

Evaluer la capacité de l'agriculture biologique à préserver ou à restaurer la qualité de l'eau en termes de lixiviation nitriques

Enguerrand Burel ¹, Gilles Billen ¹, Fabienne Barataud ² *, Damien Foissy ², Jean-Louis Fiorelli ², Nicolas Beaudoin ³

¹ UMR Sisyphe, UPMC/CNRS, Paris 6

² INRA, ASTER, Mirecourt

³ INRA, Unité Agro-Impact, Laon

* Fabienne.Barataud@mirecourt.inra.fr

Ce travail a été effectué avec le soutien financier et dans le cadre du PIREN-Seine et du programme Européen AWARE.

I. Introduction

L'agriculture biologique présente de nombreux intérêts tant d'un point de vue environnemental que pour la santé. Ce système de culture interdit l'utilisation de pesticides et a donc un impact positif sur la biodiversité et sur la qualité des ressources en eaux. Ainsi dans le cadre de la Directive 2000/60/CE l'agriculture biologique apparaît comme un élément de réponse pour une politique pouvant contribuer à un retour à un bon état écologique et chimique de l'eau. Toutefois l'impact de l'agriculture biologique sur les pertes en nitrates et sur l'émission de gaz à effet de serre doit être également pris en compte dans le bilan écologique. Actuellement les déterminants des pertes en nitrates par infiltration en agriculture biologique sont encore mal connus. La bibliographie ne présente pas sur ce sujet de réponse définitive : certaines études suggèrent l'absence d'impact de la conversion en agriculture biologique sur la qualité de l'eau (Bergström, et al. 2008) et d'autres une diminution des pertes en nitrates (Stolze et al 2000). La raison de cette mésentente sur l'impact de l'agriculture biologique semble être déterminée par un contexte d'étude systématiquement différent. Il est même visible que si globalement le lessivage en agriculture biologique est moindre qu'en conventionnel il peut être malgré tout parfois être supérieur (Kelm et al 2008). Pour vérifier cette tendance et en trouver la cause, il est nécessaire d'identifier et d'analyser les déterminants principaux du lessivage en agriculture biologique. A terme cette meilleure connaissance permettra d'améliorer l'efficacité des pratiques en limitant les pertes en nitrates et à optimiser les systèmes de production. La connaissance de l'impact environnemental de l'agriculture biologique pourra également participer à définir sa place dans une politique territoriale visant à réduire les polluants des ressources en eau.

On se propose donc par cette étude d'apporter un nouvel éclairage sur les causes des pertes nitriques par infiltration en agriculture biologique et ce dans un contexte de polyculture-élevage en Lorraine. Le site de Mirecourt est équipé de sites à bougies poreuses permettant ainsi d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur les pertes en nitrates dans le sol. L'analyse de ces données de bougies poreuses a eu pour but d'identifier les principaux déterminants du lessivage des nitrates en agriculture biologique et de comparer le système avant et après conversion. Enfin, afin de disposer à terme d'un outil permettant de tester différents scénarios en agriculture biologique, les performances du modèles STICS ont été évaluées grâce aux données de la ferme expérimentale avant et après conversion.

II. Contexte

A. Caractéristiques du site de Mirecourt

L'installation expérimentale INRA ASTER Mirecourt est située dans la Petite Région Agricole (PRA) du plateau lorrain sud qui constitue l'extrémité orientale du Bassin Parisien. A l'est du plateau lorrain se trouve le massif montagneux des Vosges. Le dispositif expérimental se situe à une altitude de 300 mètres, le relief est faible avec une légère pente (2%) en direction du nord-est.

Le climat est de type océanique à influence continentale, il est qualifié de semi continental, les hivers sont froids et longs, les étés chauds avec des orages fréquents en juillet et août. Les précipitations sont régulièrement réparties au cours de l'année. Sur les 10 dernières années, les températures minimale / moyenne / maximale sont respectivement de -19,2 / 10,1 / 39,1°C, et les précipitations annuelles minimale / moyenne / maximale sont quant à elles de 525,5 / 840,3 / 980,6 mm. Sur les 15 années qui ont servi à l'étude, on distingue quatre années sèches (Figure 1) dont une année de sécheresse exceptionnelle en 2003 (années hydrologiques 2002-2003 et 2003-2004). Le déficit hydrique de l'année hydrologique 2002-2003 s'élève à 89 mm contre 58, 32 et 47 pour les années 2003-2004, 2005-2006 et 1995-1996.

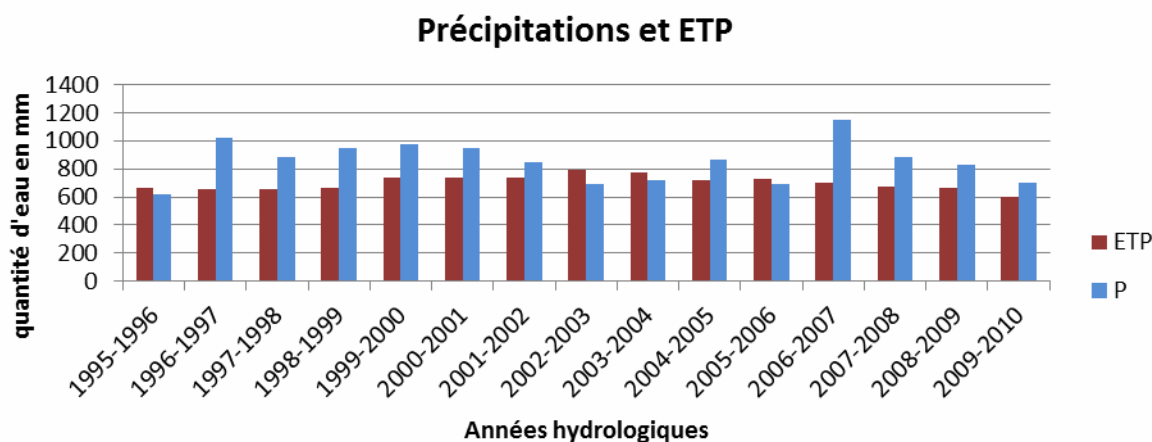


Figure 1 : données climatiques sur l'année hydrologique (du 1 août au 31 juillet) fournies par la station météo de l'INRA de Mirecourt. L'ETP est l'ETP calculée Penman.

La carte pédologique du Domaine (Annexe 1) a été établie en 1962 par le CNRA Versailles, elle a été complétée en 2006 pour un bloc de 50 ha qui est exploité par l'INRA depuis 1993. Sur le domaine, on retrouve principalement deux substratums (marnes calcaires et dolomies) et cinq classes de texture (argile, argile-limoneuse, limons-argileux, limons et limons-sableux). Des sols colluviaux, alluviaux sont présents le long de ruisseaux en bas de pente et représentent moins de 10 ha. Sur les plateaux, on trouve parfois des cailloux de grès de diverses tailles, ce sont ces cailloux que les pédologues du CNRA semblent mentionner sous la dénomination "présence de roche ou pierre indéterminée".

Unité de sol	Surface en ha	Pourcentage de la superficie
Argile sur Dolomie (AD)	33.9	14.4
Argile sur Marne (AM)	48.2	20.5
Argile sur Colluvions (AC)	3.3	1.5
Argilo-limoneux sur Marne (AL-M)	15.5	6.5
Argilo-limoneux sur Dolomie (ALD)	22.4	9.5
Argilo-limoneux sur alluvions (ALF)	4.4	2
Limono-argileux sur Dolomie (LAD)	31.1	13
Limono-argileux sur Marne (LAM)	13.8	6
Limono-argileux sur alluvion LAF)	1.9	1
Limono-sableux sur Marne (LSM)	16.8	7
Limons sur Dolomie (LD)	15.7	6.7
Limons sur Marne (LM)	4.4	2
Limon indéterminé (LX)	5.1	2.2
Limono-argileux indéterminé (LAX)	8.9	3.7
Argilo-limoneux indéterminé (ALX)	2.2	1
Sols non précisés	7.5	3
Total	235.3	100

X : pierre ou roche indéterminée

Tableau 1 : Types de sols présents sur le domaine en superficie et en pourcentage du total.

La répartition des différents types de sols est présentée au Tableau 1, il est à noter que la superficie donnée par la carte des sols diffère légèrement de celle exploitée en raison d'erreurs de géoréférencement du parcellaire.

B. Description de l'occupation des sols 1990-2004

Le domaine est principalement tourné vers l'élevage de bovins laitiers (100 vaches et 350 mâles et génisses), les deux tiers des surfaces sont en prairies permanentes, les cultures assolées sont constituées de maïs fourrager, de blé et d'orge d'hiver (Annexe 2 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Selon les obligations de gel des terres soumises aux évolutions de la PAC sur cette période, quelques hectares de colza alimentaire étaient semés en tête de rotation en remplacement du maïs. La rotation pratiquée variait beaucoup selon les besoins fourragers estimés de l'année à venir (essais alimentaires hivernaux sur le troupeau de vaches laitières et sur le troupeau de bovins mâles à l'engraissement). Ainsi, les surfaces de maïs étaient souvent ajustées pouvant conduire à du "maïs sur maïs" au détriment de la sole de blé : malgré le principe retenu d'une rotation triennale (maïs-blé-orge), plusieurs rotations plus simplifiées co-existaient. Les fumiers de raclage étaient quasi exclusivement épandus sur les surfaces en maïs (sol nus durant la période de production hivernale), et les fumiers pailleux étaient épandus sur les surfaces de maïs et, après compostage, sur les prairies permanentes hors du périmètre réservé aux vaches laitières.

