trois sites étudiés. L'absence d'effets sur les cultures de pois nous suggère un effet du facteur azote des CI, lié à l'évolution de la minéralisation comme suggéré par Schröder (1996). Cette augmentation de l'absorption observée au champ est simulée par le modèle sur 60 ans mais ne survient que plusieurs années après la période d'observation. Cependant, le modèle simule cette tendance sur les trois sites tandis que l'observation ne nous a permis de le mettre en évidence que sur deux sites. Deux hypothèses sont avancées pour expliquer cette divergence entre les résultats du modèle et de l'expérimentation. La durée de l'expérimentation ainsi que la puissance du dispositif à Boigneville pourrait être insuffisantes pour détecter cet effet, nécessitant peut-être plus d'années de données. Il est également possible que le modèle ne soit pas capable de reproduire les impacts des CI sur ce site car il simule des effets cumulatifs sur la minéralisation qui pourraient ne pas exister.

#### **5.4.3 Le stock d'azote organique et la minéralisation des CI**

Parmi les trois pratiques étudiées, seules les CI ont entraîné l'augmentation du stock d'azote organique du sol. Le semis direct n'a pas eu d'effets significatifs et la réduction de la fertilisation

l'a diminué. Cet accroissement lié aux CI est principalement dû à la réduction du lessivage; l'azote ainsi "sauvé" par les CI se retrouvant majoritairement dans la matière organique du sol. Rapporté à la quantité totale de carbone apportée par les CI, ce taux apparent d'humification est deux fois plus élevé que pour des pailles de céréales, avec 28% contre 14% du C apporté, respectivement. Cependant, ce taux est probablement surestimé du fait de la sous estimation probable des entrées de carbone dues aux CI par les racines principalement (chapitre 3).

L'évolution de la minéralisation nette de l'azote, concomitante à l'évolution du stock de MOS, explique les effets observés à moyen et long terme liés aux CI. L'existence d'effets cumulatifs sur la minéralisation de l'azote a été mise en évidence expérimentalement sur deux des trois sites expérimentaux et est prédit par le modèle sur les trois sites étudiés. L'apparition de ces effets cumulatifs s'explique d'une part par la nature des résidus de CI mais aussi par les caractéristiques du sol. Lors de la destruction d'une CI, une proportion de ces résidus est directement minéralisée, d'autant plus que le C/N est faible (Trinsoutrot et al., 2000); la part restante entre dans la composition de l'humus dont le potentiel de minéralisation augmente. Si le C/N des résidus est élevé, lors de l'assimilation de l'azote de ces résidus par la biomasse microbienne, l'azote du sol est également organisé. Alimenté par ces deux sources d'azote, l'accroissement de la MO et de son potentiel de minéralisation est plus important. Ainsi, plus le C/N du résidu de CI est élevé, plus les effets cumulatifs de CI répétées seront importants. Enfin, les caractéristiques du sol (argile et calcaire notamment) déterminent la vitesse de minéralisation de l'humus, plus cette vitesse sera faible, plus la MO humifiée sera stable et moins les effets cumulatifs seront importants. Ainsi, les processus de transformation de l'azote dans le sol et leurs évolutions sont fortement dépendants de la dynamique du carbone qui pilote la dynamique de minéralisation-immobilisation de l'azote dans le sol. Ces deux éléments doivent donc être étudiés en parallèle pour améliorer notre compréhension du système.

#### **5.4.4 Hypothèses sur l'existence d'effets cumulatifs à Boigneville**

La non mise en évidence d'effets cumulatifs à Boigneville par expérimentation pourrait être liée au fait que la CI utilisée, la moutarde blanche, possède un C/N faible et que le taux de minéralisation du sol soit le plus bas parmi les trois sites étudiés. Cette hypothèse implique que des effets cumulatifs faibles existent à Boigneville, comme nous le suggère le modèle, mais qu'ils ne soient pas mis en évidence. Une autre hypothèse est qu'il n'existe aucun effet cumulatif des CI sur la minéralisation pour ce site. Cela signifierait que, malgré l'accroissement du stock d'azote du sol, le potentiel de minéralisation de cette MO ne soit pas augmenté. Une explication plausible serait que cette MO nouvellement formée serait très stable et entraînerait donc une diminution du taux de minéralisation de l'azote total du sol. Dans la modélisation, cela impliquerait que ce serait la fraction inerte de la matière organique humifiée qui soit affectée par la CI et non la fraction active. La validation de cette hypothèse aurait pour conséquence la modification des formalismes de décomposition des résidus dans STICS ou dans les modèles utilisant les mêmes formalismes afin de pouvoir les utiliser dans le cadre de prévisions à long terme. Des études portant sur les mécanismes de stabilisation de la matière organique fraîche dans le sol pourraient nous éclairer sur les mécanismes impliqués et nous permettre de trancher entre ces deux hypothèses.

#### **5.5 Conclusion pratique**

Ainsi, les cultures intermédiaires se sont révélées être particulièrement efficaces pour réduire le lessivage de nitrate, en comparaison du semis direct ou de la fertilisation réduite sous la dose optimale. Elles sont également intéressantes pour stocker du carbone et de l'azote durablement dans les sols agricoles, à condition qu'elles ne soient pas abandonnées au bout de quelques années. Elles devraient également permettre de réduire les apports d'azote à long terme et dans certains cas, d'augmenter la production des cultures non légumineuses.

Les impacts à long terme des CI sur le cycle de l'azote en font des outils de maîtrise de l'azote intéressants pour concilier durabilité et productivité des systèmes. Cependant, si les CI ne semblent pas modifier les quantités d'azote perdu par émissions gazeuses après une quinzaine d'années, il serait nécessaire de vérifier qu'elles n'altèrent pas les émissions gazeuses polluantes comme le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) ou la volatilisation ammoniacale. Enfin, les mécanismes impliqués dans l'existence d'effets cumulatifs devraient être étudiés plus en détail afin de confirmer ou infirmer l'existence systématique de ces effets dans le cas d'utilisation répétée de cultures intermédiaires, étant donné l'implication de ces effets dans l'évolution du lessivage de nitrate et de la fertilisation azotée associée aux CI. Une quantification plus précise de la réduction de fertilisation et son adaptation annuelle selon le niveau de minéralisation de la CI reste indispensable. Cet ajustement dépendra des objectifs et du compromis entre le maintien de l'efficacité des CI pour limiter le lessivage à un niveau acceptable et le supplément de production des cultures principales.

La gestion de ces cultures intermédiaires doit être optimisée localement en fonction du système de culture et du contexte pédo-climatique en tenant compte d'effets non azote positifs (amélioration structural du sol) ou négatifs (emploi d'herbicide pour leur destruction). Ainsi, les espèces de CI devront être choisies en fonction de la rotation pour éviter les impacts négatifs de certaines espèces sur les cultures principales (effet allopathique de la moutarde sur la betterave) ou d'un objectif de compromis entre la réduction de lessivage de nitrate et gain de production (association de légumineuses et de CI non légumineuses). La fréquence d'introduction dans la rotation devra également être adaptée à l'intensité du drainage avec des fréquences élevées pour des lessivages importants; cela permettra de limiter les effets adverses des CI implantées une année sur deux. Enfin, la réduction de la fertilisation azotée liée aux CI ou l'introduction d'espèces légumineuses en cultures intermédiaires pourraient permettre la réduction de coût sur le poste de la fertilisation minérale azotée dont les prix dépendant du pétrole risquent



d'augmenter dans les prochaines années. Les CI représentent donc un atout intéressant pour améliorer la gestion de l'azote dans l'agrosystème en limitant durablement les fuites vers l'environnement dans des contextes de sols drainants; il est cependant nécessaire de s'assurer que leur implantation n'engendrera pas d'autres sources de pollution. Il est essentiel de se rendre compte que les CI sont un des leviers du système sur lequel il nous est possible d'agir afin d'optimiser la gestion de l'azote et d'en améliorer l'efficacité dans les agrosystèmes. A l'échelle de l'exploitation, il est nécessaire de coupler cette pratique culturale dans une gestion plus intégrée de l'azote et de s'assurer de son efficacité à cette échelle pour éviter tout report de pollution en amont ou en aval du système.

