Impacts à long terme de changements de pratiques culturales sur le lessivage du nitrate

Nicolas N. Beaudoin, Julie J. Constantin, Fabienne F. Barataud, Enguerrand Burel, Damien Foissy, G. Aubrion, Bruno B. Mary

▶ **To cite this version:**

Nicolas N. Beaudoin, Julie J. Constantin, Fabienne F. Barataud, Enguerrand Burel, Damien Foissy, et al.. Impacts à long terme de changements de pratiques culturales sur le lessivage du nitrate. Colloque 2011 du PIREN-Seine, Feb 2011, Paris, France. hal-02750372

HAL Id: hal-02750372
https://hal.inrae.fr/hal-02750372

Submitted on 3 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.

Impacts à long terme de changements de pratiques culturales sur le lessivage du nitrate

Beaudoin N.[1*], Constantin J[1]., Barataud F.[3], Burel E[2]., Foissy D[3]., Aubrion G[4]., Mary B[1].

[1]INRA, US1158 Agro-Impact, site de Laon F- 02000 Barenton-Bugny. [*]personne à contacter
[2] UMR 7619 Sisyphe, Université Pierre et Marie Curie, 75005 Paris
[3] INRA UR055 ASTER Mirecourt, 662 avenue Louis Buffet, F88500 Mirecourt.
[4] Arvalis Institut du Végétal, 91700 Boigneville - France.

1 Introduction

La maîtrise du lessivage du nitrate représente un double enjeu environnemental : la prévention de la pollution de l'hydrosphère par le nitrate (NO3) et la prévention des émissions indirectes de protoxyde d'azote (N2O) par dénitrification du nitrate issu des nappes. Les déclinaisons successives de la Directive Nitrate ont encouragé puis obligé à suivre un code de « bonnes pratiques », incluant, entre autres, la fertilisation raisonnée et la mise en place de Cultures Intermédiaires pièges à nitrate (C.I.). Depuis, les systèmes de culture ont évolué par la spécialisation plus poussée des systèmes de production, intégrant l'agriculture raisonnée, voire les techniques culturales simplifiées, tandis que d'autres se sont diversifiés ou ont opté pour l'agriculture biologique. La Directive Cadre européenne de 2000 consiste en une obligation de résultats : elle pose la question de la quantification des impacts de ces pratiques isolées ou combinées, insérées dans les systèmes agricoles.

Les impacts de bonnes pratiques sont connus à court terme en situation expérimentale. Les C.I. en mobilisant l'azote minéral du sol pendant la période de drainage sont un moyen efficace de réduire la lixiviation. Plusieurs résultats confirment leur efficacité pour réduire la concentration nitrique dans les eaux de drainage, de 20 à 90%, selon le type de sol et le climat (e.g. Askegaard et al., 2005 ; Vos et al., 2004; Tonitto et al., 2006)). Les effets sur la production de la culture suivante sont variables, du négatif au positif (Thorup-Kristensen et al., 1998). A plus long terme, les CI successives entraîneraient une augmentation de la minéralisation de l'azote du sol liée à un accroissement de l'azote organique du sol (Thorup-Kristensen et al., 2003; Bernsten et al., 2006). La fertilisation azotée influence directement la production, le reliquat d'azote minéral à la récolte, l'organisation de l'azote du sol mais aussi les pertes par lixiviation et émissions gazeuses. 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., 1997; Addiscott, 2004). 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 (Mariotti et al, 1997). Le travail du sol joue indirectement sur le rendement des cultures, en interaction avec la fourniture d'N et les facteurs du milieu (propriétés hydriques, adventices). Le non labour entraîne une augmentation du taux de matière organique en surface (Murage et al., 2007) mais pas systématiquement sur la profondeur équivalente à la couche labourée (Arrouays et al., 2002; Manley et al., 2005). Les résultats sur le drainage et les pertes d'N par lixiviation sont aussi contradictoires. Les diverses études citées évaluant les conséquences des pratiques sur le cycle de l'azote suggèrent une variabilité de la réponse selon l'échelle de temps considérée. Quantifier l'impact d'une pratique donnée nécessite de prendre en compte les temps longs à cause de l'inertie de l'agrosystème (stock de MO, structure du sol, stock de graines d'adventices...).

En situation agricole réelle, il est difficile d'isoler l'impact d'une pratique donnée, car les techniques appliquées sur une parcelle sont interactives et s'inscrivent dans un ordre logique (Sebillotte, 1974). De plus, elles sont planifiées, non à l'échelle de la parcelle, mais à des niveaux d'organisation supérieurs que sont le groupe de parcelles d'une même sole et de l'exploitation (Aubry et al., 1998, Meynard et al., 2002). L'exploitation agricole est l'échelle spatiale où se déterminent *in fine* les modes de conduite. Pour quantifier l'impact de systèmes réels, il est nécessaire de prendre en compte les échelles de la rotation et du bassin incluant plusieurs exploitations (Gaury, 1992 ; Beaudoin, 2006).

Il n'est pas possible de mesurer directement l'impact d'amélioration de pratiques sur la ressource en eau en dehors des périmètres drainés. Les outils utilisés varient avec l'objectif : diagnostic de l'impact de l'état actuel, pronostic d'une évolution en fonction de scénarios. Ils relient le contexte pédo-climatique et cultural à la concentration nitrique de l'eau de percolation. Etablir cette liaison présente plusieurs difficultés : i) l'impossibilité, avec des mesures, d'accéder directement aux flux ; la difficulté de passer de mesures de stocks ou de concentration à des flux et la difficulté d'extrapoler ; ii) la difficulté, avec des modèles, d'accéder aux variables d'entrée et à certains paramètres ; l'impossibilité de valider partout le modèle ; iii) la difficile quantification par rapport à une valeur limite absolue qu'il faut choisir (guide de la directive nitrate à 25 mgNO3/l ; limite pour les marées vertes à 10 mgNO3/l). Il est donc plus facile de prédire un sens de variation qu'une efficacité par rapport à une norme.

La quantification du lessivage du nitrate et la prise en compte de la variabilité spatiale des pratiques à l'échelle du territoire demandent de recourir à la modélisation ; cependant le risque de dérive temporelle des modèles conduit à d'abord tester leurs prédictions contre des données expérimentales de longue durée. Ce papier résume le contenu, d'une part, de la thèse de J. Constantin (2010) et de son post-doc financé par le PIREN Seine sur la quantification à long terme des impacts de pratiques culturales à partir d'essais de longue durée (Culture intermédiaire piège à nitrate C.I., fertilisation, non travail) et, d'autre part, de diverses études d'impact de pratiques conventionnelles ou contractualisées sous mesures agri-environnementales (MAE ; réalisées hors PIREN Seine) ou en agriculture biologique (co-financée par le PIREN Seine). La localisation et le contexte des sites sont donnés en figure 1.

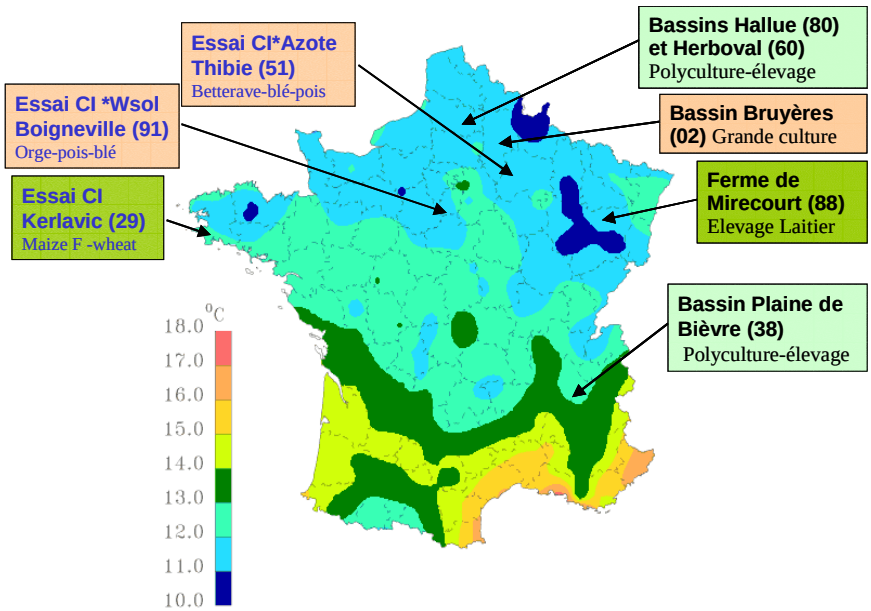

Figure 1 : Localisation des dispositifs (essai longue durée ; réseau de parcelles)

2 Impacts à long terme en situation expérimentale des CI, travail du sol simplifié et réduction de fertilisation sur le lessivage et le bilan d'azote

Les objectifs étaient :

- analyser les impacts des CI, du semis direct et de la réduction de fertilisation à moyen terme (13 à 17 ans) sur le bilan d'azote et étudier le devenir de l'azote non lixivié ;
- déterminer si l'enfouissement successif des CI modifie la dynamique de minéralisation de l'azote à moyen terme entraînant l'apparition d'effets cumulatifs et quelles sont ses conséquences sur la lixiviation de nitrate et l'absorption d'azote par les cultures principales ;
- mettre en évidence et caractériser l'atteinte d'un nouvel état d'équilibre du système et analyser plusieurs scénarios de gestion des CI sur 60 ans.