C. Systèmes biologiques à partir de septembre 2004

La prise en compte des potentialités du milieu a été déterminante pour la construction des systèmes de culture. Ainsi, les potentialités agronomiques de chaque parcelle ont été déterminées par expertise selon un arbre décisionnel reposant sur les aptitudes à la mise en culture, à la culture de luzerne et au ressuyage du sol en sortie d'hiver pour implanter des cultures de printemps (Figure 2). Une des volontés était d'instruire l'autonomie en fourrage et en paille au sein d'un petit territoire entre exploitations. Pour cela, deux systèmes de production laitiers biologiques (garant de la non utilisation d'intrants de synthèse) ont été conçus au sein du territoire initial du Domaine du Joly : le premier uniquement à base d'herbe (SH) est constitué de 37 VL et le renouvellement sur 79.5 ha de prairies permanentes alors que le second (SPCE) est constitué de 60 VL et le renouvellement sur 51.4 ha de PP, et 110 ha de terres assolées. Le SH n'a pas de terres cultivées, il atteint son autonomie en fourrage et en paille grâce au SPCE qui lui échange contre des déjections animales, ce qui permet de limiter les transferts d'éléments minéraux. Les bilans fourragers ont servi à déterminer les cultures

à mettre en place ainsi que la longueur des rotations. Les autres critères pris en compte étaient les bilans massiques à l'échelle des territoires et de grands principes agronomiques : intégration de légumineuses pour l'azote (en tête de rotation ou en association), alternance de cultures annuels et pluriannuelles pour gestion adventices et MO, et alternance de cultures d'automne et de printemps lorsque c'est possible (gestion des adventices).

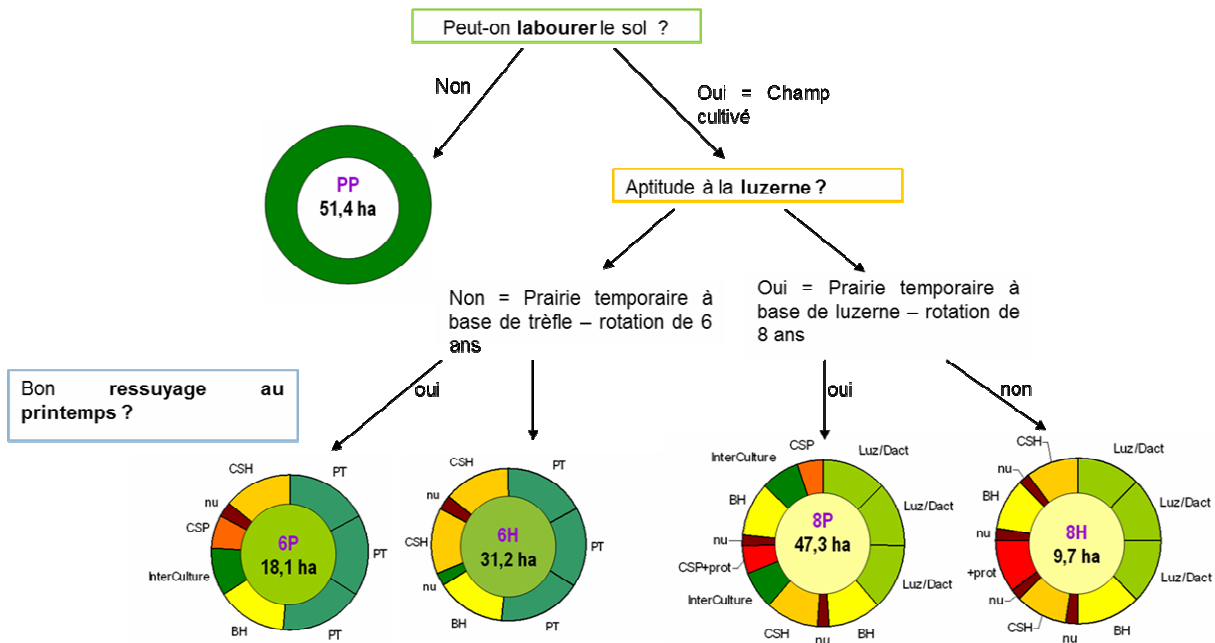


Figure 2 : Règles décisionnelles pour affecter les systèmes de culture à chaque parcelle.

Le délai avant retour de la tête de rotation a été fixé à 3 ans pour les prairies à base de trèfle et à 5 ans pour les prairies à base de luzerne. Puis les déterminants présentés au paragraphe précédent ont permis d'établir 4 rotations, chaque parcelle a été rattachée à l'une d'elle, et ne peut en changer. Deux rotations sont d'une durée de 6 ans, et débutent par des prairies temporaires à base de trèfles et de graminées, l'une d'elles comprend une culture annuelle de printemps et l'autre uniquement des cultures annuelles d'hiver. Les deux autres rotations sont d'une durée de 8 ans et débutent par des prairies temporaires à base de luzerne et de graminées. L'une comprend une culture annuelle de printemps et l'autre uniquement des cultures annuelles d'hiver. Une carte générale des rotations est présentée en annexe 3.

D. Les contraintes fonctionnelles, agronomiques et environnementales

D'un point de vue fonctionnel, les prairies permanentes et assolées les plus proches de la ferme sont réservées aux vaches laitières (distance aux bâtiments inférieure à 1200 m). Les besoins en paille pour le troupeau sont très importants ce qui fait que les cultures annuelles sont uniquement des céréales à paille. Ainsi, l'intégration de protéagineux à grains dans les rotations culturales -pour équilibrer les rations alimentaires des troupeaux- se fait en association avec une céréale. L'ordre de succession des cultures dans chacune des rotations prend en compte des critères agronomiques et environnementaux. Ainsi le blé (Figure 4) exigeant en azote et principale culture de vente est placé derrière les cultures à forts reliquats en azote (prairies, légumineuses à grains associées à une céréale). Tandis que les céréales moins exigeantes en azote et dites secondaires viennent après le blé et se succèdent parfois à elles-mêmes. Le choix des céréales secondaires se fait selon les besoins en paille (triticale, seigle) et les besoins en concentrés pour le troupeau (épeautre, orge...). Les sols sont systématiquement couverts par une interculture avant une culture de printemps, les couverts végétaux utilisés sont multi-espèces et gélifs à de faibles températures afin de limiter les interventions culturales pour leur destruction. Pour des raisons d'économie d'énergie et de préservation de la fertilité des sols, le labour est utilisé avec parcimonie : il est systématique pour détruire une prairie, ensuite selon la durée de la rotation et le salissement des parcelles, un ou deux labours seulement seront envisagés.

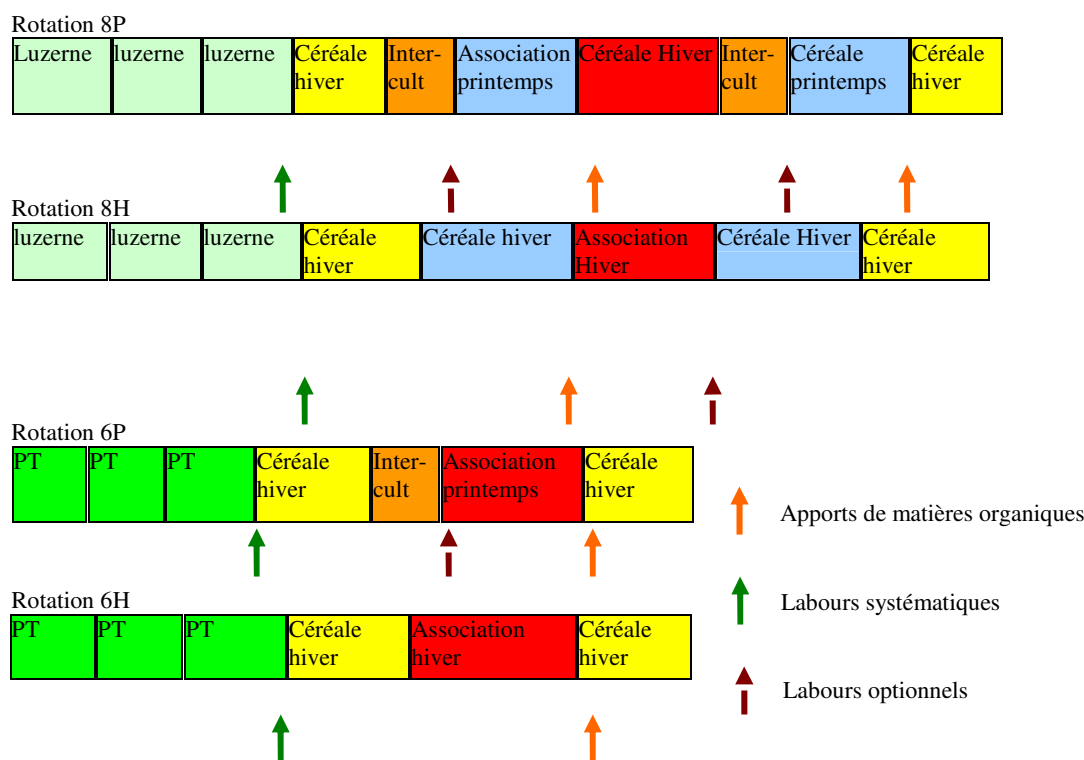


Figure 3 : Gestion du labour dans les rotation en agriculture biologique.

Les apports de matière organique sont réservés aux fins de rotation en raison des fortes restitutions en azote et matière organique des prairies assolées. Un apport a lieu pour le deuxième blé et la dernière année de cultures. Les apports sur prairies permanentes ont lieu seulement sur les parcelles ayant un fort degré de fauche, à condition qu'il n'y ait pas d'interdictions réglementaires telles que la présence de cours d'eau ou d'habitations à proximité.

E. Dispositifs de suivi de la qualité de l'eau

Plusieurs dispositifs sont mobilisés pour suivre les teneurs en azote de l'eau (nitrates), le premier est inclus dans le dispositif d'évaluation de la fertilité des sols et du cycle des éléments minéraux installé au sein de 73 zones de sols homogènes de 900 m² dites "zones de fertilité"(Annexe 4). Des observations y sont réalisées à savoir rendement, adventices, maladies, densité de peuplement et composantes du rendement, reliquat azote en début d'hiver, analyses de sols physico-chimiques (périodicité de 4 ans depuis 2006).