## **6 Bibliographie**



- Addiscott T.M., 1990. Measurement of nitrate leaching: a review of methods. Nitrate, agriculture, eau. Paris, 7-8 novembre. Calvet ed. P157-168.
- Addiscott T.M., 2004. Losses of nitrogen from arable land. In Nitrate, agriculture and the environment. Adiscott T.M., CABI Publishing, Harpenden, UK, 62-92.
- Almaraz J.J., Zhou X., Madramootoo C., Rochette P., Ma B.L., Smith D.L., 2009. Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Fluxes in Corn Grown under Two Tillage Systems in Southwestern Quebec. Soil Science Society of America:73 (1): 113-119.
- Ambus P., Kure L.K., Jensen E.S., 2002. Gross N transformation rates after application of household compost or domestic sewage sludge to agricultural soil. Agronomie 22: 723-730.
- Angers D., Eriksen-Hamel N.S., 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 1370-1374.
- Aronsson H., Tortensson G., 1998. Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops. Soil use and Management 14: 6-13.
- Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise INRA, 336 p.
- Askegaard M., Eriksen J., 2008. Residual effect and leaching of N and K in cropping systems with clover and ryegrass catch crops on a coarse sand. Agriculture, Ecosystems and Environment 123: 99-108.
- Askegaard M., Olesen J.E., Kristensen K., 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crops. Soil Use Man. 21: 181-188.
- Baggs E.M., Watson C.A., Rees R.M., 2000. The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure residues. Nutrient Cycling in Agroecosystems 56: 153-163.
- Baker J.M., Ochsner T.E., Venterea R.T., Griffis T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? Agric. Ecosys. Envir. 118: 1-5.
- Balesdent J., Balabane M., 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred

from maize cultivated soils. *Soil Biol Biochem* 28 (9): 1261–1263.

- Beaudoin N., 2006. Caractérisation expérimentale et modélisation de l'impact des pratiques agricoles sur la pollution nitrique d'un aquifère en zone de grande culture, application au site de Bruyères (02). PhD. Thesis, INA-PG, 209 p.
- Beaudoin N., Launay M., Sauboua E., Ponsardin G., Mary B., 2008. Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment. *Europ. J. Agronomy* 29: 46-57.
- Beaudoin N., Parnaudeau V., Mary B., Makowski D., and 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 and B. Seguin, eds., pp. 117-141. INRA Editions, Paris.
- Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Machet J.M., Mary B., 2005. Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 292-310.
- Bernsten J., Petersen B.M., Jacobsen B.H., Olesen J.E., Hutchings J., 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agr. Syst.* 76: 817-839.
- Berntsen J., Olesen J.E., Petersen B.M., Hansen E.M., 2006. Long-term fate nitrogen uptake in catch crops. *Eur. J. Agr.* 25: 383-390.
- Bhogal A., Hatch D.J., Shepherd M.A., Jarvis S.C., 1999. Comparison of methodologies for field measurement of net nitrogen mineralisation in arable soils. *Plant Soil* 207: 15-28.
- Blombäck K., Eckersten H., Lewan E., Aronsson H., 2003. Simulations of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. *Agric. Syst.* 76: 95-114.
- Bochu J.L., 2002. PLANETE: méthode pour l'analyse énergétique de l'exploitation agricole et l'évaluation des émissions de gaz à effet de serre. Quels diagnostics pour quelles actions agroenvironnementales? Les Actes, Toulouse, France, Solagro. 68-80.
- Breland T.A., 1995. Green manuring with clover and ryegrass catch crops undersown in spring

wheat: Effects on soil structure. *Soil Use Manag.* 11, 163-167.

- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussiere F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaeke P., Gaudillere J.P., Henault C., Maraux F., Seguin B., Sinoquet H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Europ. J. Agronomy* 18: 309-332.
- Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N., 2008. Conceptual basis, formalisations and parameterisation of the STICS crop model. Editions QUAE, INRA, 78026 Versailles cedex.
- 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., Machet 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 balances. II. Model validation for wheat and corn. *Agronomie* 22: 69-93.
- Cannavo P., Recous S., Parnaudeau V., Reau R., 2006. Modeling N dynamics to assess environmental impacts of cropped soils. *Adv. In Agronomy* 97: 131-174.
- Catt J.A., Howse K.R., Christian D.G., Lane P.W., Harris G.L., Goss M.J., 2000. Assessment of tillage strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK. *Soil and Tillage Research*, 53 : 185-200.
- 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 (NH<sub>3</sub>) et d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub> et N<sub>2</sub>O) 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.
- Chapot J.Y., 1990. Labelled nitrogen recovery from an intermediate cover crop

study on lysimeters during 7 years. *C R Acad Agric Fr* 81: 145-162.

- Coleman K., Jenkinson D.S., 1996. RothC-26.3 - A model for the turnover of carbon in soil. In *Evaluation of Soil Organic Matter Models. Using Existing Long-Term Datasets*, Powlson DS, P Smith & JU Smith (Eds.). Springer-Verlag Berlin, 237-246.
- Constantin J., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Fontaine A., Kerveillant P., Beaudoin N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agric Ecosys Envir* 135: 268–278. doi:10.1016/j.agee.2009.10.005
- Constantin J., Beaudoin N., Laurent F., Duyme F., Cohan J.P., Mary B., . Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. Accepted by *Plant and Soil*.
- Davies D.B., Sylvester-Bradle, R., 1995. The contribution of fertiliser nitrogen to leachable nitrogen in the UK: a review. *J. Sci. Food Agric.* 68, 399-406.
- Déqué, M., 2007: Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: model results and statistical correction according to observed values. *Global and Planetary Change* 57: 16-26.
- 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.
- Dowdell R.J., Cannell R.Q., 1975. Effect of ploughing and direct drilling on soil nitrate content. *J. Soil Sci.* 26, 53-61.
- Duval J., Constantin J., Beaudoin N., 2010. Interfaçage d'une base de données PostgreSQL d'essais de longue durée avec le modèle STICS. Séminaire STICS, Sorèze 16-18 Mars, 2 pages.
- Ellert B.H., Janzen H.H., 2006. Long-term biogeochemical cycling in agroecosystems inferred from <sup>13</sup>C, <sup>14</sup>C and <sup>15</sup>N. *Journal of Geochemical Exploration* 88: 198-201.

- Fabre F., Valé M., Justes E., 2005. Evaluation des modules eau et azote du sol de STICS dans les conditions du Sud de la France. Séminaire STICS, Carry-le-Rouet 17-18 Mars, p 38-41.
- Fauvel Y., Morvan T., 1998. Management of pig slurry for nitrogen fertilization of corn. In Ramiran 1998, 8th international conference on management strategies for organic waste use in agriculture, 26-29 may 1998, Rennes, Martinez J et Maudet MN. (Eds.), Cemagref Editions, 97-105.
- Fustec E., Mariotti A., Grillo X., Sajus J., 1991. Nitrate removal by denitrification in alluvial ground water: Role of a former channel. *Journal of Hydrology* 123 (3-4): 337-354.
- Gabrielle B., Mary B., Roche R., Smith P., Gosse G., 2002. Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. *Eur J Agr* 18: 107-120.
- Genermont S., Cellier P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from pig slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology* 88: 145-167.
- Germon J.C., Tareau J.C., Thomas J.M., 1994. Effets des méthodes simplifiées de travail du sol sur les transformations de l'azote et leurs conséquences sur le lessivage du nitrate. In : *Simplification du travail du sol*, INRA (Eds.), Paris, 125-154.
- Giacomini S.J., Recous S., Mary B., Aita C., 2007. Simulating the effects of N availability, straw particle size and location in soil on C and N mineralization. *Plant Soil* 301: 289-301.
- GIECC-IPCC, 1996. Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Evolution du Climat - IPCC, 1996: <http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/fr>.
- Glendining M.J., Poulton P.R., Powlson D.S., Macdonald A.J., Jenkinson D.S., 2001. Availability of the residual nitrogen from a single application of <sup>15</sup>N-labelled fertilizer to subsequent crops in a long-term continuous barley experiment. *Plant and Soil* 233: 231-239.
- Gomez E., Mignolet C., Mary B., Schott C., Brunstein D., Bornerand C., Ledoux E., Benoit M., 2002. Dynamique agricole et pollution nitrique diffuse : modélisation intégrée du transfert des nitrates sur le bassin de la Seine. *PIREN-Seine Report 1998-2001*, [http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/webfm\\_send/439](http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/webfm_send/439).
- Goss M.J., Howse K.R., Harris G.L., Colbourn P., 1990. The leaching of nitrates after spring