2.1 Matériel et méthodes

2.1.1 Dispositifs expérimentaux

L'étude se base sur trois essais de moyenne durée localisés dans la moitié nord de la France: Boigneville dans l'Essonne, Kerlavic dans le Finistère et Thibie dans la Marne (Tableau 1). Ils ont été mis en place en 1991 pour Boigneville, en 1994 pour Kerlavic et en 1990 pour Thibie. Les matériaux-sols sont respectivement du limon-argileux sur calcaire profond, du limon sableux sur granit et du limon calcaire sur craie à poche. Les sites diffèrent donc par le contexte pédo-climatique, la rotation culturale mais également la forme et les doses d'engrais azotés apportés. Ces trois dispositifs, d'une durée de 13 à 17 ans, comportent tous une modalité C.I. (avec ou sans) alors que le semis direct (SD) et la fertilisation réduite (N-) ne sont étudiés que sur un des trois sites (Constantin et al., 2010).

Les espèces utilisées comme C.I. sont de la moutarde blanche, du ray-grass d'Italie ou du radis à Boigneville, Kerlavic et Thibie respectivement. Ces C.I. sont implantées tous les ans à Boigneville et Thibie et tous les deux ans Kerlavic, 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 est arrêtée en 2003. Ces essais sont conduits avec trois répétitions sur des parcelles élémentaires d'une aire de 260 à 1044 m² suivant les sites.

	Boigneville (Ile-de-France)	Kerlavic (Bretagne)	Thibie (Champagne-Ardenne)
Rotation	Blé / Orge / Pois	Blé / Maïs	Pois / Blé / Bett (avant 2003) Blé / Orge / Bett (après 2003)
Fertilisation	N	N	N / N-
Travail du sol	L / SD	L	L
Interculture	+CI / -CI	+CI / -CI	+CI / -CI
CI: espèces, fréquence	Moutarde 3/3	Raygras d'Italie 1/2	Radis ou céréale 3/3
Durée (années)	16	13	13 (N-) et 17 (N)
Précipitation (mm)	604 ± 152	1213 ± 204	605 ± 198

Tableau1 : Description des sites expérimentaux .

Les apports d'azote sont calculés par rapport aux besoins des cultures par la méthode du bilan AZOBIL (Machet et al., 1990). En fertilisation standard, les apports moyens sur blé tendre d'hiver sont de 180, 160 et 180 kg N ha^{-1} an^{-1} à Boigneville, Kerlavic et Thibie respectivement. Sur orge de printemps, ils sont de 110 et 170 kg kg N ha^{-1} an^{-1} à Boigneville et Thibie. Sur betterave à Thibie, 150 kg N ha^{-1} an^{-1} sont apportés et 95 kg N ha^{-1} an^{-1} sur maïs à Kerlavic. Le calcul de la dose d'azote à apporter ne prend pas en compte la présence de CI.

La majorité des blocs sont équipés de dispositifs de bougies poreuses entre 0.9 et 1.2 m de profondeur, permettant d'extraire la solution du sol. Des lysimètres couplés aux essais permettent d'estimer le drainage. A Thibie, la concentration du nitrate a également été mesurée sur la solution du sol extraite profonde de carottes profondes (0-6m), tous les 3 où 4 ans, sur chaque traitement avec 3 répétitions.

2.1.2 Procédures expérimentales

La biomasse aérienne et l'absorption d'azote des cultures principales et intermédiaires sont mesurées annuellement. Leur proportion dans les racines est mesurée ponctuellement. L'azote minéral et la teneur en eau du sol sont mesurés trois fois par an : post récolte, en début d'automne et en sortie d'hiver. La lixiviation est quantifiée par le produit des teneurs nitriques des bougies poreuses et du drainage des lysimètres (méthode trapézoïdale de Lord and Shepherd, 1993). Les teneurs en C et N organique du sol, sont précisément mesurées en 2007, pour calculer les stocks à masse de sol constante.

La **balance «entrées – sorties»** d'azote est ensuite calculée par l'équation suivante :

$$Balance = A + F + S - E$$

La fertilisation (F) et les exportations (E) sont connues annuellement. Les dépôts atmosphériques (A) sont calculés à partir des mesures du volume et de la teneur en nitrate des eaux de pluie. La fixation symbiotique (S) du pois est calculée par le produit de l'azote total absorbé par la culture et de la proportion d'azote de la plante dérivé de l'atmosphère. Le terme (S) est calculé grâce à une relation étroite avec la quantité d'azote minéral présente au semis sur 0-30 cm (Voisin et al., 2002). La balance correspond à la somme du lessivage (L), du stockage ($N_{stocké}$) et des pertes gazeuses (G):

$$Balance = L + N_{stocké} + G$$

Sachant que les deux premiers termes sont mesurés, l'effet des pratiques sur les émissions gazeuses sera déduit par défaut de bilan. Comme les stocks d'azote organique du sol n'ont pas été bien mesurés au début, l'effet d'une pratique (C.I., semis direct et fertilisation réduite) est estimé via sa différence (Δ) avec le traitement de référence (sans CI, labour et fertilisation standard respectivement) à la fin de l'expérimentation.

La minéralisation nette d'azote (M) est calculée par bilan de masse sur le pool azote minéral du sol au pas de temps semestriel. Le bilan considère les stocks d'azote minéral initial (N_i) et final (N_f), la fertilisation minérale (F), la fixation symbiotique (S), les apports atmosphériques (A), l'absorption d'azote par les cultures (U), le lessivage (L), les pertes par voie gazeuse de l'azote du sol (G_S) et de l'engrais (G_F) et de l'immobilisation de l'azote de l'engrais (I_F), selon l'équation :

$$M = N_f - N_i - F - S - A + U + L + G_S + G_F + I_F$$

Les termes (G_S) et (I_F) sont estimés par la combinaison des données annuelles du coefficient apparent d'utilisation de l'engrais et la mesure du coefficient réel d'utilisation de l'engrais marqué à l'azote 15 pendant deux ans. **L'extra-minéralisation** » nette (ΔM) d'azote de la CI est :

$$\Delta M = M_{CI} - M_{Témoin}$$

Attribuer la différence à la minéralisation de la CI suppose qu'il n'existe pas d'interaction entre ce traitement et les autres facteurs expérimentaux. Cette condition est vérifiée par analyse de variance. 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 pendant 15-17 ans de la minéralisation liée aux C.I. a été modélisée en fonction du rapport C/N et des propriétés du sol, à l'aide du module de décomposition des résidus de STICS (Nicolardot et al, 2001), afin de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents à l'apparition de ces effets cumulatifs sur la minéralisation.

Le **modèle sol-plante-atmosphère STICS** a été ensuite utilisé pour tester divers scénarios de gestion des CI à long terme. STICS simule les bilans d'eau, d'azote et de carbone à pas de temps journalier (Brisson et al., 2008). Les données expérimentales des trois sites ont permis de tester le modèle, d'abord en réinitialisant le modèle annuellement sur les mesures d'azote minéral et teneur en eau du sol puis en faisant tourner le modèle en continu sur toute la durée de l'expérimentation. Les variables confrontées aux prédictions de STICS sont les biomasses et l'azote des cultures, 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 évalué sur 13-17 ans en simulations continues, sept scénarios sur 60 ans sont testés:

- Scénarios sans CI avec un climat constant (S0) ou changeant (S1);
- Scénarios avec CI et fertilisation standard avec un climat constant (S2) ou changeant (S3);
- Scénarios avec CI et fertilisation réduite avec climat constant (S4) ou changeant (S5);
- Scénario où les CI sont abandonnées après 15 ans avec un climat changeant (S6).
- Scénario où les CI ont une fréquence deux fois moindre qu'en situation expérimentale avec un climat changeant (S7).

L'extra-minéralisation, la séquestration et la baisse de lessivage d'azote dues à chaque scénario (Si) sont calculées par différence avec (S0) ou (S1) suivant l'hypothèse sur le climat, et comparées aux valeurs observées les 15 premières années.

2.2 Résultats et discussion

2.2.1 Teneur en nitrate des eaux de percolation et azote lessivé

Les cinétiques de concentration mesurées dans les bougies poreuses montrent une assez forte variabilité interannuelle (figure 2). Cependant, les effets des traitements sont significatifs. Le traitement C.I. seul permet d'atteindre des concentrations nitriques des eaux de drainage inférieures au seuil de potabilité de 50 mgNO_{3-} L^{-1}, à Boigneville SD, Kerlavic et Thibie. Ce résultat concorde avec le fait qu'elles diminuent efficacement le stock d'azote minéral du sol en début de période de drainage, laissant moins de nitrate disponible pour la lixiviation.

La lixiviation de 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. Les réductions permises par le semis direct et la fertilisation réduite sont de 26 et 13% respectivement. Les effets du travail du sol sur le drainage par lixiviation sont faibles, ce qui est cohérent avec les données de la bibliographie qui les indique comme faibles et contradictoires (Hansen and Djurhuus, 1997; Nissen and Wander, 2003 ; Zhu et al., 2003, Oorts et al., 2007).