Ces différents sites présentent une sensibilité variable aux conditions climatiques. Notamment le déficit hydrique a un impact qui varie en fonction des sols sur les sites à BP. En effet sur les sites de la Justice les sols ont des tendances à l'hydromorphie. C'est ce que l'on observe en prenant le nombre de jour de stress en eau où la réserve en eau a atteint la réserve difficilement utilisable du sol (valeurs établies sur la base d'un bilan hydrique journalier). Les sites de la justice sont ainsi significativement moins sensibles aux stress hydriques (tableau 2).

CB2		Justice		APP	
moyenne	écart-type	moyenne	écart-type	moyenne	écart-type
63	2	48	7	66	4

Tableau 2 : nombre de jours moyen sur l'année où le stock en eau du sol atteint la RDU. L'abréviation APP correspond aux anciennes prairies permanentes. Données reprises de 1995 à 2010 sur des valeurs calculées à la journée.

Les anciens dispositifs de suivi des flux de nitrates - bougies poreuses, drains- utilisés à l'origine dans le cadre d'expérimentations sur les matières organiques sont également mobilisés, ce sont eux que nous utilisons dans cette étude. Nous avons disposé de 14 sites à bougies poreuses répartis dans 3 types de sols, et

les suivis concernent 3 rotations sur quatre pour notre étude. Certains sites à bougies poreuses sont implantés dans des parcelles drainées dont les flux d'eau et d'azote sont également mesurés.

Le pas de temps des prélèvements dans les bougies poreuses est bimensuel, et les analyses concernent les nitrates. Les flux d'eaux dans les drains sont enregistrés en continu sur un pas de temps de 5 mn et sont sommés quotidiennement. Une aliquote d'eau de drainage (quelques mm) est recueillie en continu dans un réservoir et un échantillon est prélevé dans ce réservoir chaque quinzaine pour analyse en nitrates.

III. Matériels et méthode

L'analyse des données des sites à bougies poreuses de Mirecourt a nécessité l'aide de différents outils mais a également nécessité le calcul d'un certain nombre de variables non mesurées. Ces variables calculées et les valeurs attribuées par défaut ont nécessité une réflexion sur les approximations qu'elles sous entendaient.

A. Choix liés à l'étude

1. Description des échelles spatiale et temporelle

L'étude se limite aux sites du domaine expérimental équipés de bougies poreuses. Ces sites sont les sites « Collines du Beaufroid 2 » (CB2), « Justices » et Etang 2 (APP pour anciennes prairies permanentes) Pour simplifier l'analyse des données, l'ensemble des données a été rapporté aux sites à bougies poreuses. Ainsi les données à la parcelle et celles concernant la partie de la parcelle des sites à bougies poreuses sont considérées comme homogènes.

L'analyse se déroule de l'année 1995 à l'année 2010 Sur les sites à bougies poreuses des données sont disponibles depuis 1989, cependant notre étude débute à l'année 1995, année pour laquelle les données des itinéraires techniques deviennent disponibles dans la base de données ASTER-IX.

2. Le choix du modèle et son paramétrage

La modélisation de l'agriculture biologique présente un intérêt particulier pour le test de différents scénarios. Néanmoins les conditions de culture particulières en agriculture biologique nécessitent une réflexion sur l'utilisation d'un modèle adapté. De même il est nécessaire d'avoir une réflexion sur la manière d'intégrer certaines pratiques non prises en compte par le modèle et de pallier au manque de données.

a. STICS

Le modèle STICS ou Simulateur MULTIdisciplinaire pour les Cultures Standard est un modèle fonctionnel déterministe à pas de temps journalier (Brisson et Mary 2002, Brisson & al. 2003). Il a été développé par l'INRA à partir de 1996 dans le but d'être un modèle générique. Il a donc vocation de simuler l'ensemble des grandes cultures. Le modèle est également capable de simuler annuellement ou pluri-annuellement en enchaînant les simulations. Il lui est possible aussi de simuler les cultures associées, par exemple le pois-orge utilisé en agriculture biologique.

Le modèle, par sa robustesse et la généralité de son paramétrage présente les caractéristiques nécessaires à la simulation de l'agriculture biologique. Il pourrait à terme devenir un outil permettant de prévoir l'impact d'une conversion en culture biologique sur les variables environnementales et agronomiques mais aussi d'améliorer la connaissance des systèmes en agriculture biologique. Toutefois ces performances dans ce type de système restent à déterminer et nécessitent une évaluation des performances afin de cibler les points du modèle à améliorer. La version qui a servi à l'étude est la version 6.9.

b. Les choix de paramétrage

Ici le but ayant été d'évaluer l'état initial du modèle, la calibration de certains modules n'a pas été envisagée. Il a donc fallu faire un certain nombre de choix de paramétrage par défaut.

i. Les fichiers plantes

Deux problèmes se sont posés lors du paramétrage du fichier plante : la gestion des cultures associées et la gestion des espèces (et variétés) non paramétrées dans STICS. Pour ce qui est du choix des fichiers plantes, le paramétrage de ces fichiers ne faisant pas partie des objectifs de l'évaluation de STICS, des fichiers par défaut ont été retenus (tableau 3).

Culture à renseigner	Fichier plante utilisé
<i>Triticale de printemps</i>	Orge de printemps
<i>Triticale d'hiver</i>	Blé d'hiver
<i>Cultures intermédiaires</i>	Prairie
<i>Seigle</i>	Blé d'hiver
<i>Epeautre</i>	Blé d'hiver

Tableau 3 : Fichiers plante utilisés par défaut pour les cultures non paramétrées.

L'implantation de cultures intermédiaires associant plus de trois espèces a posé un problème au niveau pour la simulation de l'interculture. Pour répondre à ce problème, la solution qui a paru la plus accessible et pertinente a été celle de prendre le fichier plante prairie pour remplacer cette association. En effet ce fichier plante a été paramétré sur des simulations intégrant des associations d'espèces. La simulation du rendement n'étant pas ici l'objectif, cela a semblé plus adéquat que de prendre une culture intermédiaire déjà paramétrée tel que la moutarde. Les prairies temporaires et permanentes ont, quant à elles, été paramétrées dans STICS et validées sur une ancienne version de STICS (Rugé, Novak et Granger 2006). En dehors de la prairie et des cultures intermédiaires sur les 14 ans simulés, seuls une année sur les sites des Collines du Beaufroid 2 présentait des cultures associées. La structure des fichiers pour les cultures associées sous STICS réclamant un travail plus important, il a été décidé de considérer cette culture associée comme une prairie. Cette substitution n'ayant pas pour but une simulation objective du développement de la culture sur cette période mais de limiter l'impact de ce choix sur les simulations suivantes.

ii. Restitutions de fin de culture et pâturage

Dans un contexte de polyculture-élevage toute la récolte est exportée. Ainsi cette exportation a été paramétrée dans STICS. Cependant ce choix a une répercussion sur l'enchaînement des simulations par le modèle : les cultures intermédiaires sont également récoltées. La conséquence attendue étant un appauvrissement du pool d'azote du sol et donc une sous-estimation du lessivage et du rendement à terme.

Le pâturage n'a pas été intégré au niveau des simulations. En effet le modèle ne prend pas directement en compte ce paramètre. La complexité de l'effet du pâturage sur les parcelles étant difficile à intégrer dans le modèle actuellement, il a été donc considéré que les restitutions étaient égales à la consommation. De cette manière à l'échelle de la simulation les exportations ou importations au pâturage sont considérées comme négligeables. A terme une solution serait d'entrer le pâturage dans le module technique de STICS comme une fauche journalière et les restitutions comme autant de fertilisations. La fertilisation serait donc différenciée entre les pissats et fèces pour l'efficacité d'utilisation de l'azote des restitutions, valeurs déjà disponibles dans le modèle.

iii. Unités de simulation

Elles représentent une situation de simulation associée à un ensemble de paramètres : un sol, des dates de début et de fin, des initialisations, des données climatiques et des données techniques. Ici elles ont débuté au début du semis jusqu'à la date précédent le semis suivant. Seuls 5 sites ont été choisis pour les simulations : trois sites de la parcelle des Collines du Beaufroid 2 (BP19, BP19B, BP29), un site de la Justice (BP17) et un site des anciennes prairies permanentes (BP25). Les unités de simulations de ces 5 sites sont enchaînées pour que des valeurs initiales soient fournies grâce à la simulation continue. Soulignons que les deux premières années de simulation servent à l'initialisation de ces valeurs, en particulier pour ce qui est des valeurs de reliquats azotés.

B. Les grandeurs étudiées : mesures et calculs

Le choix des données à analyser s'est porté sur celles qui étaient pertinentes tant pour la comparaison avec les sorties du modèle STICS que pour l'analyse des déterminants des pertes en azote nitrique par infiltration profonde.

1. Les variables mesurées et gestion des valeurs par défaut

Afin d'avoir une base de donnée fonctionnelle et fiable pour le modèle il a fallu renseigner les paramètres avec un maximum de valeurs observées. Néanmoins certaines des valeurs nécessaires étant manquantes, il a fallu définir des règles d'attribution de valeurs par défaut.

a. Données climatiques

Les données climatiques sont extraites de la base de données Climatik d'Agroclim. Les données proviennent d'une station de l'INRA basée à Mirecourt au lieu-dit « Le Joly » situé à la longitude 6,13, une latitude de 48,3 et à une altitude de 289.