- fertilizer application and the influence of tillage. In: R. Merckx, H. Vereecken, K. Vlassak (Eds.), *Fertilization and the Environment*. Leuven University Press, Leuven, Belgium, pp.20-25.
- 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.
  - Greenwood D.J., Neeteson J.J., Draycott A., Response of potatoes to N fertilizer: dynamic model, *Plant and Soil* 85: 185-203.
  - Halvorson A.D., Del Grosso S.J. and Reule C.A., 2008. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on nitrous oxide emissions from irrigated cropping systems, *J. Environ. Qual.* 37: 1337-1344.
  - Hansen E.M., Djurhuus J., 1996. Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. *Soil Use Manag.* 12, 199-204.
  - Hansen E.M., Djurhuus J., 1997a. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil Till. Res.* 41: 203-219.
  - Hansen E.M., Djurhuus J., 1997b. Yield and N uptake as affected by soil tillage and catch crop. *Soil Till. Res.* 42: 241-252.
  - Hansen E.M., Kristensen K., Djurhuus J., 2000. Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. *Agron J* 92: 909-914.
  - Hayashi K., Hayakawa A., Akiyama H., Yagi K., 2009. Measurement of ammonia volatilization loss using a dynamic chamber technique: A case study of surface-incorporated manure and ammonium sulfate in an upland field of light-colored Andosol. *Soil Science and Plant Nutrition* 55: 571–581.
  - Henault C, Germon J.C., 2005. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *Eur. J. Soil Sci.* 51: 257-270.
  - 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 according to agro-environmental criteria. *Agronomie* 24: 339-349.

- Hungate B.A., van Groenigen K.J., Six J., Jastrow J.D., Luo Y., De Graaf M.A., van Kessel C., Osenberg C.W., 2009. Assessing the effect of elevated carbon dioxide on soil carbon: a comparison of four meta-analyses. *Global Change Biology* 15: 2020–2034. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.01866.x.
- Jarvis S.C., Pain B.F., 1990. Ammonia volatilization from agricultural land. In: Proc. No. 298, The Fertilizer Society, Peterborough, UK, pp.35.
- Jégo G., Martinez I., Antiguédad M., Launay M., Sanchez-Perez E., Justes E., 2008. Evaluation of the impact of various agricultural practices on nitrate leaching under the root zone of potato and sugar beet using the STICS soil–crop model. *Science of the total environment* 394: 207-221.
- Jensen E.S., 1992. The release and fate of nitrogen from catch-crop materials decomposing under field conditions. *J Soil Sci* 43: 335-345.
- Jensen L.S., Salo T., Palmason F., Breland T.A., Henriksen T.M., Stenberg B., Pedersen A., Lundström C., Esala M., 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soils. *Plant Soil* 273: 307-326.
- Justes E., Mary B., Nicolardot B., 2009. Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant Soil* doi:10.1007/s11104-009-9966-4.
- Keller C., 1991. Etude du cycle biogéochimique du cuivre et du cadmium dans deux écosystèmes forestiers. Thèse de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. 170p.
- Khan S.A., Mulvaney R.L., Strle K., Horgan B.P., 2000. Evaluation of diffusion for inorganic-nitrogen analysis of natural water and wastewater. *J. Environ. Qual.* 29: 1890-1895.
- Köhler K., Duynisveld W.H.M., Böttcher J., 2006. Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 185-195.
- Kuo S., Sainju U.M., 1998. Nitrogen mineralization and availability of mixed leguminous and non-leguminous cover crop residues in soil. *Biol Fertil Soils* 26: 346-353.

- Kuo S., Jellum E.J., 2000. Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. *Biol. Fertil. Soils* 31: 470-47.
- Kuzyakov Y, Schneckenberger K., 2004. Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to soil organic matter formation. *Arch Agr Soil Sci* 50: 115-132.
- Kuzyakov Y., Ehrensberger H., Stahr K., 2001. Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. *Soil Biol Biochem* 33: 61-74.
- Lacroix A., Beaudoin N., Makowski D., 2004. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics* 53: 115-127.
- Lafleuriel P., Muller J.C., Ballif J.L., Bertrand M., Guizou F., Cheverry C., 1988. Représentativité de la solution prélevée par bougies poreuses pour différents ions. Identité solution prélevée-solution scseptible de drainer. L'énigme du potassium. Journées ATP / Dynamique des cations. Irat/CIRAD Montpellier, 13-14 Décembre. Travaux de la station 185.
- Lal R., 2008. Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. *Nutrient Cycling in Agroeco.* 81 (2): 113-127.
- Laurent F., 1999. Fertilisation azotée : points de repère en matière d'environnement. *Perspectives Agricoles*, 244: 85-87.
- Laurent F., Machet J.M., Pellot P., Trochard R., 1995. Cultures intermédiaires pièges à nitrates: comparaison des espèces. *Perspectives Agricoles* 206: 38-49.
- Li C., 1996. The DNDC model. Evaluation of soil organic matter models. D.S. Powlson, P. Smith and J.U. Smith. Berlin, springer- Verlag Berlin Heidelberg, 263-267.
- Limaux, 1999. Modélisation des besoins du blé en azote, de la fourniture du sol et de l'utilisation de l'engrais. Application au raisonnement de la fertilisation en Lorraine. PhD Thesis, INLP Nancy.
- Lopez-Bellido L., Lopez-Bellido R.J., Redondo R., Benitez J., 2006. Faba bean nitrogen fixation in a wheat-based rotation under rainfed Mediterranean conditions: effect of tillage system. *Field Crops Res.* 98: 253-260.
- Lopez-Bellido R.J., Lopez-Bellido L., 2001. Efficiency of nitrogen in wheat under

Mediterranean conditions: effect of tillage, crop rotation and N fertilization. *Field Crops Res.* 71: 31-46.

- Lord E.I., Shepherd M.A., 1993. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *J. Soil Sci.* 44: 435-449.
- Ludwig B., John B., Ellerbrock R., Kaiser M., Flessa H., 2003. Stabilization of carbon from maize in a sandy soil in a long-term experiment. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 117-126.
- Ludwig B., Schulz E., Rethemeyer J., Merbach I., Flessa H., 2007. Predictive modelling of C dynamics in the long-term fertilization experiment at Bad Lauchstädt with the Rothamsted carbon model. *Eur. J. Soil Sci.*, 58, 5, 1155-1163.
- MacDonald A.J., Poulton P.R., Howe M.T., Goulding K.W.T., Powlson D.S., 2005. The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in SE England. *Plant and Soil* 273: 355-373.
- Machet J.M., Dubrulle P., Louis P., 1990. AZOBIL: a computer program for fertilizer N recommendations based on a predictive balance-sheet method. Proc. 1<sup>st</sup> ESA Congress, Paris, pp.21.
- Maltou M.C., Kaynes R.J., 2006. Soluble organic matter and microbial biomass C and N in soils under pasture and arable management and the leaching of organic C, N and nitrate in a lysimeter study. *Applied Soil Ecology* 34: 160-167.
- Manley J., Van Kooten G.C., Moeltner K., Johnson D.W., 2005. Creating carbon offsets in agriculture through no-till cultivation: a meta-analysis of costs and carbon benefits. *Climatic Change* 68: 41-65.
- Mariotti M., 1982. Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thesis. Université Pierre et Marie Curie.
- Mariotti M., 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.
- Martinez J., Guiraud G., 1990. A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during

a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *J. Soil Sci.* 41: 5-16.

- Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *Eur J Soil Sci*: 50: 549-566.
- Mary B., 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., Laurent F., Beaudoin N., 2002. Sustainable management of nitrogen fertilisation. Proc. 65<sup>th</sup> IIRB Congress, Brussels (BE), pp.59-65.
- Mendes I.C., Bandick A.K., Dick R.P., Bottomley P.J., 1999. Microbial biomass and activities in soil aggregates affected by winter cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 873-881.
- 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.
- Muller J.C., 2002. 30 ans de lysimétrie en France (1960-1990). Une technique, un outil pour l'étude de l'environnement. INRA collection: Un point sur.
- Murage E.W., Voroney P.R., Kay B.D., Deen B., Beyaert R.P., 2007. Dynamics and turnover of soil organic matter as affected by tillage. *Soil Science society of America Journal* 71 (4): 1363-1370.
- 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 Soil*: 228: 83-103.
- Nicolardot N., Denys D., Lagacherie B., Cheneby D., Mariotti M., 1995. Decomposition of <sup>15</sup>N-labelled catch-crop residues in soil: evaluation of N mineralization and plant-N uptake potentials under controlled conditions. *European Journal of Soil Science* 46 (1): 115 - 123.

- Nissen T.M., Wagner M.M., 2003. Management and Soil-Quality Effects on Fertilizer-Use Efficiency and Leaching. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1524-1532.
- Nyborg N., Malhi S.S., 1989. Effect of zero and conventional tillage on barley yield and nitrate nitrogen content. Moisture and temperature of soil in north-central Alberta. *Soil Till. Res.* 15: 1-9.
- Oborn I., Edwards A.C., Witter E., Oenema O., Ivarsson K., Withers P.J.A., Nilsson S.I., Richert Stinzing A., 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *Europ. J. Agronomy* 20: 211-225.
- Omay A.B., Rice C.W., Maddux L.D., Gordon W.B., 1997. Changes in soil microbial and chemical properties under long-term crop rotation and fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1672-1678.
- Oorts K., 2006. Effects of tillage systems of soil organic matter stocks and C and N fluxes in cereal cropping systems on a silt loam soil in northern France. Thèse de doctorat INAPG, 159 p. + annexes.
- Oorts K., Laurent F., Mary B., Thiebeau P., Labreuche J., Nicolardot B., 2007a. Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in Northern France. *Soil Till. Res.* 94: 441-456.
- Oorts K., Merckx R., Gréhan E., Labreuche J., Nicolardot B., 2007b. Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in Northern France. *Soil Till. Res.* 95: 133-148.
- Porter J.R., 1993. ARCWHEAT2: a model of the growth and development of wheat incorporating responses to water and nitrogen. *Eur. J. Agronomy* 2: 69-82.
- Poudel D.D., Horwath W.R., Mitchell J.P., Temple S.R., 2001. Impacts of cropping systems on soil nitrogen storage and loss. *Agric. Syst.* 68: 253-268.
- Powlson D.S., Goulding KWT, 1999. Prospects for improving use efficiency in high input agriculture. *Proc. 10th Nitrogen Workshop* 2, IV.4. The Royal Veterinary and Agricultural

University, Copenhagen

- Powlson D.S., Smith P., Coleman K., Smith J.U., Glendining M.J., Körschens M., Franko U., 1998. A European network of long-term sites for studies on soil organic matter. *Soil Till. Res.* 47: 263-274.
- Real B., Labreuche J., Heddadj D., 2005. Pollution des eaux : l'impact du travail du sol sur les transferts de produits phytosanitaires. *Perspectives Agricoles* 309 :24-28.
- Recous S., 2005. Soil microbial biomass: its role in nitrogen cycling and efficiency. Proc. n° 566 of the International Fertiliser Society, York, UK, pp. 20.
- Recous S., Laurent F., 2001. Matières organiques et travail du sol. En ligne : <http://www.inra.fr/actualites/DOSSIERS/sol/labour.html>, 3 p.
- 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, G. Lemaire, B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRAEditions, Paris, 105-120.
- Recous S., Machet J.M., Mary B., 1988. The fate of labelled <sup>15</sup>N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. II Plant uptake and N efficiency. *Plant Soil* 112: 215-224.
- Recous S., Robin D., Darwis D., Mary B., 1995. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1529-1538.
- Rossella P., Valboa G., Piovanelli C., Brandi, G., 2007. Nitrogen and phosphorous in a loam soil of central Italy as affected by 6 years of different tillage systems. *Soil Till. Res.* 92: 175-180.
- Saffih-Hdadi K., Mary B., 2008. Modelling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biol. Biochem.* 40: 594-607.
- Sainju U.M., Singh B.P., Whitehead W.F., 2002. Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy soils in Georgia, USA. *Soil Till. Res.* 63: 167-179.
- Sainju U.M., Whitehead W.F., Singh B.P., Wang S., 2006. Tillage, cover crops, and nitrogen

fertilization effects on soil nitrogen and cotton and sorghum yields. *Eur. J. Agr.* 25: 372-382.

- 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.
- Schoen R., Gaudet J.P., Bariac T., 1999. Preferential flow and solute transport in a large lysimeter under controlled boundary conditions. *J. Hydrol.* 215: 70-81.
- Schröder J.J., VanDijk W., DeGroot W.J.M., 1996. Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. *Neth J Agr Sci* 44: 293-315.
- Sieling K., Kage H., 2006. N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape - winter wheat - winter barley rotation. *Agric. Ecosys. Environ.* 115: 261-269.
- Siemens J., Kaupenjohann M., 2002. Contribution of dissolved organic nitrogen to N leaching from four German agricultural soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 675-681.
- 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.
- Simon J.C., Le Corre L., 1992. Fertilisation des cultures annuelles et lessivage de l'azote nitrique. *Fourrages* 129: 3-10.
- Singh B.R., Borresen T., Uhlen G., Ekeberg E., 1998. Long-term effects of crop rotation, cultivation practices and fertilizers on carbon sequestration in soils in Norway. In: Lal R, Kimble JM, Follett RF, Stewart BA (Eds.) *Management of carbon sequestration in soil*. CRC Press, Boca Raton, pp 195-208.
- Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant & Soil* 241: 155-176.
- Smith W.N., Desjardins R.L., Pattey E., 2000. The net flux of carbon from agricultural soils in Canada 1970-2010. *Global Change Biol.* 6: 557-568.
- Stehfest E., Bouwman L., 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under



natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosys* 74: 207-228.

- Stevens W.B., Hoefl R.G., Mulvaney R.L., 2005. Fate of nitrogen-15 in a long-term nitrogen rate study. II. Nitrogen uptake efficiency. *Agron J* 97: 1046-1053.
- Streeter J., 1988. Inhibition of legume nodule formation and N<sub>2</sub> fixation by nitrate. *CRC Crit Rev Plant Sci* 7:1-23.
- Swinnen J., Van Veen J.A., Merckx R., 1995. Carbon fluxes in the rhizosphere of winter wheat and spring barley with conventional vs integrated farming. *Soil Biol Biochem* 27: 811-820.
- Ter Steege M.W., Stulen I., Mary B. 2001. Nitrogen in environment. *Plant Nitrogen*: 379-397.
- Thomsen I.K., 2005. Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. *Agric. Ecosys. Envir.* 111: 21-29.
- Thomsen I.K., Christensen B.T., 1999. Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use Manag* 15: 195-200.
- Thomsen I.K., Christensen B.T., 2004. Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use Manag* 20: 432-438.
- Thomsen I.K., Jensen E.S., 1994. Recovery of nitrogen by spring barley following incorporation of N<sup>15</sup>-labeled straw and catch crop material. *Agric Ecosys Envir* 49: 115-122.
- Thomsen I.K., Olesen J.E., Schjonning P., Jensen B., Christensen B.T., 2001. Net mineralization of soil N and <sup>15</sup>N-ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition. *Soil Biol Biochem* 33: 277-285.
- Thomsen I.K., Sorensen P., 2006. Tillage-induced N mineralization and N uptake in winter wheat on a coarse sandy loam. *Soil Till. Res.* 89: 58-69.
- Thorup-Kristensen K., Magid J., Jensen L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Adv Agro* 79: 228-302.