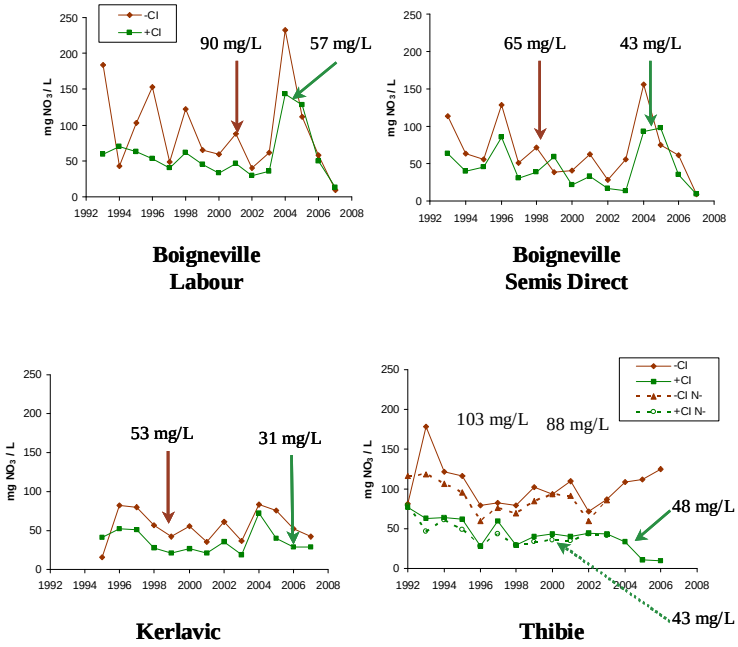

Figure 2 : Cinétiques des teneurs en nitrate (mg NO3 L^{-1}) dans les solutés extraits des bougies poreuses, en limite de zone racinaire.

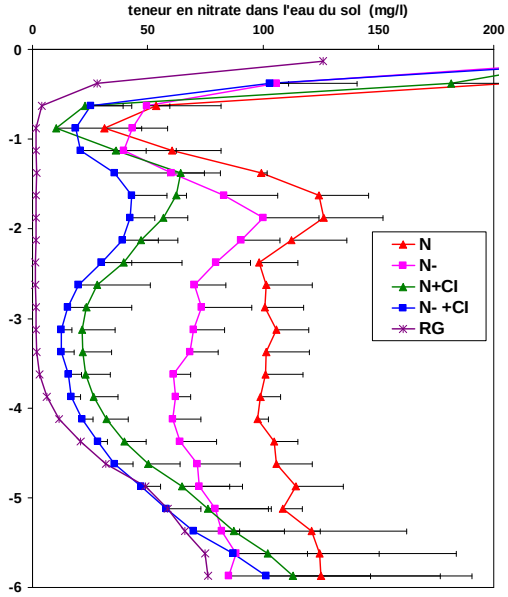

Figure 3 : A Thibie en 2003, Profil de teneur en nitrate des solutions extraites par carottage profond (0-6m) de la craie, par traitement et sur l'allée enherbée (RG), de l'essai (mgNO3L-1,) moyenne et écart-type.

L'impact de la réduction de dose nécessite discussion. A Thibie, les mesures de concentration du nitrate effectuées sur la solution du sol extraite de carottes profondes (0-6m) montre une forte variabilité (Figure 3). L'effet des traitements est significatif. Le profil de l'allée enherbée s'est progressivement appauvri depuis le début de l'essai (non présenté) sauf en profondeur, où l'eau est encore issue de la période précédente. Les traitements cultivés se classent dans le même ordre qu'avec les bougies, mais avec des concentrations plus faibles (98, 60, 39, 20 respectivement). Cela est probablement dû à une absorption du nitrate à une profondeur plus grande que celle des bougies, quand l'azote est limitant. L'abattement permis par la réduction de dose est plus fort que celui apprécié sur les données de bougies. Ce résultat expérimental conforte des simulations montrant que la réduction d'intrants au-dessous de la dose optimale pourrait davantage réduire les fuites du nitrate sur le long terme (Dorsainvil et al., 2002 ; Gomez et al., 2002).

2.2.2 Production des cultures intermédiaires et des cultures principales

Les moyennes annuelles des biomasses et de la quantité d'azote absorbé par les CI sont indiquées dans le tableau 2. Les moyennes d'azote absorbé sont proches tandis que les biomasses totales sont contrastées. Ainsi, leur rapport C/N varie de 13,3 à 27,8. A Kerlavic, le ray-grass n'est implanté qu'une année sur deux et produit, cette année-là, le double de ce qu'indique le tableau 2.

	Espèces	Biomasse t MS/ha/an	N total kg N/ha/an	Rapport C/N
Boigneville L	Moutarde blanche	1.22	37	13.8
Boigneville SD	Moutarde blanche	0.92	29	13.3
Kerlavic	Ray-grass italien	2.32	35	27.8
Thibie N	Radis (ou céréales)	1.53	37	17.4
Thibie N-	Radis (ou céréales)	1.47	34	18.2

Tableau 2 : Biomasse et mobilisation d'azote moyennes des C.I. par site

Les CI ne réduisent pas la production de biomasse et l'absorption d'azote des cultures principales et ont même tendance à l'augmenter significativement dans certains cas. Le semis direct ne les modifie pas alors que la réduction de fertilisation entraîne une diminution de la production.

2.2.3 Balance d'azote, séquestration dans le sol et défaut de bilan

Dans notre étude, la balance azotée dépend principalement du niveau de fertilisation et de la gestion des résidus de culture. La réduction de fertilisation de 39 kg ha^{-1} an^{-1} diminue la balance de 24 kg ha^{-1} an^{-1} tandis que les CI ou le semis direct ne l'affectent pas significativement (figure 4).

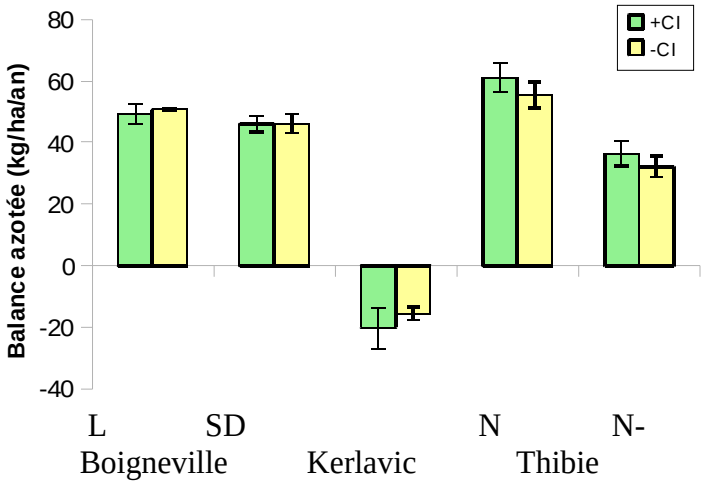

Figure 4: La balance azotée annuelle moyenne par sites et pratiques agricoles

Pour des balances faiblement excédentaires, l'absence de corrélation observée entre la balance et la lixiviation de nitrate démontre que cet indicateur est nécessaire mais insuffisant pour évaluer le risque environnemental (Mary et al ;, 2002).

La séquestration de carbone et d'azote dans le sol 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 (tableau 3).

	Durée (années)	Profondeur (cm)	Densité apparente	Stock N (t/ha) -CI	Stock N (t/ha) +CI
Boigneville L	16	30	1.42	4.85	5.07***
Boigneville SD	16	28	1.52	4.86	5.02***
Kerlavic	13	30	1.26	9.20	9.52*
Thibie N	17	30	1.40	6.34	6.72*
Thibie N-	13	23	1.36	5.44	5.69**

Tableau 3 : Stocks d'azote et densité apparente en fin d'expérimentation à masse de sol constante par site. Le test de Student compare les traitements C.I. et sol nu (* p<01 ; ** p<0.05 ; *** p<0.01). Le traitement N- affecte significativement le stock mais pas le traitement SD.

La diminution de stock liée à la fertilisation réduite est attribuée aux plus faibles restitutions par les résidus de culture. L'absence d'effet du semis direct est en partie liée 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 matière organique du sol sur le profil de sol mais pas nécessairement sa quantité totale. Les résidus de CI se révèlent être stockés 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.