Variable	unité	Description
Rayonnement global	J/cm ²	Rayonnement global journalier mesuré avec un Pyranomètre cumul de 0-24h
Précipitations	mm	Précipitations journalières mesurées avec un pluviomètre ou un pluviographe sur des cumuls de 6h
Température minimale	C°	Température minimale journalière mesurée sous abri
Température maximale	C°	Température maximale journalière mesurée sous abri
Humidité moyenne	%	humidité moyenne journalière mesurée par un hygromètre sur 24h
Vitesse moyenne du vent	m/s	vitesse moyenne journalière du vent mesurée par un anémomètre fixé à 10 m

Tableau 4 : Table des variables climatiques observées. Source site agroclim

Les variables n'ayant pas été observées ont dû être recalculées en particulier l'ETP et l'ETR.

b. Variables liées au sol

i. Variables descriptives du sol

Initialement les données sur le sol venaient de relevés d'analyse sur des horizons observés (Annexe 5). La quantité de cailloux du sol a été estimée négligeable sur les sols des sites à bougies poreuses (5% dans les sols les plus caillouteux). Pour l'estimation de la capacité au champ les valeurs médianes des teneurs en eau en entrée et sortie d'hiver sont issues de mesures sur échantillons de 1993 à 1996. La variabilité interannuelle de ces valeurs pendant ces deux périodes semble stable et suffisamment fiable pour établir la capacité au champ. Ces mesures ont été faites sur une profondeur de 0 à 80-100 cm et tous les 20 cm. Les teneurs étaient exprimées comme une teneur massique de terre fraîche. Celle-ci a dû donc être rapportée à la terre sèche :

$$HCC_{ts} = 100 \times HCC_{tf} / (100 - HCC_{tf})$$

Les valeurs de densité apparente ont été reprises de celles qui figuraient sur les relevés de reliquats. Ces densités apparentes ont servi de base pour le calcul des autres valeurs liées au sol telles que la teneur en eau ou la réserve utile. Les valeurs de reliquats quant à elles manquaient de fiabilité. En effet les échantillons ayant servi aux analyses n'ont pas eu des conditions de stockage idéales, les valeurs ne peuvent pas être considérées comme sûres. Seules quelques valeurs fiables de reliquats étaient disponibles pour les sites à bougies poreuses des anciennes prairies permanentes et deux sites de la justice (16 et 17) de 2006 à 2008. Cependant leur utilité était de renseigner le modèle STICS pour initialiser les simulations. Ainsi il a fallu tout de même donner des valeurs par défaut en reprenant les valeurs médianes en entrée et sortie d'hiver. Pour corriger les valeurs, les deux premières années de simulations ont servi à initialiser les valeurs par simulation continue.

ii. Profil racinaire

Les profondeurs maximales d'enracinement ont été établies à dire d'expert en prenant comme référence des relevés de profil racinaire (Tableau 7).

Site	valeurs observées	obstarac
BP18	pas de données au delà de 60 cm	100
BP25	120 cm	120
BP26	Pas de données	100
BP19	1 m	100
BP19B	Pas de données	100
BP20	65 cm et rare jusqu'à 90 cm	100
BP20B	85 cm	100
BP29	Pas de données	100
BP30	Pas de données	100
BP16	120 cm	120
BP17	125 cm	120
BP36	90 cm et rare jusqu'à 140 cm	120
BP37	Pas de données	120
BP38	85 cm	120
BP39	80 cm et racines rares jusqu'à 160 cm	120

Tableau 5 : Profondeurs maximales d'enracinement. *obstarac* (nom du paramètre du modèle STICS) ou profondeur maximale d'enracinement est exprimé en cm.

Parfois malgré la disponibilité de certaines informations observées, comme pour le site de BP18, les profondeurs d'enracinement ont été ajustées afin de correspondre à des valeurs plus probables ; ces observations dépendant du type de culture en présence au moment du relevé ainsi que des conditions climatiques. Ces profondeurs d'enracinement maximales ont servi de base au calcul de la réserve utile mais aussi à renseigner le paramètre *obstarac* de STICS.

iii. Azote du sol

Les teneurs en azote organique du premier horizon ont été reprises de relevés de 1993 à 2002.

Site	Norg	Corg	Epaisseur	Date
<i>BP18</i>	0,190	1,24	30	avr-90
<i>BP25</i>	0,23	1,48	30	févr-93
<i>BP26</i>	0,170	1,32	25	juin-93
<i>BP19</i>	0,130	1,15	30	avr-90
<i>BP19B</i>	0,170	1,48	25	janv-91
<i>BP20</i>	0,170	1,58	30	01/04/1990
<i>BP20B</i>	0,170	1,33	35	janv-91
<i>BP29</i>	0,130	1,14	25	03/08/2001
<i>BP30</i>	0,136	1,07	25	03/08/2001
<i>BP 16</i>	0,160	1,39	30	01/04/1990
<i>BP 38</i>	0,170	1,38	25	03/08/2001
<i>BP 17</i>	0,170	1,16	30	22/05/1990
<i>BP 37</i>	0,155	1,28	25	2002
<i>BP 39</i>	0,151	1,28	25	03/08/2001

Tableau 6 : Azote organique (*Norg*) et carbone organique (*Corg*) du sol exprimé en % pondéral de terre fine. L'épaisseur est exprimé en cm.

Sur les parcelles ayant eu deux analyses d'azote organique on observe un écart maximum de 0,0179 (en % de terre fine) entre 1990 et 2001, correspondant au site BP19. Cette variation est considérée comme négligeable.

iv. Système de drains

Les sites de la Justice disposent d'un système de drain, le sol de ces parcelles ayant des tendances à l'hydromorphie. Pour renseigner STICS il a donc fallu entrer dans le modèle les paramètres descriptifs du dispositif

Sites	profondeur des drains en cm	Ecartement des drains en m
<i>BP39</i>	100	1000
<i>BP38</i>	115	3800
<i>BP16</i>	120	2000
<i>BP17</i>	127	3000
<i>BP37</i>	122	2000

Tableau 7 : Données descriptives du dispositif de drainage des sites à bougies poreuses de la Justice.

Les quantités d'eau drainée ont également ajoutées aux données de validation du modèle pour tester le paramétrage des valeurs liées au module infiltration et macroporosité de STICS.

c. Cultures et pratiques culturales

Les données sont issues de deux bases de données et de relevés d'expérimentations : la base de donnée Aladin et la base de données ASTER-IX. Ces deux bases de données regroupent les données de l'itinéraire technique.

v. La fertilisation

L'ensemble des données sur la fertilisation minérale est tiré directement de la base de données. Toutes les fertilisations ont été faites avec une solution de nitrate d'ammonium concentrée à 33,5 à 34,5 %. En revanche pour la fertilisation organique seulement 9 sur 52 de ces fertilisants ont été analysés sur les teneurs en éléments recherchés. Ainsi il a fallu établir des valeurs par défaut pour les propriétés des fertilisants nécessaires à STICS et à l'analyse des données (Annexe 6).

L'écart d'un type de fertilisant à un autre et pour chaque variable est assez stable. Il n'a pas été possible de diminuer la variabilité de ces valeurs en attribuant une sous-classification des fertilisants par rapport à d'autres paramètres. Cependant on observe un écart non négligeable sur certaines valeurs et notamment sur l'apport total en azote. En prenant une fertilisation moyenne sur les fertilisations pour lesquelles il n'y a pas d'analyse, il y a un écart moyen de 21 kgN/ha. Cette variation pourrait avoir une incidence sur la qualité des simulations et particulièrement après conversion en agriculture biologique. Néanmoins si cet écart à la valeur réelle a une incidence sur les simulations celle-ci peut être observée par un décrochement des valeurs simulées par rapport au observées après la date de fertilisation. Sur l'analyse des données cela pourrait limiter l'efficacité des régressions sur la fertilisation organique.

vi. Travail du sol

Les différentes opérations du travail du sol ont été extraites de la base de données technique dans ASTER-IX. Certaines données manquantes de profondeur de travail ont dues être retrouvées en y associant le type de machine et la nature du travail effectué. Concernant les labours, la profondeur de travail était de 30 cm avant conversion. Cette profondeur a été diminuée à 15-20 centimètres après conversion.

Action	Profondeur en cm	Ecart-type	Nb
<i>binage</i>	5	0	11
<i>déchaumage</i>	8	2	54
<i>désherbage</i>	3	1	13
<i>hersage</i>	7	1	50
<i>labour</i>	26	6	59

Tableau 8 : Travaux du sol sur les sites à BP sur les 15 années analysées. Seul le roulage n’a pas été ajouté au tableau, ce dernier n’ayant pas d’utilité dans notre étude.

En dehors du labour les autres travaux ont des profondeurs de travail comprises globalement entre 2 à 12 cm maximum. Après conversion le travail du sol est plus superficiel mais le nombre d’interventions a également augmenté (Tableau 9).

vii. Les semis

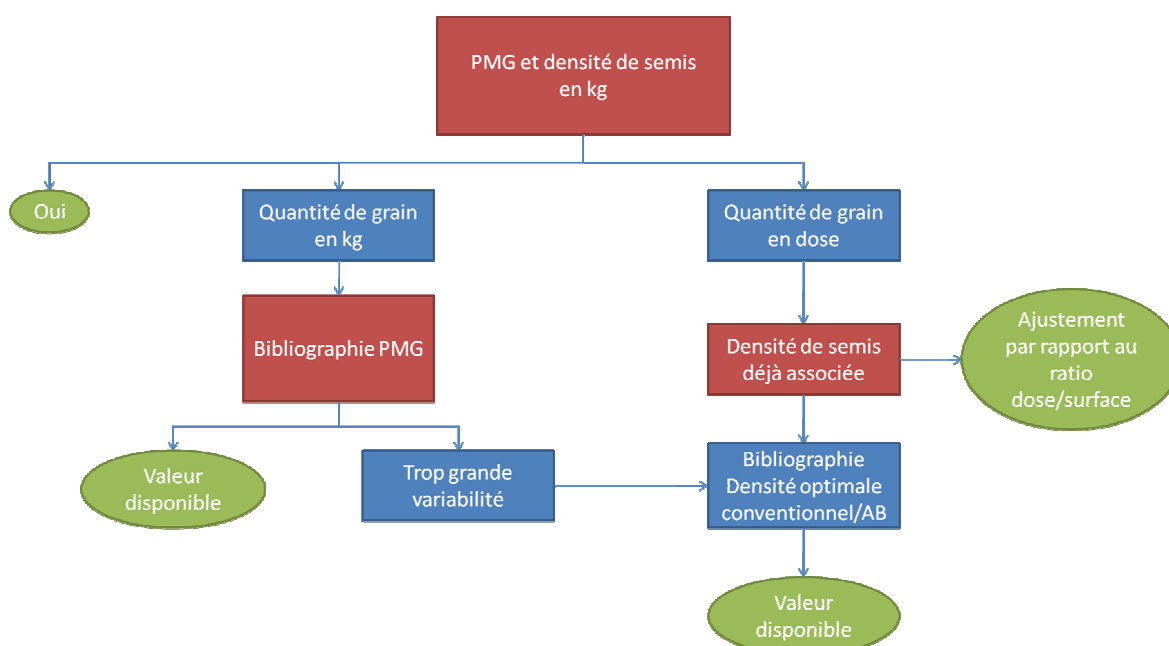


Figure 4 : Organigramme des choix de valeurs par défaut pour le calcul des densités de semis. PMG correspond au Poids de Mille Grains.