- Thorup-Kristensen K., Nielsen N.E., 1998. Modelling and measuring the effect of nitrogen catch crops on the nitrogen supply for succeeding crops. *Plant Soil* 203:79-89.
- Tonitto C., David M.B., Drinkwater L.E., 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: a meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agric. Ecosys. Envir.* 112: 58-72.
- Torstensson G., Aronsson H., 2000. Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden. *Nutr Cycl Agroecosys* 56: 139-152.
- Trinsoutrot I., Recous S., Bentz B., Lineres M., Cheneby D., Nicolardot B., 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under non limiting nitrogen conditions. *Soil Sci Soc Am J* 64: 918-926.
- UE, 2000 : Mise en œuvre de la directive Nitrate 91/676/CEE concernant la pollution des eaux contra 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. 44 pages.
- va Ittersum M.K., Leffelaar P.A., van Keulen H., Kropff M.J., Bastiaans L., Goudriaan J., 2003. On approaches and applications of the Wageningencrop models. *Eur. J. Agronomy* 18: 201-234.
- Venterea R.T., Burger M. and Spokas K.A., Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management, *J. Environ. Qual.* 34: 1467-1477.
- Voisin A.S., Salon C., Munier-Jolain N.G., Ney B., 2002. Quantitative effects of soil nitrate, growth potential and phenology on symbiotic nitrogen fixation of pea (*Pisum sativum L.*). *Plant Soil* 243: 31-42.
- Vos J., van der Putten P.E.L., 2004. Nutrient cycling in a cropping system with potato, spring wheat, sugar beet, oats and nitrogen catch crops. II. Effect of catch crops on nitrate leaching in autumn and winter. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 23-31.
- Webster C.P., Shepherd M.A., Goulding K.W.T., Lord E., 1993. Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. *J Soil Sci* 44: 49-62.

- Weiermuller L., Siemens J., Deurer M., Knoblauch S., Rupp H., Göttlein A., Pütz T., 2007. In Situ Soil Water Extraction: A Review. *J. Environ. Qual.* 36: 1735-1748.
- Whitemore A.P., Groot J.J.R., 1997. The decomposition of sugar beet residues: mineralization versus immobilization in contrasting soil types. *Plant and Soil* 192: 237-247.
- Wichern F., Eberhardt E., Mayer J., Joergensen R.G., Torsten Müller T., 2008. Nitrogen rhizodeposition in agricultural crops: methods, estimates and future prospects. *Soil Biol Biochem* 40: 30-48.
- Wylleman R., 1999. Caractérisation et modélisation de l'évolution des stocks en matière organique des sols de grande culture en Picardie. Etude réalisée à l'INRA pour les Experts Agricoles, 98 pp.
- Zanatta J.A., Bayer C., Dieckow J., Vieira F.C.B., Mielniczuk J., 2007. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. *Soil Till. Res.* 94: 510-519.

## **7 Plan des annexes**

**7.1 Protocole expérimental de mesure d'efficience de l'engrais azoté sur trois sites de longue durée**

**7.2 Méthode d'analyse des effets cumulatifs des cultures intermédiaires**

**7.3 Graphiques simulés-observés après calibration du modèle STICS par site**



## **7.1 Protocole expérimental de mesure d'efficacité de l'engrais azoté sur trois sites de longue durée**

### **Objectifs**

L'objectif de cette expérimentation est de déterminer, à l'échelle annuelle, le devenir de l'engrais dans les différents compartiments que sont le sol, fraction minérale et fraction organique, la culture et les pertes gazeuses qui sont évaluées par le défaut de bilan  $^{15}\text{N}$  sur des parcelles ayant subies des traitements différents pendant 12 à 16 ans. Cette expérimentation est réalisée sur deux années: 2007 et 2008.

La mise en place de placettes fertilisées avec un engrais azoté enrichi en  $^{15}\text{N}$ , appelées 15N, et de placettes témoins non fertilisées, appelées T0, nous permet de déterminer l'efficacité d'utilisation de l'engrais dit « réel », le CRU (Coefficient Réel d'Utilisation de l'engrais) qui correspond au pourcentage de l'engrais marqué retrouvé dans la plante à la récolte ainsi que le coefficient apparent d'utilisation de l'engrais ou CAU calculé par la différence d'absorption d'azote entre les placettes fertilisées et non fertilisées rapportés à l'azote total apporté. La confrontation du CRU et du CAU nous permet d'établir une relation entre ces deux variables de manière à calculer une efficacité virtuelle à partir des CAU mesurés annuellement sur deux des trois sites étudiés afin d'améliorer les calculs de minéralisation nette de l'azote et la modélisation avec le modèle de culture STICS.

### **Matériels et méthodes**

- **Mise en place des placettes 15N et T0**

Pour chaque traitement, nous disposons des placettes 15N et T0 répétées 3 fois. Pour le site de Thibie, il s'agit de 3 fausses répétitions sur une même parcelle (pour des raisons techniques) alors que pour les 2 autres sites, les placettes sont situées sur chacune des 3 parcelles d'un même traitement. Les tailles respectives des placettes sont déterminées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Taille des placettes 15N et T0 et surface récoltée sur les différents sites

Site	Taille des placettes	Nombre	Surface récoltée
Boigneville	3,2m × 2,0m = 6,4m <sup>2</sup>	1/parcelle	2,0 m × 1,2 m = 2,4m <sup>2</sup>
Kerlavic	3,7m × 2,0m = 7,4m <sup>2</sup>	1/parcelle	2,4m × 1,2m = 2,9m <sup>2</sup>
Thibie	8,0m × 2,3m = 17,5m <sup>2</sup>	1/traitement	3×(1,8m×1,5m) = 3×2,7m <sup>2</sup>

Les placettes sont situées en dehors de la zone des bougies poreuses et sont localisées par quatre piquets. Les placettes 15N et T0 sont placées côte à côte afin de faciliter leur gestion lors des épandages d'engrais azotés sur le reste de la parcelle.

- **Les apports d'azote marqué**

La solution azotée marquée ou les granules d'ammonitrate enrichi en azote 15 sont épandus sur les placettes 15N aux mêmes doses d'azote et aux mêmes dates que le reste de la parcelle. Les placettes 15N et T0 sont ensuite couvertes pendant l'épandage de l'engrais non marqué sur le reste de la parcelle.

Tableau 2 : Apports d'engrais enrichis en isotope <sup>15</sup>N.

Site d'étude	Apport sur culture	Surface épandue (m <sup>2</sup> )	Dose N apporté (kgN/ha)	Marquage <sup>15</sup> N (%)	Forme de l'apport
Boigneville	Blé apport 1	6.4	40	1.20	Granules d'ammonitrate
	Blé apport 2	6.4	137	1.20	Granules d'ammonitrate
	Orge	6.4	120	2.40	Granules d'ammonitrate
Kerlavic	Blé apport 1	7.4	50	2.40	Granules d'ammonitrate
	Blé apport 2	7.4	100	2.40	Granules d'ammonitrate
	Maïs	7.4	90	3.30	Granules d'ammonitrate
Thibie	Blé apport 1	18.4	60	1.33	Solution azotée
	Blé apport 2	18.4	150	1.33	Solution azotée
	Orge	18.4	110 ou 140	1.87	Solution azotée
	Betterave	18.4	140	1.87	Solution azotée

Le degré de marquage de l'engrais dépend de la quantité d'azote épandu et du taux de matière organique présent dans le sol ; il est réalisé de telle sorte que la précision de la mesure soit la plus suffisante, soit entre 1,2 et 3,3 % d'excès <sup>15</sup>N dans l'engrais comme indiqué dans le tableau 2

ci-dessus.