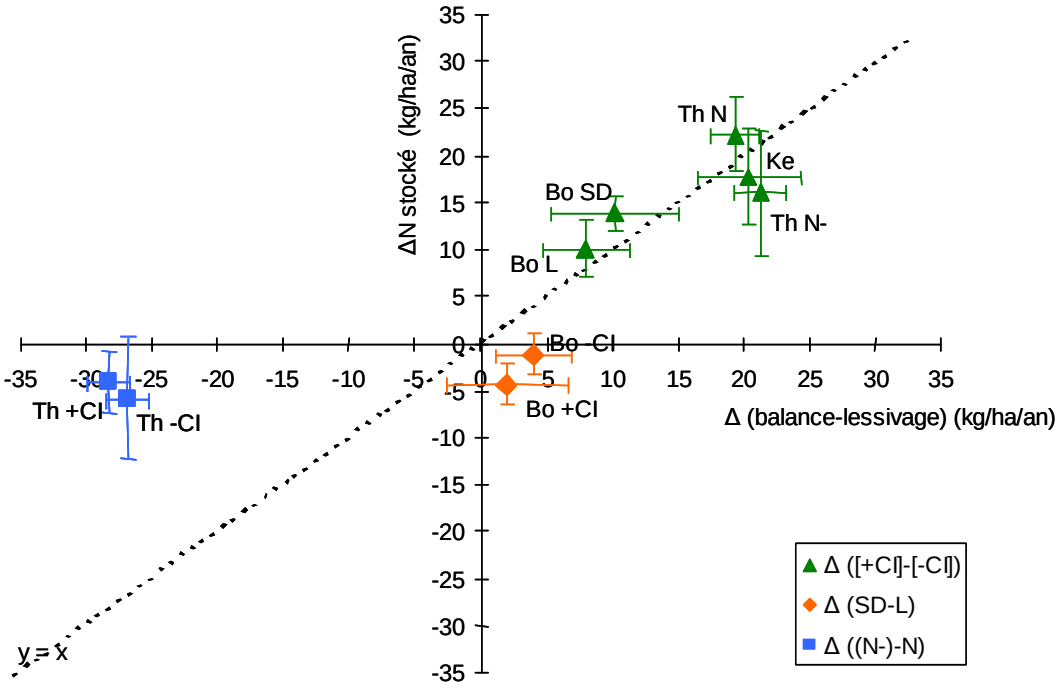

Figure 5 : Relation entre les différences de « stockage mesuré » et du solde « balance-lessivage » d'azote entre traitements (C.I. ou Semis Direct ou Fertilisation réduite) par rapport à leur témoin (Sol nu, Labour, Fertilisation standard). La différence de pertes par voie gazeuse due au traitement est la distance des points avec la droite y=x.

La comparaison en fin d'expérimentation de la balance azotée, de la lixiviation d'azote et du stockage d'azote 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 un sol laissé nu pendant l'interculture (Figure 5). Au contraire, les deux autres pratiques modifient les pertes gazeuses, faiblement pour le semis direct qui les augmente de 4 kg N ha^{-1} an^{-1} alors que la fertilisation réduite les diminue de 13 kg N ha^{-1} an^{-1}. La faible augmentation des émissions de N_2O due à SD est cohérente avec les résultats bibliographiques sur l'impact du non labour, donnant un accroissement (Almaraz et al., 2009) mais pas systématiquement (Halvorson et al., 2008).

2.2.4 Effets cumulatifs des C.I. à moyen terme sur la minéralisation nette d'azote, la lixiviation de nitrate et l'absorption d'azote par les cultures principales.

Les CI augmentent significativement la minéralisation nette d'azote sur tous les sites, dès la première année ou quelques années après des CI successives. L'extra-minéralisation moyenne permise par les CI est de 27, 9 et 18 kg N ha^{-1} an^{-1} en moyenne à Boigneville, Kerlavic et Thibie, respectivement. L'existence d'effets cumulatifs est démontrée sur deux des trois sites étudiés avec une augmentation modérée de la minéralisation liée aux CI au cours du temps, de 2.4 à 3.0 kg N ha^{-1} an^{-2} (Tableau 4). 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. L'intensité des effets cumulatifs s'explique principalement par le C/N des résidus. Il joue soit sur la proportion d'azote entrant dans l'humus issue uniquement du résidu (C/N faible), soit sur l'organisation de l'azote du sol supplémentaire (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. La bonne prédiction de l'extra-minéralisation par le module de minéralisation de STICS a nécessité d'augmenter ses entrées en C et N par rapport aux

mesures, ce qui conduit à penser que ces dernières ont minoré les apports par les systèmes racinaires des C.I.. L'intensité de l'effet cumulatif dépend également du taux de minéralisation de l'humus, qui est fonction des caractéristiques du sol. Cette extra-minéralisation pourrait entraîner une ré-augmentation de la lixiviation d'azote mais aussi un accroissement des rendements (Thomsen and Christensen, 1999; Hansen et al., 2000).

	ΔM versus Δt	
	Pente (kg N ha^{-1} yr^{-1})	Ordonnée (kg N ha^{-1})
Boigneville Labour	0.01	29*** (16)
Boigneville SD	0.97	17** (17)
Kerlavic	2.43** (1.94)	-7
Thibie N	2.84*** (1.46)	-4
Thibie N-	3.00*** (1.88)	-4

Tableau 4: Pente et ordonnée à l'origine de la régression linéaire de l'extra-minéralisation du traitement C.I. en fonction du temps. Intervalles de confiance entre parenthèses ; * p<01 ; ** p<0.05 ; *** p<0.01.

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 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 l'existence d'un recyclage de l'extra-minéralisation de l'azote du sol via l'absorption d'azote par les cultures. Les C.I. restent aussi efficaces pour réduire le lessivage après une quinzaine d'années qu'au début de l'expérimentation, réduisant la teneur de l'eau drainée de 25 à 72 mg NO_3 L^{-1}.

Le traitement SD affecte la minéralisation annuelle de l'azote ; cela est cohérent avec le résultat de Oorts et al. (2007) sur un autre essai mené à Boigneville : aucune différence significative entre un semis direct et un labour différencié depuis 32 ans.

2.2.5 Dynamique de l'azote à long terme en présence de CI et modélisation avec STICS

Après une première phase de calibration, le modèle se révèle assez performant pour reproduire les diverses variables testées sur les trois sites étudiés (tableau 5). 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 formalismes du modèle ne permettent pas de reproduire l'effet du semis direct. Les performances du modèle sont acceptables pour simuler les effets des C.I. et mieux encore pour les effets de la fertilisation azotée réduite sur l'absorption d'azote par les cultures et la lixiviation de nitrate. Les dynamiques de minéralisation des CI sont également correctement reproduites par le modèle malgré des biomasses et quantité d'azote des CI sur-estimées sur les trois sites (figure 6).

	Biomasse t(MS)/ha		N absorbé kg/ha		Eau drainée mm		N lessivé kg/ha	
	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
Boigneville	11.8	11.9	194	191	150	183	24	30
Kerlavic	12.0	14.2	174	186	578	656	55	62
Thibie	14.6	15.5	216	200	118	137	21	18

Tableau 5 : Comparaison des valeurs moyennes observées et simulées par STICS de la biomasse aérienne, du drainage et de l'azote lessivé, sans réinitialisation du modèle, en fonction du site.

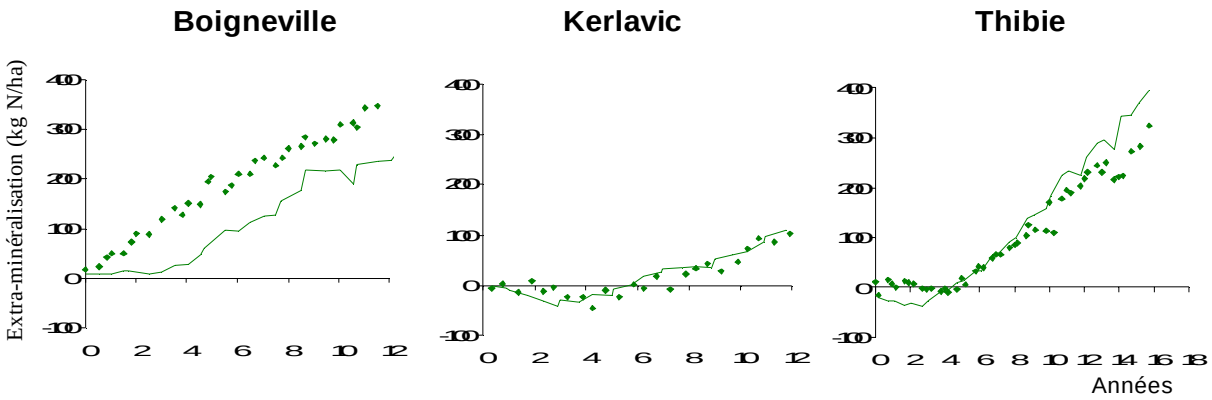

Figure 6 : Comparaison des valeurs moyennes observées et simulées par STICS de l'extra-minéralisation d'azote du traitement C.I. en fonction du site.

Un autre test indépendant des prédictions du modèle a pu être effectué pour le site de Thibie, sur les données de profils de nitrate dans le sous-sol. Les fonctions d'émission et de transfert du nitrate sont correctement décrites pour les 4 traitements, depuis l'initialisation du modèle en Thibie de 1991 jusqu'aux observations faites en 2003. D'autres mesures effectuées en 2008 sur le traitement N confirment ce résultat (non présenté).

Les performances correctes du modèle nous permettent de l'utiliser pour prédire l'impact de scénarios de gestion des CI sur 60 ans. Pour les scénarios avec CI sans ajustement de la fertilisation, le taux annuel de minéralisation des CI sur 60 ans dépasse légèrement les 100% à Boigneville et Thibie et atteint 73% à Kerlavic.