Concernant les semis, les dates de semis, l’espèce et la variété semée étaient disponibles systématiquement pour toutes les années concernées par l’analyse et les simulations. Il a fallu néanmoins calculer dans la majorité des cas les densités de semis qui n’étaient pas toujours disponibles. Pour cela il a fallu appliquer une méthode de travail pour obtenir des valeurs les plus fiables possibles en fonction des données disponibles.

Espèces	Valeur	Référence
Colza	Densité de semis	Fiches techniques grande cultures : Colza. Agridea, 2007
Orge de printemps	Densité de semis	Fiches techniques grande cultures : Orge de printemps. Agridea, 2006
Fenugrec, Nyger	PMG	Fiches techniques. Partner-sem, 2010
Fétuque élevée, Lotier, Luzerne	PMG	Les prairies multi-espèces : guide pratique. Chambre d'agriculture Pays de Loire, 2007
Moutarde fourragère, Nyger, Tournesol, Trèfle, Vesce	PMG	Caractéristiques des principales cultures intermédiaires: références disponible pour la région Poitou-Charentes. S. Minette. 2009
Orge d'hiver	PMG	Fiche technique : orge d'hiver. Momont, 2009

Tableau 9 : Table des références utilisées pour les valeurs nécessaires au calcul des densités de semis.

Le choix des valeurs servant au calcul s'est fait suivant le degré de fiabilité de celles-ci (Figure 6). En priorité les valeurs observées ont été privilégiées. Lorsque la donnée était disponible, les valeurs calculées ont été ajustées entre la valeur de densité prévue et la densité effective. Les approximations qui ont été faites sur la variable d'entrée des densités de semis du modèle STICS n'ont qu'un impact limité sur les résultats des simulations : ce paramètre est assez peu sensible.

viii. Le rendement

a) Calcul du rendement en matière sèche

Afin d'uniformiser les unités de rendement les mesures sont présentées en tonnes de matière sèche par hectare. Pour cela il a fallu établir des teneurs en matière sèche par défaut lorsque celles-ci n'étaient pas associées au rendement. Ce problème n'a été rencontré que pour la teneur en eau de la paille et du grain.

Produit	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Minimum	Maximum	Nb de mesures
Grain	88,5	89,0	7,1	88,3	100,0	140
Paille	80,2	85,0	14,2	43,6	100,0	97

Tableau 10 : Teneurs moyennes et médianes de matière sèche du rendement grain et paille sur les points de fertilisation.

Les valeurs médianes ont été reprises plutôt que les moyennes pour éviter des soucis de dépendance aux valeurs trop élevées (Tableau 10).

b) Le cas des Collines du Beaufroid 2

Les rendements attribués aux sites à bougies poreuses sont majoritairement des mesures à la parcelle à l'exception des Collines du Beaufroid 2 pour lesquels la surface représenté par les sites ne correspondent pas à la parcelle. En effet sur ce site la récolte se fait sur l'intégralité de la parcelle qui comprend tous les sites à bougies poreuses. Il a donc fallu recalculer le rendement sur la surface correspondant aux bougies poreuses. Pour cela avant 2004 il existe des mesures annuelles de rendement à la parcelle et des rendements placette correspondant cette fois aux surfaces reliées aux sites à bougies poreuses.

Sites	rdt parcelle	rdt placette	surface	rdt pccette- rdt pccelle	Ecart-type sur différence	Nb de mesures
BP16	5,9	8,2	4,9	2,3	2,9	5
BP17	6,8	8,5	3,2	1,7	1,2	3
BP37	2,5	3,2	2,0	0,7	1,1	9

<i>BP38</i>	2,4	5,4	1,4	3,0	6,8	11
-------------	-----	-----	-----	-----	-----	----

Tableau 11 : Comparatif des rendements moyens à la parcelle et sur une moyenne de 5 à 7 placettes sur le rendement grain. Les différentes valeurs présentées sont des moyennes sur le nombre de mesures de la dernière colonne du tableau.

La variation entre le rendement mesuré à la parcelle et le rendement placette n'est pas négligeable (Tableau 11). Cette surestimation peut dépasser les 3 tonnes par hectare. Cela remet en cause les conclusions qui pourraient être tirées sur les rendements placettes et donc en particulier sur les rendements des sites des Collines du Beaufroid 2. Les mesures à la parcelle ont donc été choisies préférentiellement aux rendements placettes. Néanmoins pour les Collines du Beaufroid 2 pour éviter que les rendements soient surestimés il a été nécessaire d'ajuster les coefficients calculés pour déduire le rendement sur les sites à bougies poreuses. En effet en calculant un coefficient d'adaptation du rendement parcelle en rendement sur les sites à bougies poreuses, la surestimation des rendements sera proportionnellement la même après conversion. Afin d'éviter cette forte surestimation des valeurs, les mesures de rendement placette servent donc uniquement à établir un coefficient de conversion par rapport à un rendement parcelle calculé. Les valeurs de rendement placettes surestimées sont alors ajustées à des valeurs plus proches de la réalité. Pour calculer le rendement parcelle à partir des rendements placette il a fallu ajuster la valeur de rendement par rapport à la surface des sites à BP pour des rendements exprimés en tMS/ha :

$$\text{Rendement parcelle} = \sum(\text{rendement site à BP} \times \text{surface représentative du site à BP}) / \text{surface parcelle}$$

Par cette méthode l'écart des rendements calculés à la parcelle et ceux observés à la parcelle est variable (Tableau 12). Ainsi sur le rendement à la parcelle calculé on retrouve toujours la surestimation des valeurs qui correspond à celle des rendements placette. Dans l'hypothèse que l'approximation sur les surfaces soit représentative des sites à bougies poreuses soit bonne, le calcul permet également d'estimer le biais des rendements placettes initiaux par rapport au rendement à l'échelle de la parcelle.

Culture	Année	Mesure	Calcul
<i>Orge_P</i>	1997	4,5	4,2
<i>Blé</i>	2002	6,4	7,1
<i>Blé</i>	2003	3,5	5,2
<i>Dactyle</i>	1998	6,0	7,2
	1999	5,3	8,4
	2000	3,4	8,1
	2001	1,8	2,6

Tableau 12 : Comparaison de la formule proposée pour le calcul avec les mesures de rendement observé. Les données de rendement sont exprimées en tonnes de matière sèche. Les valeurs en gras sont les valeurs mesurées en matière brutes ajustées par une valeur en matière sèche de 89%.

Si l'on considère que la variation du rendement du site à BP par rapport au rendement parcelle est dû à des facteurs qui ne sont pas variables dans le temps il est possible de déduire le rendement du site à BP par celui de la parcelle grâce à l'utilisation d'un coefficient. Cette hypothèse est valable puisque l'itinéraire technique est similaire sur tous les sites à BP depuis 1996. Seul l'historique de la parcelle et les particularités de chaque site à BP peuvent être responsables des variations de rendements. On néglige donc l'effet dégressif des arrières effets. Ainsi l'équation servant au calcul du rendement parcelle est :

$$\text{Rendement parcelle} = \text{rendement site à BP} \times \text{coefficient}$$

Un arrière effet important dû à des essais de fertilisation organique ayant été constaté sur les données de BP, les surfaces des sites à BP ont été établies par rapport aux surfaces de l'essai. Sur la parcelle des Collines du Beaufroid 2 cet essai occupait 3,5 ha sur les 4,5ha de la parcelle. Ainsi l'équation doit prendre en compte la surface non utilisée pour l'essai fertilisation. Cette surface a été considérée comme faisant partie du site BP29 qui a subi un traitement proche. De même pour intégrer la différence de réponse du rendement

par rapport aux cultures (variation de la sensibilité des cultures aux facteurs spécifiques aux sites à BP), les coefficients sont donnés par culture.

c) Déduction des valeurs de rendement par organe exporté

Avant 2004 la quantité de paille récoltée n'était pas toujours entrée dans la base de données. Certaines valeurs étant manquantes il a donc fallu attribuer des valeurs par défaut au plus proche de la réalité. On observe une relation linéaire entre le rendement grain et le rendement paille. Cette relation semble suffisamment stable pour pouvoir déduire le rendement paille du rendement grain.