- **Protocole de prélèvement et de traitements des échantillons**

Pour chaque placette expérimentale 15N et T0, des analyses de teneur en azote total et le cas échéant d'azote 15 sont réalisées sur les parties aériennes des plantes récoltées ainsi que sur les échantillons de sol. Ces mesures sont réalisées uniquement à la récolte des placettes qui a lieu quelques jours avant la récolte des parcelles sur lesquelles elles se trouvent.

- Traitement des échantillons de végétaux

Toutes les plantes sont récoltées par placette élémentaire à l'intérieur des bordures déterminées dans le tableau 1. Après la récolte manuelle au niveau du sol du blé et de l'orge, la paille et le grain sont séparés par battage puis pesés en intégralité. Un échantillon est alors pris pour mesure de l'humidité (48h à 65°C pour les pailles et 105°C pour les grains). Un échantillon de pailles et de grains par placette est ensuite broyé grossièrement pour les placettes T0 et 15N puis finement pour les 15N uniquement.

- Traitement des échantillons de sol

Les reliquats d'azote minéral sur 0 à 90 ou 110 cm selon le site sont réalisés à la récolte sur toutes les parcelles (15N et T0) avec 6 carottes par placette avec une sonde hydraulique. Les 6 carottes sont alors regroupées par horizon pour une même placette, placées au frais dans des glacières puis congelées. Après homogénéisation du sol, 50 g de terre sont pesés puis mis dans un volume de 100 mL de KCL à 1M. L'ensemble est ensuite agité pendant 30 minutes au minimum puis la solution est laissée à décanter jusqu'à séparation des phases liquides et solides. Deux échantillons liquides sont ensuite conservés dans 2 tubes de 10mL afin de doser l'azote minéral  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$  (1 tube pour l'analyse, l'autre en secours). Après dosage de la fraction minérale par colorimétrie, la micro-diffusion est ensuite réalisée. Il s'agit d'une méthode de



préparation des échantillons, en vue de l'analyse isotopique  $^{15}\text{N}$  de l'azote minéral du sol par spectrométrie de masse isotopique, d'une solution d'ammoniate ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) marquée  $^{15}\text{N}$ . La quantité d'azote récupérée ne doit pas être supérieure à 500  $\mu\text{g}$ , l'optimum étant de 200  $\mu\text{g}$  pour être mesurée à l'analyseur élémentaire couplé au spectromètre de masse. Cette technique permet de transférer successivement et quantitativement les ions ammonium  $\text{NH}_4^+$  et nitrates  $\text{NO}_3^-$ , de solutions extraites par le KCl, vers un support solide (ici le filtre en microfibre de verre imbibé d' $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) qui peut être séché.

Dans le cas des parcelles 15N, les couches de sol 0-15 et 15-30 cm sont aussi prélevées à 4 reprises avec une sonde de 8 cm de diamètre pour une analyse précise de l'azote organique, plus abondant dans cette couche du sol. Les prélèvements sont faits selon un transect sur la placette de manière à ce que le sol prélevé soit représentatif de l'ensemble de la placette. La terre est ensuite séchée à 35°C, pesée puis tamisée à 2 mm; les refus sont alors pesés. Les échantillons broyés finement au broyeur à bille pendant 20 minutes, sont ainsi prêts pour l'analyse spectrométrique.

- Analyse spectrométrique de l'azote 15

Les échantillons de végétaux et de sol des placettes 15N sont placés dans des nacelles d'étain, pesés et déposés dans un distributeur automatique. Les capsules sont tout d'abord brûlées à 800°C pour transformer le contenu en gaz qui est envoyé dans un second compartiment où il est transformé en diazote ( $\text{N}_2$ ) et dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) par des réactions d'oxydo-réduction. Ces deux gaz arrivent sur une colonne chromatographique qui permet d'observer, en fonction de la vitesse et de l'intensité de migration, la quantité d'azote et de carbone présente dans l'échantillon. Les résultats sont convertis en g/kg de terre. Les mesures au spectromètre de masse permettront de déterminer les compositions isotopiques  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  et  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ .

## 7.2 Méthode d'analyse des effets cumulatifs

Les effets cumulatifs sont définis comme des effets pluriannuels dont l'effet à une année donnée dépend de l'année précédente ou des années précédentes. L'objectif de la démarche qui suit est d'identifier les évolutions des postes du bilan d'azote en fonction de traitement d'intérêt et les éventuels effets cumulatifs dans le cadre de rotations et contextes pédoclimatiques variés.

Une première étape d'analyse consiste à effectuer une décomposition de variance sur les termes du bilan d'azote avec un modèle mixte permettant de prendre en compte des effets aléatoires. C'est une méthode générale, stable par rapport aux hypothèses de base qui, dans le modèle linéaire général impliquerait, par exemple, que les données soient indépendantes, ce qui n'est pas le cas dans notre étude. Le modèle mixte permet d'associer des facteurs aléatoires et fixes et de travailler sur des dispositifs déséquilibrés. Nous pouvons, par cette méthode, identifier les principaux effets et interactions de facteurs fixes (le site, le type de culture et le traitement) et de facteurs aléatoires (l'année). L'étude de l'effet du rang de l'année fait l'objet d'une seconde analyse, qui lui est dédiée. Les blocs sont considérés comme de vraies répétitions, pour éviter des problèmes de sur-paramétrage du modèle.

Le but de cette première partie est de déterminer s'il existe des interactions du traitement d'intérêt avec d'autres variables. Par exemple, une interaction "traitement  $\times$  culture" compliquerait l'étude des effets cumulatifs. En effet, l'existence d'interactions de ce type alors que nous travaillons par différence par rapport à un traitement de référence peut conduire à deux situations. La première est que l'analyse ne fait pas ressortir d'effets cumulatifs. Dans ce cas, nous ne pouvons pas conclure qu'ils n'existent pas car ils peuvent être masqués par l'interaction que nous ne considérons pas. Dans le deuxième cas où nous identifions un effet cumulatif, nous ne pouvons pas conclure sur son intensité car une part de cet effet pourrait également être due à la présence

de l'interaction du traitement avec la culture par exemple. Dans une deuxième partie, après avoir identifié qu'il n'existe pas ou peu d'interactions entre le traitement d'intérêt et les autres variables, nous nous intéresserons à la différence par rapport à un traitement de référence.

L'équation qui rend compte des effets possibles des divers facteurs explicatifs de la variable étudiée (V) est la suivante:

$$V = f(\text{Culture}) + g(\text{Climat}) + h(\text{Traitement}) + \sum \text{Interactions} + \varepsilon$$

Par exemple si nous prenons un traitement avec CI (CI+) et son traitement de référence sans CI (CI-) avec la minéralisation nette (M), nous obtenons en décomposition de variance:

$$M_{CI+} = f(\text{Culture}) + g(\text{Climat}) + h(CI^+) + i(\text{Culture} \times \text{Climat}) + j(\text{Culture} \times CI^+) + \varepsilon$$

$$M_{CI-} = f(\text{Culture}) + g(\text{Climat}) + h(CI^-) + i(\text{Culture} \times \text{Climat}) + j(\text{Culture} \times CI^-) + \varepsilon'$$

Par différence, nous obtiendrons donc l'équation suivante:

$$M_{CI+} - M_{CI-} = [h(CI^+) - h(CI^-)] + [i(CI^+ \times \text{Culture}) - i(CI^- \times \text{Culture})] + \varepsilon - \varepsilon'$$

$$\Delta M = h(CI) + [i(CI^+ \times \text{Culture}) - i(CI^- \times \text{Culture})] + \varepsilon''$$