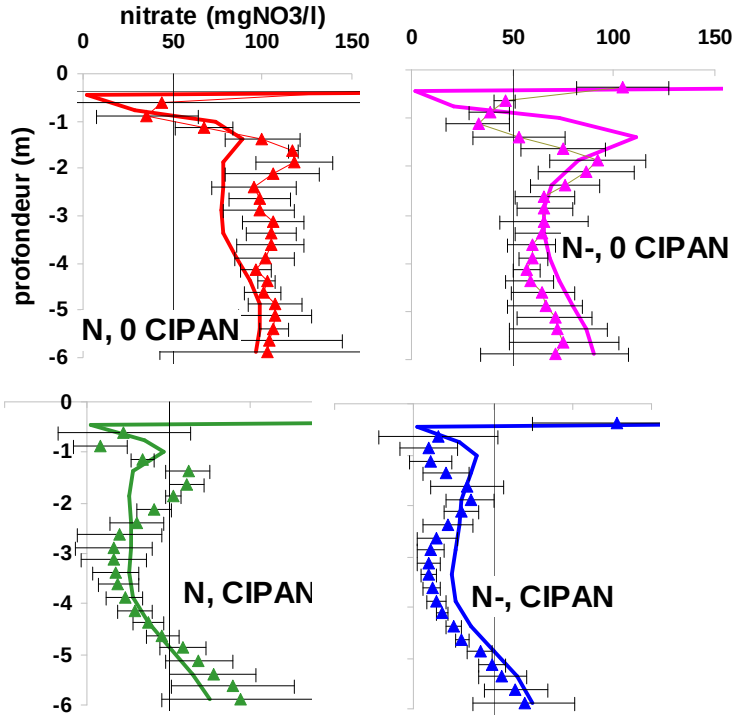

Figure 7 : Comparaison des valeurs observées et simulées par STICS des profils de teneur en nitrate mesurés sur le site de Thibie en 2003 (cf Figure 3).

Le changement climatique entraîne une légère diminution des stocks d'azote du sol par augmentation de la minéralisation sur les trois sites. Cependant, il ne modifie que peu l'effet des C.I. sur ces deux variables (non présenté). Les données suivantes prennent S1 comme scénario de base. L'extra-minéralisation annuelle atteint, dans la plupart des cas, un plateau après environ 25-30 ans. Ce temps correspond également à l'atteinte d'un nouvel équilibre du Δstock d'azote organique qui se stabilise entre 415 à 581 kg N ha^{-1} selon le site considéré, quand la fertilisation n'est pas ajustée (figure 8). L'ajustement de fertilisation diminue le niveau de l'extra-minéralisation, de 307 à 453 kg N ha^{-1} sur 60 ans, selon le site considéré (non présenté) et de stabilisation du stock N organique, de 73 à 135 kg N ha^{-1} (figure 8). De même la baisse de fréquence des CI diminue ce niveau.

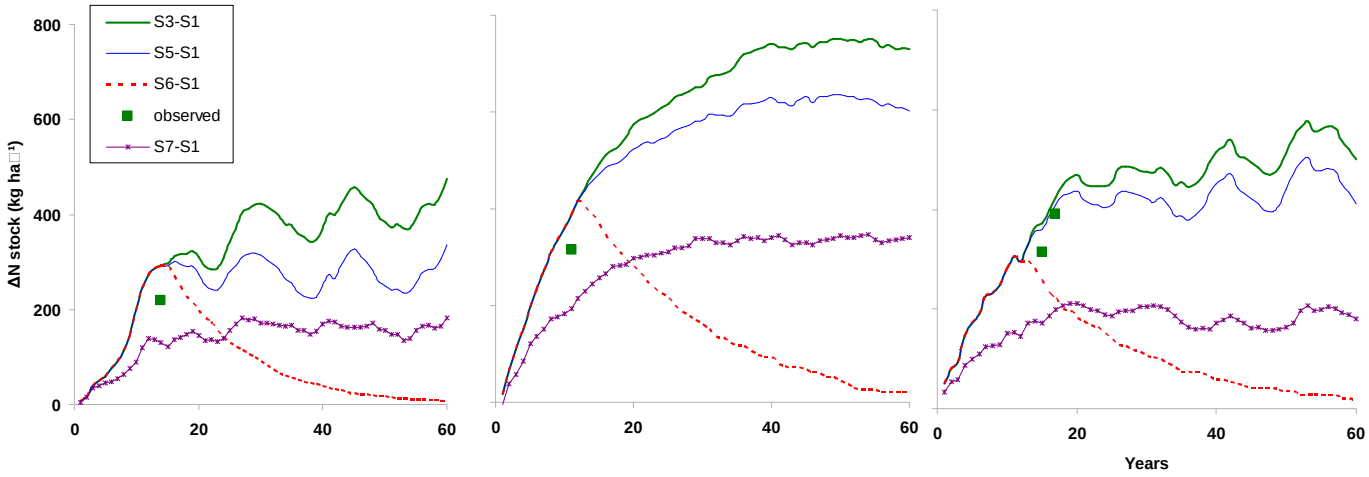

Figure 8 : Simulation et observation de la masse d'azote séquestrée (kg N ha^{-1}) grâce au C.I. par scénario en différence avec le témoin (S1) : S3 = poursuite de l'expérimentation ; S5 = S3 avec réduction de fertilisation ; S6 = arrêt des CI en fin d'expérimentation ; S7 = S3 avec C.I. deux fois moins fréquentes.

Le modèle prédit que l'efficacité des C.I. pour limiter la lixiviation de nitrate s'atténue avec le temps, si la fertilisation azotée est maintenue constante (figure 9).

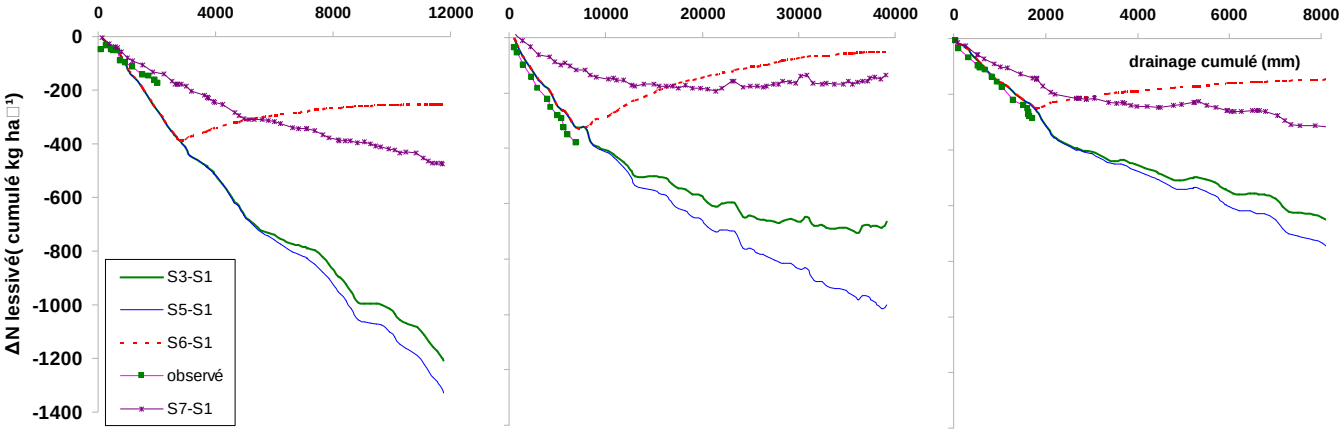

Figure 9 : Simulation et observation de l'abattement du lessivage d'azote (kg N ha^{-1}) en fonction du cumul de drainage (mm) par scénario en différence avec le témoin (cf Figure 8).

Selon le modèle, l'ajustement de la fertilisation est nécessaire pour maintenir l'efficacité des CI vis à vis de la lixiviation d'azote, confirmant l'hypothèse avancée par Berntsen et al. (2006). La

réduction après 15 ans est de 20, 22 et 24 kg N ha^{-1} an^{-1} à Boigneville, Kerlavic et Thibie, respectivement en maintenant des rendements quasi-égaux (3% d'erreur toléré) à ceux du témoin sans C.I.. L'abandon des CI après une quinzaine d'années conduit à lessiver plus d'azote que dans le témoin, à cause de l'accroissement de la minéralisation liée au supplément d'azote organique du sol causé par les CI précédentes. Une réduction de moitié de la fréquence des C.I. conduit à une séquestration deux fois moindre mais une réponse différenciée de l'abattement du lessivage suivant les sites : plus les effets cumulatifs sont importants et plus la courbe s'amortit rapidement. Cette situation s'apparente davantage aux situations réelles, où le sol est seulement couvert pendant les intercultures automnales longues.

3 Impact de pratiques combinées en situation agricole

3.1 Objectifs

L'objectif est de quantifier l'impact de l'application en situation agricole d'un code de bonnes pratiques ou d'un cahier des charges de type « agriculture biologique », sur la concentration nitrique de l'eau de percolation en sortie de zone racinaire. L'application des mesures est souvent non optimale vis-à-vis d'objectifs environnementaux car les décisions intègrent des contraintes supplémentaires à celles des expérimentations en conditions contrôlées. D'autre part, le résultat d'une pratique donnée est fonction du contexte, qui varie dans le temps et l'espace.

La quantification de l'impact porte sur une conduite de référence, à l'aide des mesures *in situ* couplées à un modèle de calcul. La quantification d'un scénario alternatif se base soit sur le même procédé, soit sur une simulation robuste, car étalonnée sur les mesures in situ.