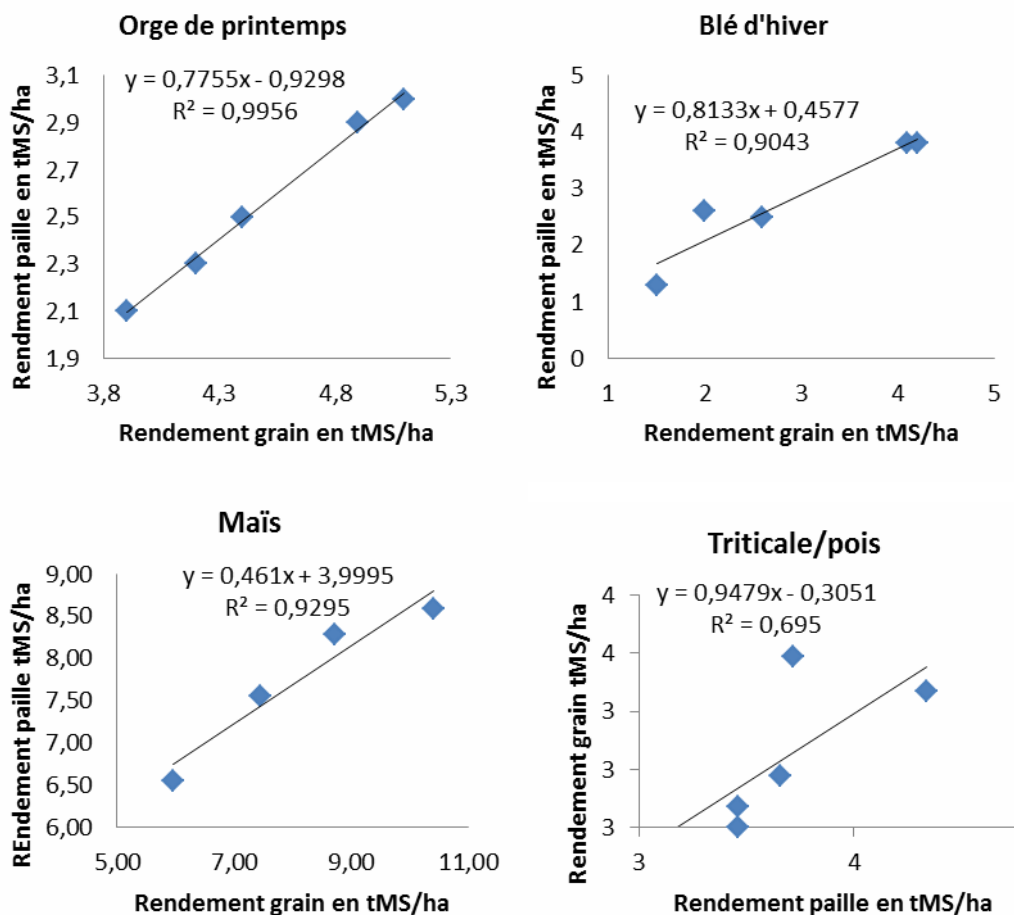


Figure 5 : Graphes représentant les régressions linéaires faites sur les valeurs de rendement grain et paille.

Concernant le Maïs il n'y a pas de valeurs de rendement paille sur les points de fertilisation ni les sites à bougies poreuses pouvant servir de référence. Il a donc fallu reprendre des valeurs issues de la bibliographie (Chambre d'agriculture des Deux Sèvres 2008). Malgré le peu de points dans chacune des régressions on observe des résultats satisfaisants. Seule l'association triticale/pois étant plus complexe à modéliser par régression simple, a fourni des résultats de régressions moins satisfaisants que les cultures pures.

d) Teneurs en azote

Pour le calcul des quantités d'azote prélevées par la culture il a fallu utiliser des valeurs de teneur en azote par organe récolté. Ces dernières ne sont disponibles que pour certaines années et sites. La quantité d'azote prélevée par la culture dépend principalement du rendement. En prenant un jeu de 30 données issues d'un autre site (Figure 8) on observe une relation évidente entre le rendement et la quantité d'azote prélevée.

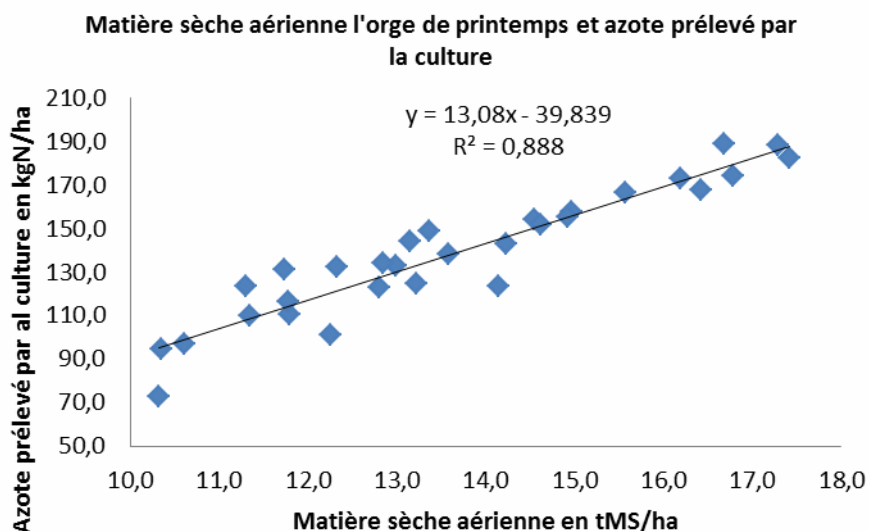


Figure 6 : graphe de la matière sèche aérienne par rapport à la quantité d'azote dans les parties aériennes. (Burel 2009)

L'écart-type de la valeur absolue des écarts entre la valeur calculée par régression linéaire et celle calculée d'après les teneurs en azote observées est de 6 kgN/ha pour une moyenne des écarts absolue de 7 kgN/ha. En prenant seulement la moyenne des écarts on observe une valeur de -0,4 kgN/ha pour un écart-type de 9,6 kgN/ha. Cette relation suggère que la moyenne des teneurs en azote par organe et peut être les teneurs par organe de la partie aérienne de la plante peuvent être ici considérée comme stable suivant le rendement. C'est sur ce postulat que des teneurs en azote ont été attribuées par défaut pour le grain, la paille et les récoltes de fauche (Tableau 13).

Espèce	Grain	Ecart-type	Paille	Ecart-type	Foin	Ecart-type
<i>Ble_H</i>	2,16	0,21	0,43	0,14		
<i>Mais</i>						0,11
<i>OP</i>	1,83	0,44	0,78	0,28		
<i>triticaleP</i>	2,16	0,16	0,53	0,07		
<i>poisf</i>	3,70	0,14	1,00	0,00		
<i>tritipois</i>	2,31	0,16	0,57	0,06		
<i>OH</i>	1,51	0,16	0,69	0,17		
<i>PP</i>					1,70	0,40
<i>PT</i>					1,80	0,27
<i>Seigle</i>	1,31	0,10	0,35	0,03		
<i>Epeautre</i>	1,90	0,10	0,44	0,00		
<i>Colza</i>						
<i>Triticale_H</i>	1,61	0,07	0,48	0,08		

Tableau 13 : Teneurs en azote médiane attribuées à chaque organe par culture. Les valeurs en rouges sont les valeurs pour lesquelles il n'y avait que 2 valeurs disponibles. Les écarts-type n'ont été calculés que pour un nombre de valeur inférieur à 30. Ce dernier ne représente donc ici qu'un indice sur la variabilité des valeurs observées par rapport à la moyenne.

Les médianes des teneurs observés par culture ont été reprises plutôt que la moyenne pour la raison qu'il y avait moins de 10 valeurs par type de culture.

d. Eau du sol et nitrate

L'étude est basée sur un dispositif de bougies poreuses horizontales enterrées à environ 100 cm de profondeur. Chaque site comprend 7 bougies dont les têtes sont réparties spatialement sur un cercle de quatre mètres de diamètre environ. Des prélèvements bimensuels analysés sur un autoanalyseur en flux continu donnent des mesures de teneurs en nitrates (mg/l) dans la zone sous racinaire. Une étude datant de 2002 a clairement mis en évidence l'absence de corrélation entre concentration en nitrates et volume d'eau prélevé. Le lien entre ces deux facteurs étant vraisemblablement inexistant, la validité des valeurs de teneurs en nitrates est bonne quels que soient par ailleurs les doutes que l'on puisse formuler sur l'évaluation des quantités d'eaux prélevées par ce type de dispositif (en particulier dans des sols fortement argileux et hors de la capacité au champ).

La grande variabilité des résultats pour un même site entre les sept bougies (traduisant la forte variabilité spatiale des pertes nitriques) a demandé en revanche une réflexion quant au mode de traitement des données. La nécessité de travailler sur une seule donnée par unité de temps a imposé le choix du traitement des données par une moyenne ou une médiane des 7 bougies poreuses. Une analyse de variance entre les données moyennes et médianes pour chaque site à bougies poreuse n'a pas trouvé de différence significative entre les deux valeurs sur les 14 années d'analyse. Dans le but d'éliminer une variation trop forte sur une faible échelle de temps due à un phénomène localisé (déjection pendant pâturage, fertilisation non homogène...) la médiane a été choisie pour décrire les concentrations en azote nitrique du sol. Le choix de la moyenne sur 7 valeurs aurait tendance alors à surestimer fortement la concentration en nitrates.