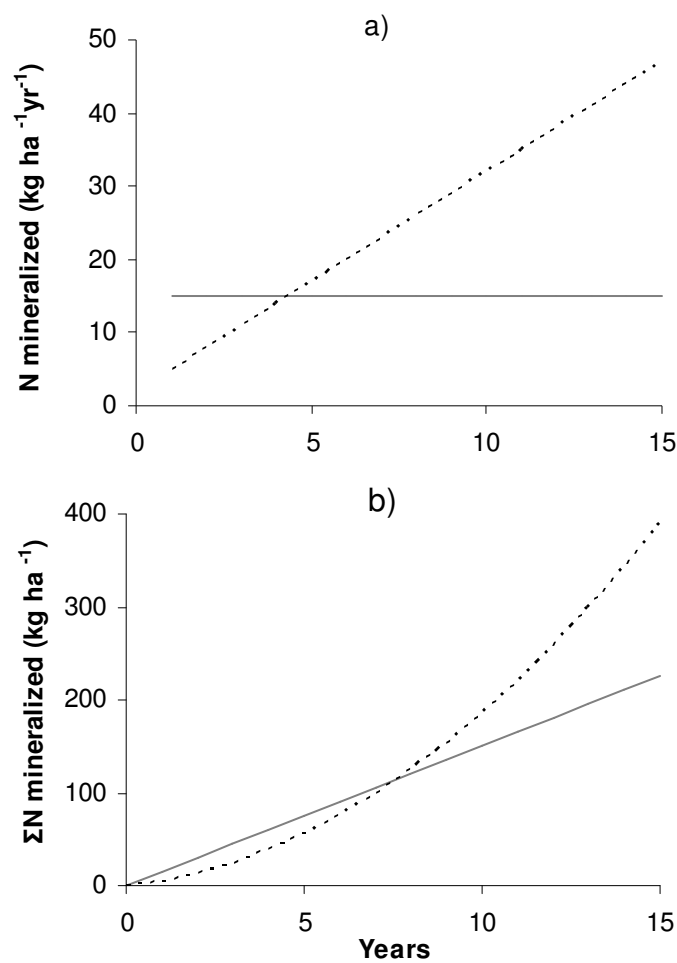
Si le terme  $[i(CI^+ \times \text{Culture}) - i(CI^- \times \text{Culture})]$  est proche de 0, alors nous obtenons l'équation:

$$\Delta M = h(CI) + \varepsilon''$$

Nous pouvons ensuite étudier l'évolution de  $\Delta M = h(CI)$  en fonction du temps, l'interaction étant négligée. Le travail par différence nous permet de nous affranchir de l'effet prédominant de l'année et du type de culture. L'intérêt est de détecter une évolution temporelle liée au traitement.

Dans cette seconde analyse, une interaction "traitement  $\times$  temps" signifierait l'existence d'un effet cumulatif. Pour identifier cette éventuelle interaction, plusieurs méthodes peuvent être employées. La première consiste à étudier l'évolution de la différence annuelle entre deux

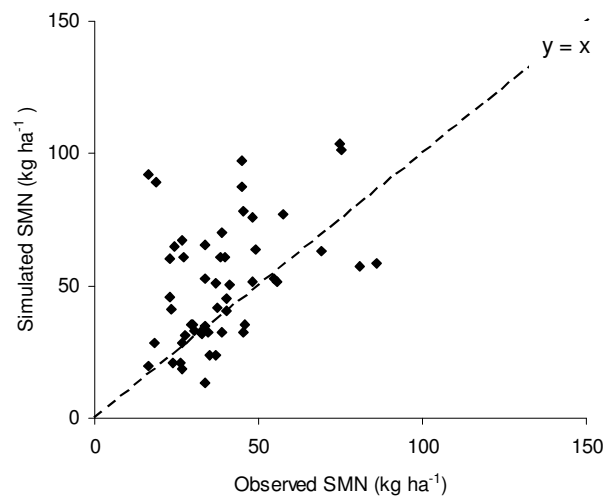
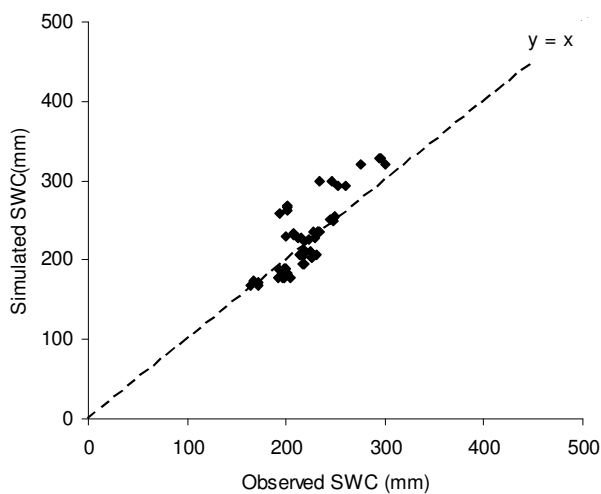
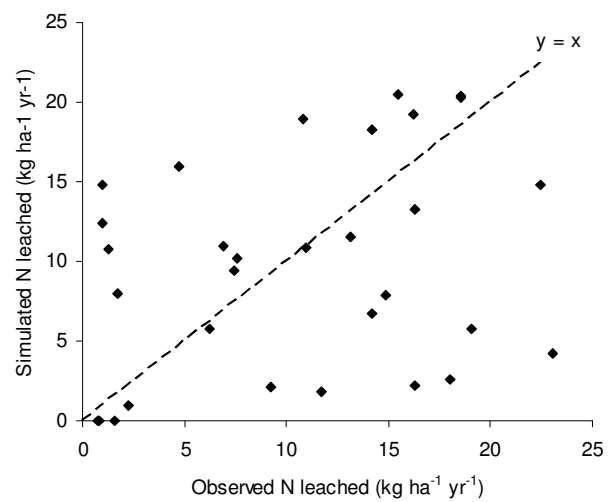
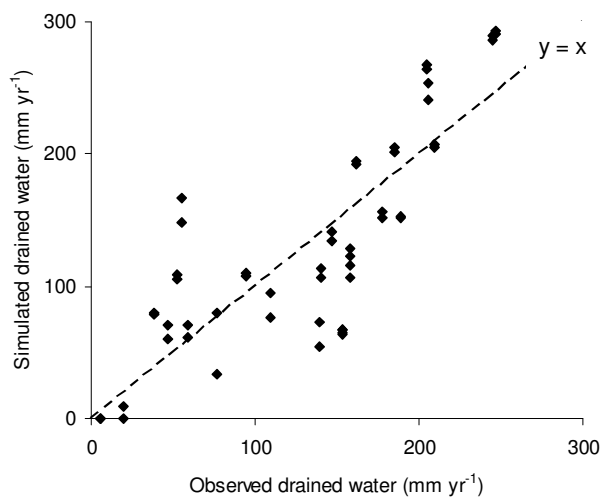
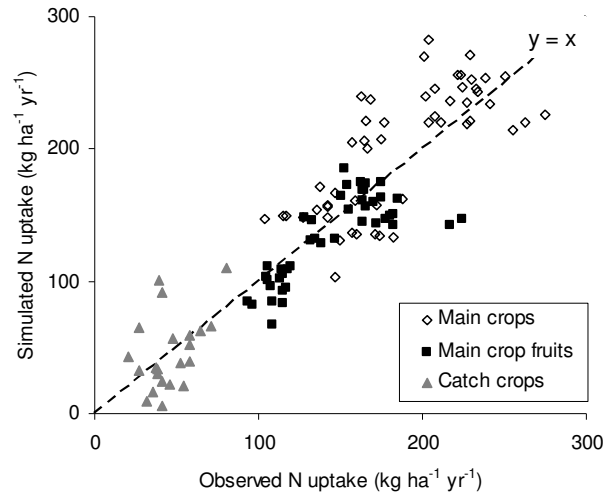
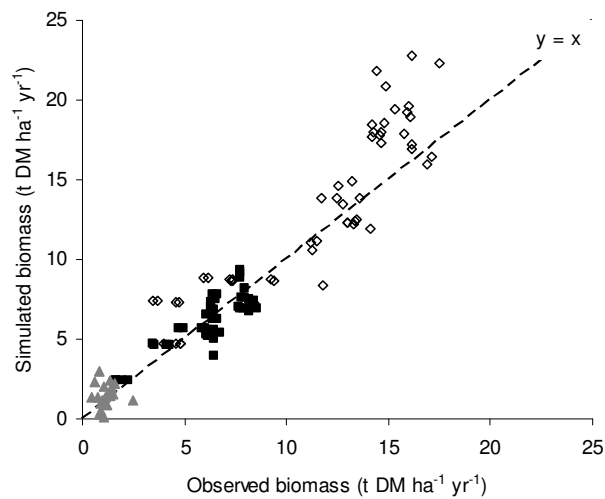
traitements et tester si la pente de la droite de tendance est significativement différente de 0, due à un effet cumulatif (fig 1-a). Nous pouvons également étudier la différence cumulée dans le temps et déterminer quelle est l'allure de cette courbe. S'il s'agit d'une droite, c'est que la minéralisation ne "s'emballe" pas ou que l'effet est trop faible pour que nous puissions le détecter. Au contraire, si la courbe a plutôt une allure exponentielle, nous pouvons en déduire qu'il existe un effet cumulatif (fig 1-b).