3.2 Matériel et Méthodes

3.2.1 Dispositifs

Divers sites en France ont fait l'objet d'observations in situ dans les années 90-2010, dans différents contexte (Figure 1) : en polyculture - élevage sur les sols limono-sablo-graveleux de la plaine de Bièvre (Bel et al., 1998), sur les sols limoneux profonds ou crayeux des bassins versants de l'Hallue et de l'Herboval en Picardie (Normand et al., 2004), en grande culture sur les sols limoneux profonds ou argilo calcaires ou sableux du bassin de Bruyères (Beaudoin et al., 2005) et en élevage laitier sur la ferme expérimentale de Mirecourt, aux sols argileux hydromorphes ou argilo-calcaires (Burel et al., 2011, annexe). Les sites sont constitués de réseaux de parcelles agricoles dont la conduite est bien caractérisée.

3.2.2 Mesure locale du lessivage

La méthode de mesures *in situ* a varié suivant les sites (Tableau 6). Pour les réseaux de la Plaine de Bièvre et des bassins de Bièvre, Hallue, Herboval, Bruyères, les mesures portent sur le stock d'eau et d'azote minéral du sol par carottage. Associées aux données climatiques, elles sont alors associées au modèle LIXIM, qui calcule le bilan hydrique, la minéralisation de l'azote et le transfert vertical des solutés au pas de temps journalier (Mary *et* al., 1999). L'intérêt de ce modèle est de prendre en compte les données mesurées des stocks d'eau, d'azote minéral pour simuler la lixiviation. La minéralisation et l'absorption d'azote sont calculées par méthode inverse. Pour le

bassin de l'Herboval, ces mesures ont été complétées par des carottages profonds dans la craie. Sur la ferme de Mirecourt, la teneur du nitrate est mesurée dans la solution extraite des bougies poreuses ; le lessivage est calculé par produit avec le drainage estimé par bilan hydrique.

La quantification du lessivage concerne une conduite de référence et une conduite alternative. Pour les réseaux de la Plaine de Bièvre, et les bassins d'Hallue et d'Herboval, des couples de parcelles proches sont comparés, l'une menée de façon conventionnelle et l'autre contractualisée MAE avec réduction d'intrants. Pour le réseaux de Bruyères, la conduite de référence intègre le couple fertilisation raisonnée-CI et l'impact des conduites alternatives est simulé en utilisant au maximum les données de terrain. Sur la ferme de Mirecourt, les mesures se font sur les même sites, d'abord sous conduite conventionnelle raisonnée (10 ans) et après une conversion en agriculture biologique (5 ans) : l'approche est diachronique, intégrant les arrières effets de la première phase et la variabilité temporelle du climat (Burel et al., 2011).

3.2.3 Intégration temporelle et/ou spatiale des flux

Cas général

Les données ont toutes été analysées à l'échelle du site-année puis intégrées de deux façons (Tableau 6). Pour les réseaux de Bièvre, Hallue, Herboval, seule est calculée une moyenne interannuelle arithmétique pondérée par les flux d'eau, sans intégration spatiale. Pour les sites de Bruyères et Mirecourt, l'intégration temporelle puis spatiale et temporelle est effectuée ; la concentration moyenne est le rapport des flux moyens d'azote et d'eau pondérés dans le temps et l'espace. L'approche diachronique des données de Mirecourt a cependant nécessité une analyse particulière.

Cas particulier des données de Mirecourt.

L'examen de chroniques de concentrations en nitrates obtenues sur des sites à bougies poreuses sur des durées suffisamment longues fait surtout apparaître une succession d'événements singuliers, que ce soit en agriculture conventionnelle ou en agriculture biologique (retournements de prairies temporaires, absence longue de couvert hivernal, épisodes climatiques particuliers comme une sécheresse, échec d'une culture avec une pression d'adventices forte qui conduit à multiplier les opérations de travail du sol, modalités différentes de gestion du pâturage selon les prairies se traduisant par des chargements - et donc des pertes en nitrates - très variables, …).

S'appuyant sur ces différentes remarques initiales, on se fixe comme objectif de renseigner l'effet sur la qualité de l'eau (nitrates) de la re-conception de systèmes qui a eu lieu à Mirecourt en 2004. Le domaine expérimental de Mirecourt s'inscrit dans un contexte régional de polyculture élevage, avec des prairies permanentes qui représentent aujourd'hui encore 40% de la SAU, une forte hétérogénéité des sols (allant de sols superficiels argilo-calcaires à des sols profonds argileux) et des contraintes hydriques marquées conduisant soit à de l'hydromorphie sur les sols lourds ou soit à des situations de déficit hydrique dans le cas des sols superficiels. Un certains nombre de choix fondateurs (visant une durabilité agro-environnementale) sont à l'origine du dispositif actuel : configurer des systèmes autonomes (souscrivant au cahier des charges de l'AB) à partir de l'hétérogénéité du territoire et organiser la complémentarité des systèmes au niveau territorial (deux systèmes d'élevage ont donc ainsi été mis en place : un système herbager pur et un système de polyculture-élevage avec des rotations de 6 ou 8 ans incluant des prairies temporaires à base de luzerne - ou non - et des cultures de printemps - ou non - selon les aptitudes des sols).

Pour intégrer les données recueillies sur parcelles à l'échelle du territoire et sur des échelles de temps englobantes, il faut faire des choix de modélisation des systèmes :

En période conventionnelle on distingue la partie de la SAU en prairies permanentes et une sole cultivée recevant fertilisation minérale et organique, calée sur les besoins des animaux (elle

comporte alors une grosse part de maïs qui constitue la variable d'ajustement du système fourrager d'une année sur l'autre, et qui est donc évolutive).

En Agriculture Biologique, on choisit de distinguer les terres cultivées selon qu'elles sont pâturées par les vaches laitières ou par les génisses dans les phases de prairies temporaires de la rotation (parce que le chargement est alors le facteur discriminant).

On est alors capable, en pondérant par les surfaces concernées, d'évaluer globalement la quantité d'azote lessivé sous l'un et l'autre des systèmes.

3.3 Résultats et discussion

3.3.1 L'intégration temporelle

Les observations élémentaires obtenues sur le bassin de Bruyères (8 ans *36 sites) ont été intégrées à l'échelle de la rotation et classées pour trois types de sol principaux (Figure 10). Les résultats montrent l'importance des facteurs croisés "culture" et "sol" sur les variations de la concentration de l'eau de percolation. L'effet du sol est dominant, avec des valeurs moyennes de 31, 51 et 86 mg NO3 L^{-1} dans la conduite observée (Fertilisation raisonnée + CIPAN) pour les limons profonds, marnes et caillasses et sables ou calcaires sableux, respectivement. Les impacts de la nature des cultures ou des CIPAN sont tributaires de l'échelle temporelle : l'amplitude relative, liée à la nature des cultures, passe de 98% à l'échelle annuelle à 52% à l'échelle de la rotation culturale (non présenté). L'abattement relatif permis par les CIPAN passe respectivement de 51% à 23%. La concentration moyenne annuelle montre une relative stabilité, autour de la valeur de 45 mgNO3l-1, malgré de fortes fluctuations interannuelles du drainage.

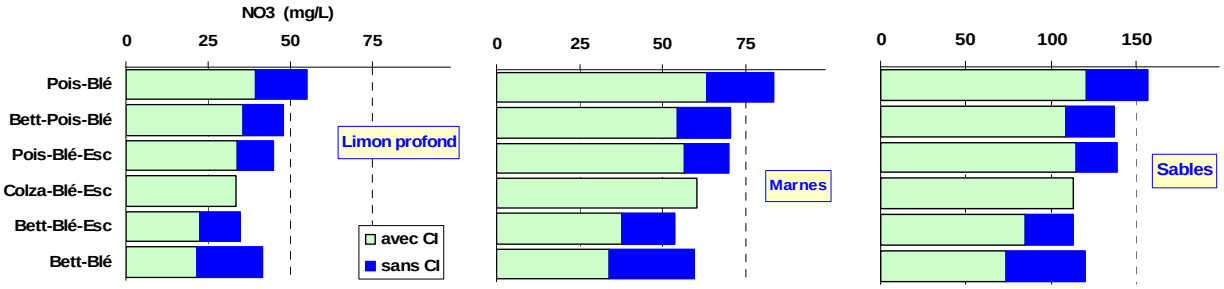

Figure 10 : Teneur en nitrate calculée à l'aide du couple Mesures in situ + LIXIM (avec CI) ou simulée (sans CI) sur les sites du plateau de Bruyères par types de sol et de rotation (source : Beaudoin et al., 2005)

Les mesures effectuées par carottage profond sur le bassin de l'Hallue montrent une forte variabilité des teneurs entre sites en situation conventionnelle alors que les profils verticaux, fruit de l'intégration temporelle, sont assez lissés (Figure 11). La mise en œuvres des MAE permet de baisser à la fois la valeur moyenne et sa dispersion ; cela a été statistiquement mis en évidence par modélisation (Lacroix et al, 2005). Les mesures dans le sous sol ne correspondent pas toujours aux estimations effectuées par le couple mesures+LIXIM, soit à cause de la variabilité locale des stocks de nitrate du sous-sol, soit du fait d'une mauvaise estimation de la profondeur d'absorption par les racines. Cela pose la question des moyens de connaissance à l'échelle régionale de ce paramètre très influent sur le lessivage à long terme (Beaudoin et al., 2008).