2. Variables élaborées

a. Climat : calcul de l'ETP Penman

La formule pour le calcul de l'ETP est l'ETP Penman. Il s'agit de celle utilisée par Météo France. L'équation est la suivante :

$$ETP = ETP_1 + ETP_2$$

$$ETP_1 = (R_n \times \Delta) / ((\Delta + \gamma) \times \lambda)$$

$$ETP_2 = \gamma \times 0,26 \times (1 + 0,4 U_{10})(e_s - e_a) / ((\Delta + \gamma) \times \tau)$$

Où ETP est l'évapotranspiration potentielle journalière en mm ; R_n est le rayonnement net journalier en W/m^2 calculé par apport au rayonnement global ; T est la température moyenne journalière de l'air ; U_{10} est la vitesse du vent en m/s ; e_s est la moyenne journalière de la pression de vapeur en eau à saturation en hPa ; e_a est la moyenne journalière de la pression de vapeur d'eau en hPa ; Δ est la pente de la relation de Clausius-Clapeyron en Pa/K ; γ est la constante psychrométrique en Pa/K ; λ est la constante qui correspond à la chaleur latente de vaporisation de l'eau ($2.45 \times 10^6 J/kg$) ; τ est la constante de temps équivalente à une journée (86400 s).

b. Sol

Afin d'uniformiser les données sur des couches de sol de même taille l'ensemble des données ont été rapportées à des couches de 30 cm en prenant en compte la variation de densité du sol. 30 cm correspondant à la profondeur de labour avant le passage en agriculture biologique.

Le point de flétrissement a été déduit en utilisant les classes de pédotransfert établies par H. Almajou en 2007. Le rapport HCC/HPF de ces classes ayant servi à déduire le point de flétrissement grâce à la capacité au champ calculée précédemment. Par expertise, les valeurs établies semblent fiables mais à terme il serait nécessaire de les comparer avec des mesures. Ainsi la réserve utile et la capacité de rétention en eau du sol ont pu être déduites de la capacité au champ et du point de flétrissement sur la profondeur d'enracinement :

$$RU = \sum (H_{c\text{horizon}} - H_{p\text{horizon}}) * DA * 3$$

$$CR = \sum (H_{c\text{horizon}}) * DA * 3$$

La valeur de 3 correspond à la profondeur des couches de sol en dm. L'unité des teneurs en eau étant en % pondéral la valeur ainsi obtenue est exprimée en mm d'eau. La réserve difficilement utilisable a quant à elle été calculée en prenant 2/3 de la RU (Chambre d'agriculture Picardie 2010).

c. Le bilan hydrique journalier

i. Le modèle

Le but de ce dernier est de déduire le drainage grâce à un modèle journalier. Il a donc fallu établir ou calculer une partie des variables d'entrées.

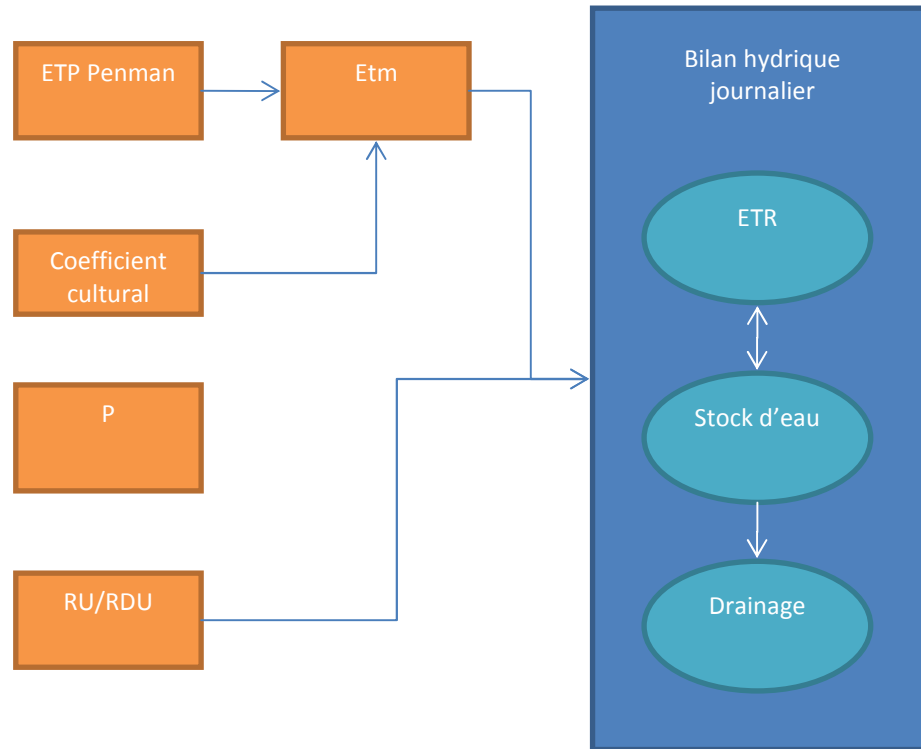


Figure 7 : Schéma des interactions entre les variables du bilan hydrique journalier.

Dans les variables d'entrée, seul le coefficient cultural n'est pas issu de données observées localement.

ii. Les variables calculées

a) Le coefficient cultural et évapotranspiration maximale

Une valeur de coefficient culturale doit être attribuée à chaque jour. Celle-ci permet de calculer l'ETM en fonction du type de couverture du sol et de son développement. Dans le cas d'un sol nu la valeur attribuée est de 0,5 (valeur minimale) et pour un couvert permanent la valeur est de 1. Les valeurs de référence ont été reprises de données issues de la bibliographie mais aussi d'optimisations. Ces valeurs ont ensuite été ajustées en fonction des dates de semis et de récolte. Cette méthode présente l'inconvénient de ne pas prendre en compte le faible développement du couvert en cas de stress. De même la phénologie varie d'une variété à une autre. Les défauts de cette méthode de calcul sont minimisés par le faible drainage qu'il y a pendant les périodes de sécheresse et l'impact est donc limité sur la pertinence des valeurs de drainage calculées.

b) Le stock d'eau

Le stock d'eau est calculé à partir de l'ETR journalière et du stock d'eau du jour précédent. Le bilan hydrique a été commencé le 1 janvier 1995 en établissant l'hypothèse que le sol était à la capacité au champ. Cette hypothèse semble valable au regard des résultats des autres valeurs de stock sur les autres années de l'analyse. De plus en attribuant l'hypothèse extrême d'un stock vide en valeur initiale sur la parcelle ayant la

réserve utile la plus importante, les résultats du modèle ne différeraient que sur le premier mois en 1995. Le stock d'eau est calculé de la manière suivante :

$$dS(t_n)=dS(t_{n-1})+P-ETR$$

P correspond aux précipitations et l'ETR à évapotranspiration réelle toutes deux exprimées en mm. Les valeurs de cette fonction sont bornées par 0 et $-RU$. Le stock d'eau a été calculé (en mm) pour tous les jours de l'année et représente une différence de stock par rapport à la RU. Ainsi pour une RU pleine, le stock (dS) est égal à 0 et pour un réserve vide elle est égale à $-RU$.

c) L'ETR

La valeur d'évapotranspiration réelle journalière est déduite du stock suivant la formule suivante :

$$ETR=ETm*(dS+RU)/(RU-RDU)$$

$$\text{Où } ETm=ETP*k$$

Où ETm l'évaporation maximale, k est le coefficient cultural et dS le stock tel qu'il a été présenté précédemment. La valeur calculée est bornée par l'ETm pour la borne haute et par la quantité d'eau présente dans le mois pour la borne basse : $RU+dS+P$.

d) Le drainage

Le drainage journalier (D) est déduit du stock, des précipitations et de l'ETR :

$$D=P-ETR+dS$$

Il n'y a donc de drainage que dans le cas où le stock d'eau est à 0. Sur les parcelles de la Justice il a fallu intégrer le système de drainage. Pour conserver un bilan entrées-sorties neutre, le drainage aux drains a été recalculé. En effet il arrive que le volume aux drains puisse être supérieur à celui calculé sous le profil de sol. Ainsi le drainage journalier a été calculé de la manière suivante :

$$\text{Cas 1: } D_{do} \leq D_{c1}+D_r$$

$$D_{c2}= D_{c1} - D_{do}+D_r$$

$$D_{dc} = D_{do} + D_r$$

$$\text{Cas 2: } D_{do} > D_{c1}$$

$$D_{c2}= 0$$

$$D_{dc}= D_{c1}+D_r$$

Où D_{do} est la mesure de drainage au système de drainage, D_{c1} est la valeur de drainage sous le profil de sol calculé sans prendre en compte le système de drainage, D_{c2} le drainage calculé sous le profil de sol en prenant en compte le système de drainage, D_r l'excès de drainage non pris en compte dans les jours précédents.

Les variables D_{c2} et D_{dc} sont les variables de sortie du modèle de calcul du drainage sous le sol et aux drains. Dans ce modèle de calcul le bilan journalier n'est pas réaliste puisqu'il ne prend en compte dans certains cas le drainage réellement observé aux drains. Néanmoins ce bilan permet de conserver un bilan entrée-sortie en eau égal à 0.

d. Calcul du lessivage

Le calcul du lessivage journalier est basé sur la formule de calcul telle que présentée par J. Constantin (2010) :

$$L=2.26 \times 10^{-3} \sum_{i=1}^n ((C_i+C_{i+1})/2) \times Di$$

Où L est le lessivage en kgN-NO₃/ha, C les concentrations en azote nitrique et Di le drainage entre les deux dates de prélèvement

Cependant cette formule a dû être adaptée à un bilan journalier. Deux solutions ont été retenues : reprendre la concentration observée sur toute la période jusqu'à la dernière mesure observée et calculer le lessivage entre deux mesures de bougies poreuses et retrouver la valeur journalière en pondérant sur le volume d'eau de la journée sur celui écoulé entre les deux dates de prélèvement des bougies poreuses. En comparant les deux méthodes de calcul on s'aperçoit que sur les 14 années d'analyse la différence de lessivage entre ces deux modes de calcul est en moyenne de 9 kgN-NO₃/ha avec un maximum de 42 kgN-NO₃/ha sur BP29. Si on rapporte ces données à l'année, cette différence est négligeable. Pour les différents calculs du lessivage la deuxième méthode a été retenue.