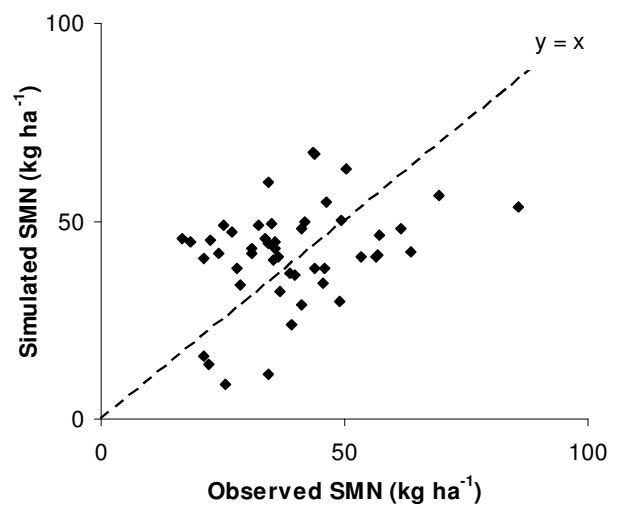
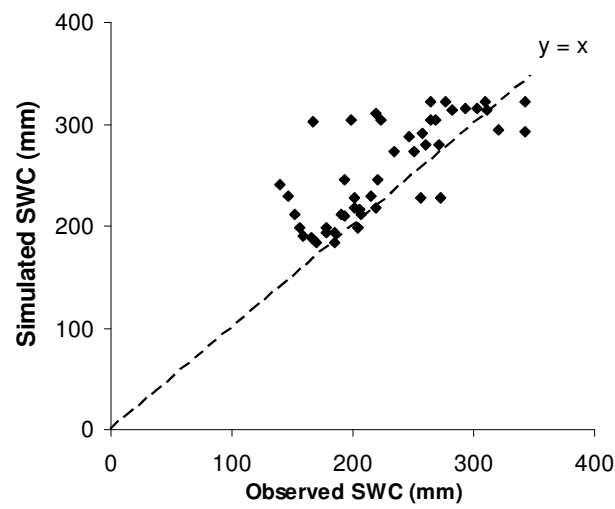
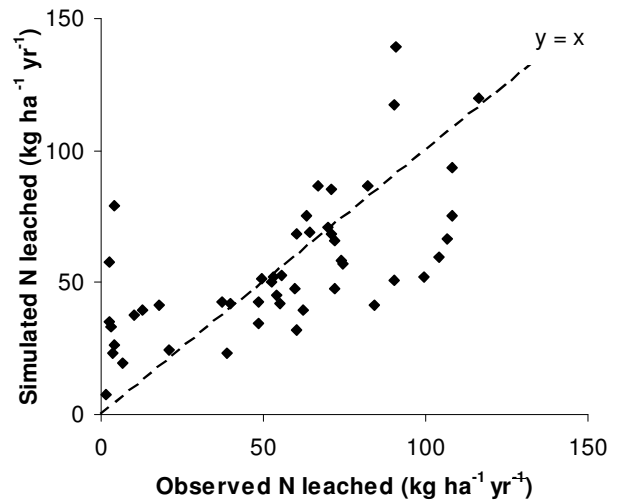
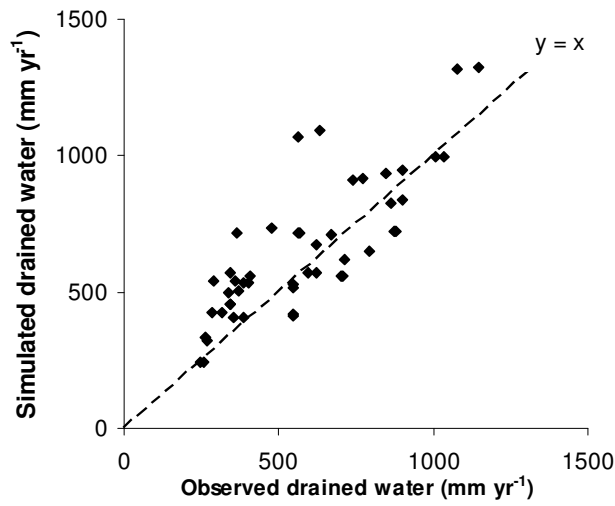
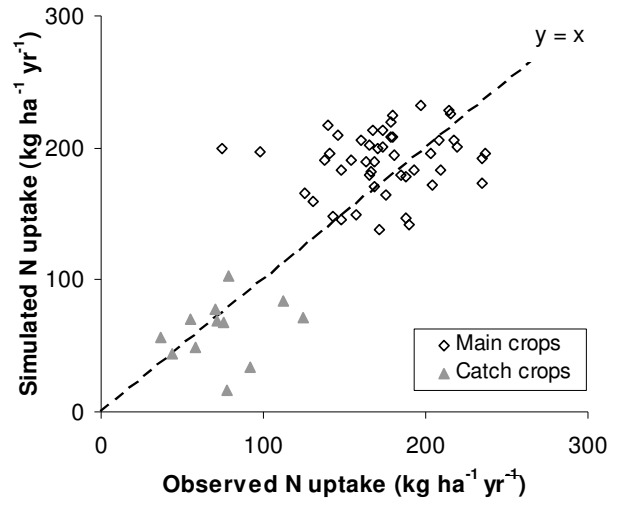
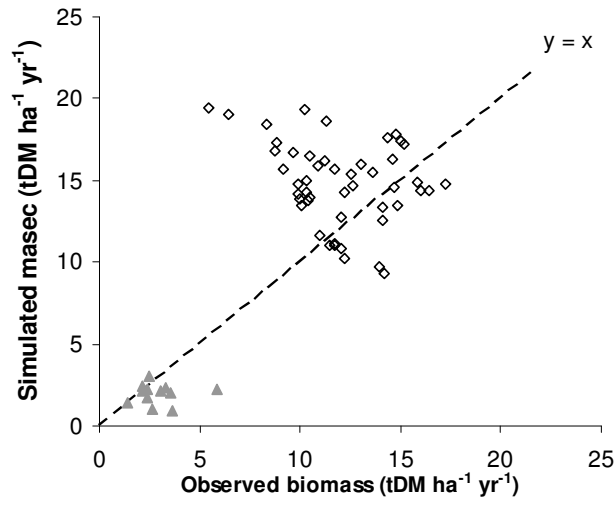
**Figure 1** Examples of long-term effects of catch crops on N mineralization through time: (a) annual N mineralized and (b) cumulative N mineralized. Cumulative effects occur in situations with dotted lines but do not in situations with bold lines.

## 7.3 Comparaison simulés-observés en simulations enchaînées par STICS

### • Simulations à Boigneville



- Simulations à Kerlaviac



• Simulations à Thibie