L'analyse des teneurs en nitrate mesurées sur des sites à bougies poreuses de la ferme expérimentale de l'INRA de Mirecourt montre aussi un effet significatif de la durée de la couverture automnale du sol, que ce soit en conduite conventionnelle ou agri-biologique.

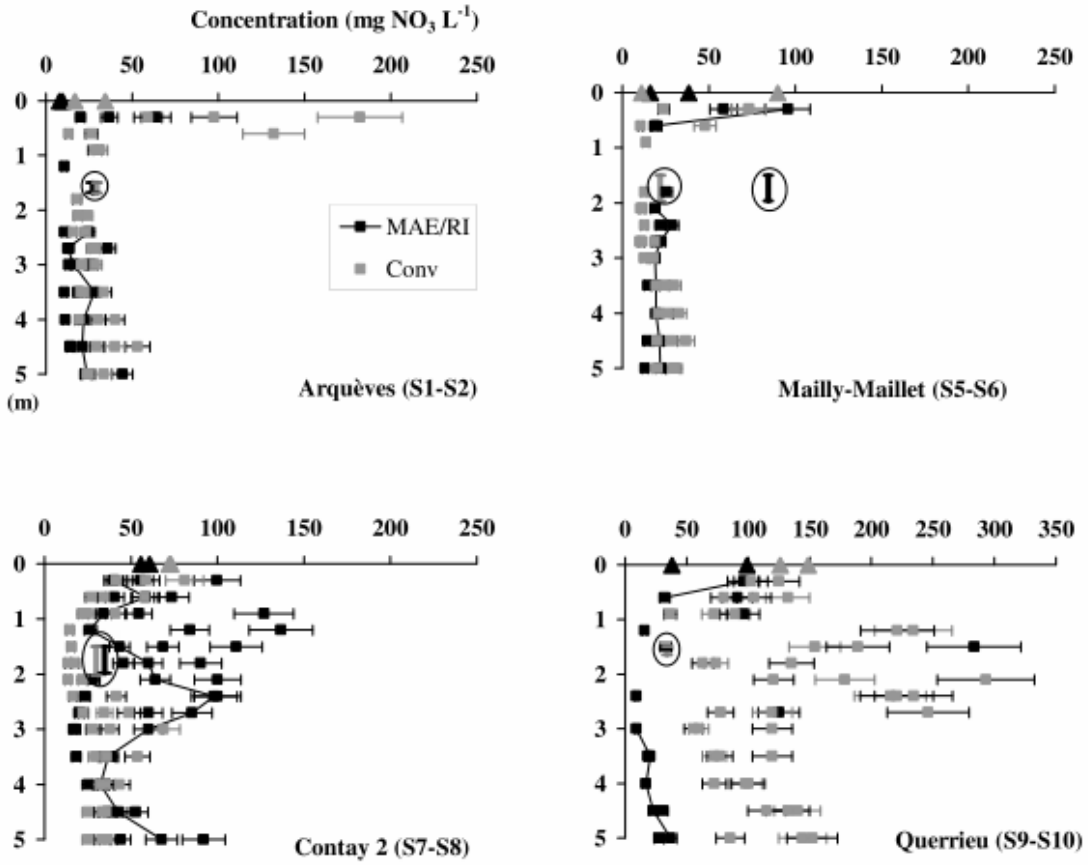

Figure 10 : Teneur en nitrate mesurée sur des couples de parcelles en conduite conventionnelle et MAE sur le bassin de l' Hallue par sondage sur 0-5 m et valeur obtenue des pertes sous racinaire à l'aide du couple Mesures+LIXIM (source : Normand et al., 2006)

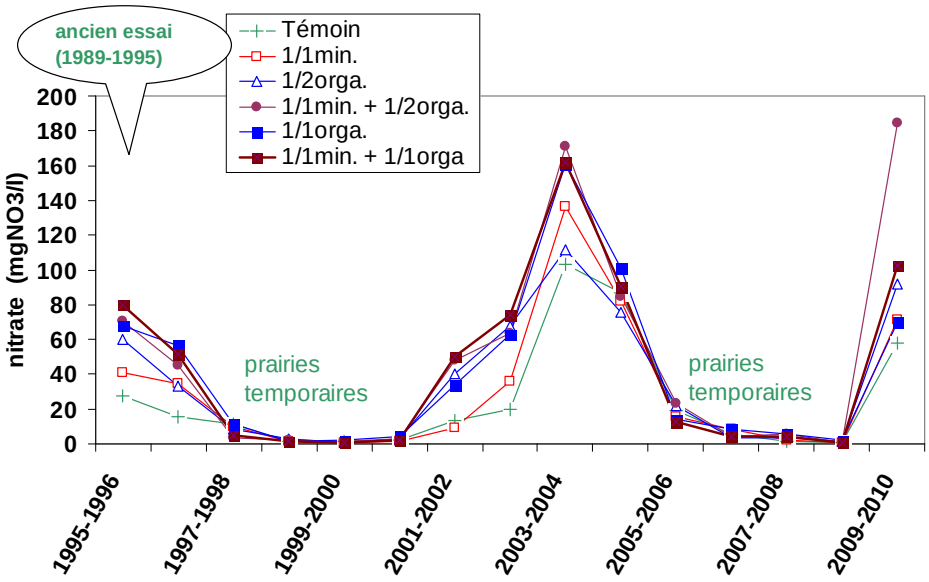

Figure 11 : Arrière effet de la fertilisation sur la teneur en nitrate de bougies poreuses à Mirecourt, avec conversion en agri-bio en 2004 (Burel et al., 2011).

A Mirecourt, la parcelle « collines du Beaufroid » a été subdivisée en 1989 en sous-parcelles différenciées pendant 5 ans par le mode de gestion des effluents organiques et de fertilisation minérale (Figure 11). Les concentrations des eaux de percolation mesurées entre 1995 et 2010 sont encore influencées par cet essai. L'arrière effet de l'essai s'exprime même après 20 ans, dès que le sol est cultivé. La mise en prairie temporaire le masque mais génère un flush de minéralisation à sa destruction (2001 et 2009) ; de même le défaut d'absorption dû à la sécheresse de 2003. L'impact de l'agri-biologique sur les pertes du nitrate dépend de la différence entre minéralisation basale du sol, liée à l'histoire du sol, et du piégeage d'azote tout comme dans les pratiques conventionnelles. Cela montre l'importance de connaître le stock de matière organique minéralisable qui détermine fortement le lessivage à long terme (Beaudoin et al., 2008 ; Constantin et al., 2011).

3.3.2 teneur moyenne pondérée

La teneur moyenne par dispositif des systèmes conventionnels montre une grande variabilité. Elle est fonction du mode d'occupation du sol (prairie/culture) et du niveau d'intensification, tel que l'a montré Gaury (1992). Il existe aussi une forte sensibilité du lessivage au système de culture et au contexte pédo-climatique (Beaudoin et al., 2005). La marge de progrès est généralement grande. L'atteinte de la norme de potabilité de 50 $mgNO_3l^{-1}$ est souvent problématique. Si la pollution nitrique est localement maîtrisable ou maîtrisée, elle ne l'est pas actuellement en général, pour plusieurs raisons (Durant, 2003, Beaudoin, 2006) :

- le caractère aléatoire et la variabilité spatiale des phénomènes liés au cycle de l'azote génèrent des incertitudes sur les préconisations d'azote ;

- les contraintes de revenu et de travail liées à l'organisation de l'exploitation rendent difficilement généralisables les résultats expérimentaux ;

- le caractère diffus, dans le temps et dans l'espace des conséquences des pratiques agricoles sur l'évolution des systèmes (sol - aquifères) rend difficile la responsabilisation des acteurs ;

- les règles économiques favorisent une politique d'assurance et une spécialisation des systèmes de production par région.

Dispositif	mesure référence	mesure scénarios	nb sites *nb ans	Conven-tionnelle.	Dose N raisonnée + CI	Dose N réduite + CI	Agri-biologique
a)							
Plaine de Bièvre	Mesure +LIXIM	idem	4 sites*4 ans	<u>127</u>	<u>95</u>		
BA Picardie	Mesure +LIXIM	Idem, couple de parcelle	8 sites*3 ans	<u>62</u>		<u>44</u>	
b)							
BA Bruyères	Mesure + LIXIM	simulation	36 sites*6 ans	91	<u>56</u>	53	
ferme Mirecourt	Bougies poreuses	Idem, étude diachronique	12 sites.*10 puis 5 ans	<u>18</u>			<u>16</u>

Tableau 6 : Comparaison des teneurs moyennes pondérées dans le temps (a) et l'espace (b) par dispositif pour différents modes de conduite. Les valeurs soulignées sont directement mesurées ; les autres sont simulées (sources : Bel et al., 1998 ; Normand et al., 2004 ; Beaudoin et al., 2005 ; Burel et al., 2011) .

Les résultats obtenus pour la ferme de Mirecourt conduisent à un certain nombre d'observations. D'abord qu'il n'y a pas eu de rupture en termes de fuites de nitrates dans le milieu en 2004 au moment de la conversion à l'Agriculture Biologique même si c'était bien une rupture de pratiques et de logiques ; à cela trois explications peuvent être avancées :

- la latence du milieu avec des arrière-effets non négligeables ;

- des entrées dans les rotations par des retournements de prairies sur certaines parcelles qui tendent à faire monter la moyenne (d'autant que les calculs sont faits après 5 années dans les rotations qui sont toutes des rotations de 6 ou 8 ans et que toutes les parcelles équipées de bougies poreuses ont déjà vu un retournement de prairie qui devrait être lissé sur une durée plus longue) ;

- un système conventionnel qui n'était pas très intensif ce qui atténue la distance entre les deux modes de production ;

- la non-disponibilité de données bougies poreuses sous prairies permanentes depuis la conversion ce qui a conduit à reprendre les résultats obtenus en agriculture conventionnelle alors que les chargements sont moins intenses en AB (Tableau 7).

	Période conventionnelle		Agriculture biologique		
	PP	Sole cultivée	PP	Rotations avec PT pour Vaches Laitières	Rotations avec PT pour Génisses
Surface en ha	160	78	131.5	34.8	71.7
[NO3] en mg/l	8	34	*8*	33	22
N lessivé en kg/ha	5	28	*5*	22	16
Bilan de N lessivé en kg/ha	12.5		10.8		

Tableau 7 : Comparaison des flux et des teneurs par système sur la ferme de Mirecourt. Les données en italique sont extrapolées.

Malgré les surestimations précédemment évoquées, ce système d'agriculture biologique permet d'obtenir un niveau bas de pertes en azote par lessivage tout en mobilisant des sources d'azote moins facile à contrôler qu'en système conventionnel. Les légumineuses sont une obligation agronomique en agriculture biologique et pourraient être sources d'émission de nitrates, non pas pendant leur culture, mais après leur destruction. Les autres maillons faibles de ce mode d'agriculture (du point de vue des nitrates) sont fonction du système de production, et notamment l'importance de l'élevage : la gestion des effluents, le retournements de prairies et la pression de pâturage.

4 Conclusion

Au niveau expérimental et sans changer le système de culture, les CI sont le moyen le plus efficace pour réduire le lessivage du nitrate à long terme, par une limitation de la durée de sol nu. L'effet des CI diminue avec leur fréquence dans la rotation. L'azote épargné par les CI est majoritairement organisé ; sa minéralisation ultérieure implique de réduire la fertilisation. L'introduction de C.I. à long terme représente donc potentiellement un troisième enjeu environnemental : l'économie d'engrais azoté qui entraîne une réduction d'utilisation de carburant fossile.

L'impact de pratiques de prévention combinées sur le lessivage du nitrate a été quantifié en réseau de parcelles. Le couplage de la fertilisation raisonnée et des C.I. avant culture de printemps est nécessaire mais rarement suffisant, même pour assurer la potabilité de l'eau et *a fortiori* pour

améliorer l'état écologique des eaux. Une réduction supplémentaire de dose pourrait prévenir les risques de biais temporel ou spatiaux d'estimation des besoins de la culture ; cette démarche est celle de l'agriculture de précision qui n'a pas été abordée dans ces études.

Plus généralement, une réduction rationnelle des intrants azotés s'avère nécessaire pour limiter le recours à l'énergie fossile et limiter la cascade de l'azote tout en atteignant les objectifs de production. L'agriculture Biologique est un prototype d'agriculture durable. Les systèmes autonomes en N combinent des pratiques qui peuvent limiter intrinsèquement le lessivage du nitrate : i) introduction de N réactif via la culture légumineuse ; ii) recyclage de N issu de la parcelle (la CI joue un rôle d'engrais verts) ; iii) recyclage de N de l'exploitation (effluents compostés). La variabilité de leur impact sur le lessivage est une voie de recherche.

Tous les systèmes de culture requièrent de l'azote et leur optimisation relève de l'intensification écologique. Des recherches sont nécessaires pour évaluer leurs impacts environnementaux en terme de séquestration de carbone et de réduction des émissions de composés azotés réactifs. La réduction de fertilisation diminue les pertes par voie gazeuses; l'impact du non labour à long terme sur les émissions de GES montre une variabilité qui reste à étudier. Il serait utile d'établir des bilans C et N par unité de surface et par unité produits des systèmes raisonnés et alternatifs.

Des transferts de fertilité étant toujours possibles, une gestion différenciée des milieux y compris intra-exploitation est souhaitable. Cela pose la question des outils proposés aux agriculteurs pour assumer une telle démarche (ces outils devant permettre de construire des savoirs, des connaissances autour de leur propre exploitation et non pas seulement des références externes ou des normes). Enfin, il ne faudrait pas oublier dans l'évaluation environnementale des modes de production que la problématique nitrate n'est que l'un des facteurs (qui ne doit pas masquer les questions des produits phytosanitaires, de biodiversité, ou d'énergie). Comparer des systèmes nécessite de replacer la discussion à une échelle plus globale, la question étant aussi celle de la substitution d'azote importé via l'alimentation animale par de l'azote organique local.

5 Remerciements

Nous remercions les gestionnaires de sites de longue durée, ARVALIS Institut du Végétal, la Chambre d'Agriculture du Finistère et l'AREP, les agriculteurs des réseaux de parcelles de l'Hallue, Herboval, Bièvre et Bruyères, les collègues des unités de Laon-Mons et Mirecourt. Nous remercions le PIREN Seine pour le soutien à la finalisation d'études initiées avec l'aide des régions Picardie et Lorraine et des Agences de l'Eau Seine Normandie et Rhin-Meuse.

6 Références

- 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.
- 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., 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.
- Aubry C., Papy F., Capillon A., 1998. Modelling decision-making processes for annual crop management. Agricultural Systems, 56: 45-65.

- Beaudoin N., Saad J., Van Laethem C., Maucorps J., Machet J.M. and Mary B., 2005. Nitrate leaching in intensive arable agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 111, 292-310.
- Beaudoin N, 2006. Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrique d'un aquifère en zone de grande culture. Ph.D. thesis, INA-PG, Paris. 177 pp + annexes
- 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, *European Journal of Agronomy*, 29, 1, 46-57.
- Bel, F., Lacroix, A., Mollard, A., David, C., Beaudoin, N., Mary, B., Vachaud, G., Vauclin, Garino, B. (1998). L'expérience de la Côte-Saint-André : une approche interdisciplinaire, pluri-échelles, multipartenaires. Colloque : "Agriculture et environnement", Société Hydrotechnique de France, Ministère de l'Environnement - Paris (FRA).
- 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.
- 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.
- Burel E., Billen G., Barataud F., Foissy D., Fiorelli J.L., Beaudoin N., (2011) Evaluer la capacité de l'agriculture biologique à préserver ou à restaurer la qualité de l'eau en termes de lixiviation nitrique. Rapport interne PIREN Seine. 39 pp + annexes.
- 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., 2010. Quantification et modélisation du bilan d'azote à long terme: impact des cultures intermédiaires, du semis direct et de la fertilisation réduite. Ph.D. thesis, AgroParisTec, Paris
- Constantin J., Beaudoin N., Laurent F., Cohan J.P., Duyme F., Mary B. (2011). Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. Plant and Soil. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0630-9.
- 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, 183p.
- Durand P., 2003. Hydrologie et qualité des eaux : des bilans aux modèles, réflexions sur l'approche bassin-versant. Mémoire de HDR à l'université de Rennes, 48pp.
- Gaury F., 1992. Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Thèse de Docteur-Ingénieur, ENSA Rennes, 229 pp + annexes.
- 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. http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/webfm_send/439, PIREN-Seine Report 1998-2001.
- 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., 1997. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. Soil Till. Res. 41: 203-219.
- 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.
- Lacroix A., Beaudoin N., Makowski D., 2004. Agricultural Water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability, *Ecological Economics*, 53/1,115-127.
- 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.
- Machet J.M., Dubrulle P., Louis P., 1990. AZOBIL: a computer program for fertilizer N recommendations based on a predictive balance-sheet method. Proc. 1st ESA Congress, Paris, pp.21.
- 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, 1997. Introduction: quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. *In:* Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Lemaire & Nicolardot Ed., INRA Editions, pp 9-24.
- Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soils using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science* , 50, 549-566.

- Mary B., Laurent F., Beaudoin N.,(2002). La gestion durable de la fertilisation azotée; proceedings of the 65th IIRB Congress, 13-14 February 2002; Brussels (B).
- Meynard, J.M., Cerf, M., Guichard, L., Jeuffroy, M.H., Makowski, D., 2002. Which decision support tools for the environmental management of nitrogen ? Agronomie 22: 817-829.
- Murage E.W., Voroney PR., 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., 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.
- 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.
- Normand B., Mary B., Czernichowski I., Beaudoin N., Mouvet C., Bazerque M.F., Groell F. (2004). Programme expérimental de suivi de la qualité de l'eau sur trois bassins versants de Picardie faisant l'objet de mesures agri-environnementales. Rapport de synthèse. 66 p.
- Oorts K., Laurent F., Mary B., Thiebeau P., Labreuche J., Nicolardot B., 2007. Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in Northern France. Soil Till. Res. 94: 441-456.
- 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.
- Sébillotte, 1974. Agronomie et agriculture. Essai d'analyse des tâches de l'agronome. Ch. ORSTOM, ser. Biol., 24,3-25.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Zhu Y., Fox R.H., Toth J.D. (2003) Tillage effects on nitrate leaching measured by pan and wick lysiméters. Soil Sci. Soc. Am. J. 67:1517-1523.