e. L'azote potentiellement minéralisable

Pour prendre en compte le facteur de minéralisation dans les régressions linéaires, l'azote potentiellement minéralisable a été ajouté aux variables potentiellement explicatives. Le calcul de cette variable est basé sur le formalisme de STICS. L'équation est la suivante (Brisson et al. 2009):

$$NHUM=NORG_s \times (1-FINERT_G) \times DA \times PROFHUM_s$$

NHUM représente la quantité d'humus potentiellement minéralisable en t/ha, Norg la quantité d'azote organique en %, FINERT_G la proportion d'azote organique inerte, DA la densité apparente de et PROFHUM_s la profondeur d'humification. Toutes les valeurs sont reprises pour la couche superficielle du sol c'est-à-dire pour une profondeur de 30 cm. FINERT_G a été établi à 65% (valeur reprise par défaut par STICS).

f. Variables du bilan entrées-sorties

Afin d'établir le bilan entrées-sorties il a été nécessaire de retrouver la quantité d'herbe pâturée sur les prairies. Ces valeurs ont été déduites d'après la formule suivante :

$$P=\sum_{i=1}^n ((E \times C_m) - C_c) \times t_p/24$$

$$C_c=UF_c/UF_h$$

E est l'effectif du troupeau, C_m la consommation moyenne journalière pour le type de bétail concerné, t_p est le temps de pâturage sur la parcelle en heures. C_c est la complémentation en équivalent herbe pâturée. UF_c correspond à l'équivalent énergétique en kg de complémentation d'un kilogramme de MS d'orge et UF_h correspond à l'équivalent énergétique en kg de l'herbe fraîche équivalente à 1 kg de MS d'orge. Ces valeurs sont disponibles en unité fourragère pour vache laitière (UFL) et en unité fourragère pour vache à viande (UFV). La valeur énergétique attribuée à l'herbe fraîche en prairie a été fixée à 0,95 UFL et à 0,9 ULV. Pour attribuer une valeur de consommation journalière moyenne il a fallu établir des classes d'animaux en fonction de leur consommation (Tableau 14). L'âge du bétail n'étant pas ici un facteur suffisamment sensible, d'autres critères distinctifs ont été retenus.

Animaux	C _m
VL	16
VT	12
génisses	7
vêlage	15
VV	12
gestantes	12

Tableau 14 : Les classes d'animaux établies et la consommation journalière de celles-ci exprimé en kgMS/ha. VL correspond à vache laitière, VT vache tarie et VV à vache à viande

Ces classes d'animaux permettent en fonction des données de la base d'extrapoler des valeurs approximatives et relativement fiables pour chaque type de bétail au pâturage. Cette valeur d'herbe ingérée sert au calcul de la quantité d'azote absorbée et exportée par le bétail. Afin de calculer la valeur réellement exportée la restitution au pâturage au troupeau est calculée en parallèle. Celle-ci est établie sur la base de 10 kgN/ha pour 100 UGB par jour de pâturage (I.Diomard 2002). La formule du calcul des restitutions en azote est :

$$R = E \times 4.17 \times 10^{-3} \times t_p$$

Où R est la restitution au pâturage en kgN/ha

g. Variables liées à STICS

e) Variables d'entrée du modèle

Deux variables liées aux paramètres du sol ont été déduites d'après la bibliographie : l'albédo et le q_0 . Le q_0 est un paramètre de calcul de l'ETR. L'ETR correspond à l'ETP jusqu'à la valeur seuil q_0 . Le paramètre q_0 est déduit grâce à la teneur en argile du sol (Tableau 15). Des valeurs sont fournies dans la documentation de STICS :

Argi	q_0
<i>argi</i> <5	6
5< <i>argi</i> <25	9
25< <i>argi</i> <45	12
<i>sup</i>	6

Tableau 15 : Valeurs de q_0 en fonction de la teneur en argile sur l'horizon de labour. Adapté de la documentation STICS.

Pour associer une valeur d'albédo aux différents types de sols il a fallu adapter les tables de référence de STICS (Tableau 16). Celles-ci permettant de déduire la valeur d'albédo en fonction de la texture, il a fallu adapter la table au types de sols de Mirecourt.

Texture	Albédo	Calcul	Référence initiale
LA	0,2	moyenne	G. Richard et P. Cellier
LAS	0,21	moyenne	G. Richard et P. Cellier
AL	0,22	aucun	G. Richard et P. Cellier
A	0,28	aucun	F. Baret
ALS	0,25	aucun	Van Bavel et Hillel, 1976 (sol moyen)

Tableau 16 : Table d'attribution de la valeur d'albédo établie sur la base de la documentation de STICS

Les valeurs de ces deux paramètres sont approximatives mais le modèle STICS est peu sensible à ces deux paramètres.

f) Données de validation du modèle

Le choix des variables de validation a dépendu de la disponibilité des données mais aussi des variables pouvant être sorties par le modèle (Tableau 17). Une partie importante des variables de validation ont été calculées. Cependant ces variables ont été calculées sur la base de valeurs observées et leur écart par rapport aux valeurs réelles sont connues ou négligeable à la seule exception du drainage sous le profil de sol.

Variable	Unité	BP19	BP19B	BP29	BP17	BP25
<i>masec</i>	rendement de matière sèche aérienne en t/ha	18	18	17	10	2
<i>HR(1)</i>	Teneur en eau du sol 0-30 cm en % pondéral		4		4	4
<i>HR(2)</i>	Teneur en eau du sol 30-60 cm en % pondéral		4		4	4
<i>HR(3)</i>	Teneur en eau du sol 60-90 cm en % pondéral		4		4	4
<i>drain</i>	Eau drainée sous le profil de sol en mm	5479	5479	5479	5479	5479
<i>Qles</i>	Cumul journalier d'azote lixivié sur la durée de l'unité de simulation en kgN-NO ₃ /ha	5479	2890	5479	5479	5479
<i>Qnplante</i>	Quantité d'azote dans la culture en kgN/ha	9	10	10	1	
<i>CNgrain</i>	Teneur en azote des grains en % pondéral	2	2	2	2	
<i>Qdrain</i>	Quantité d'eau drainée dans le système de drains en mm				2900	
<i>ConcNO3</i>	Concentration en nitrate des eaux drainées par les bougies poreuses en mg/L	194	207	215	231	135

Tableau 17 : Nombre d'observations par variable de validation pour les 5 sites simulés sous STICS.

3. Outils statistiques

a. Régressions multiples

Les régressions multiples permettent d'établir un modèle fonctionnel sur des variables quantitatives. Ainsi avec le modèle établi il est possible de déterminer la part de chaque facteur explicatif sur la variable étudiée et d'éliminer dans le cas des régressions multiples pas à pas celles qui ne sont pas significativement corrélées. Le modèle est de la forme suivante :

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 \dots$$

b_0 est la valeur de y pour $x=0$, b_1 , b_2 , $b_3 \dots$ sont les coefficients de régression établis pour chaque variable explicative.

Dans une régression linéaire multiple standard des coefficients de corrélation partiels sont calculés. Seuls ceux qui sont significatifs sont retenus (test de Fisher). Dans le cas d'une régression pas à pas le test est effectué à chaque étape. Le type de régression choisie dans l'analyse des données est la régression pas à pas. Elle permet d'éliminer les variables non significatives de l'équation finale à chaque étape pour ne garder que les variables corrélées. L'avantage de la régression pas à pas permet d'éliminer le biais dû aux variables explicatives significativement corrélées entre elles. Les résultats sont présentés avec le coefficient de régression de l'équation de la régression linéaire multiple, le coefficient beta qui correspond au coefficient en régression multiple standard et la valeur d'« intercept » (valeur b_0 de l'équation précédente). Pour l'analyse des déterminants du lessivage la régression choisie est l'analyse descendante pas à pas. Cette dernière est moins sensible aux variables faiblement corrélées. Cependant ces régressions présentent l'avantage d'obtenir un modèle qui n'est basé que sur les déterminants majeur du lessivage ce qui est le but de l'analyse. En revanche pour analyser l'effet de facteurs moins évidents tel que l'effet du pâturage, les régressions pas à pas ascendantes ont été privilégiées.

b. Outils d'analyse des modèles

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour analyser les résultats des simulations : visuelle et quantitative. La première méthode a simplement consisté à analyser les graphes des valeurs simulées par rapport aux valeurs observées. Cette méthode a nécessité d'être complétée par une approche quantitative pour une interprétation plus précise. Il a donc été nécessaire de passer par l'utilisation d'un certain nombre d'outils statistiques. Dans l'ensemble des tests statistiques la marge d'erreur acceptable a été fixée à 5%. L'erreur-type ou écart quadratique moyen permet d'estimer le biais dû à l'écart d'une valeur estimée par rapport à une valeur calculée d'un modèle. Cet indicateur a été utilisé tant sur les régressions que pour l'analyse des résultats de simulation de STICS. L'erreur type se calcule de la manière suivante :

Ecart quadratique moyen (Root Mean Square Error) : RMSE = MSE^{0,5}

Où :

Carré moyen des erreurs (Mean Square Errors) : MSE =SCE/dll

et SCE est la somme des carrés des écarts et dll le degré de liberté

Plus la valeur de RMSE est proche de 0, meilleurs sont les résultats du modèle. Afin de déterminer si le coefficient de régression est équivalent à 0, le rapport de celui-ci sur l'erreur-type est comparé à la valeur fournie par la table du t de Student. Si le rapport est inférieur à la valeur t alors l'hypothèse que le coefficient de régression est non nul ne peut pas être rejetée.

La matrice de corrélation en complément d'une régression peut permettre de repérer le biais entre certaines variables. Cette matrice est basé sur le calcul du coefficient de corrélation :

Coefficient de corrélation : $R = \sigma_{xy} / (\sigma_x \times \sigma_y)$

Pour savoir si cette corrélation est significative ou non, un test de Student est fait à partir du coefficient de régression et de l'erreur-type. L'écart moyen quant à lui a servi principalement à analyser la distribution des valeurs par rapport à la valeur attendue (valeur d'observation).

Ecart moyen (Mean Deviance) : $MD_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n_j} (\widehat{Y}_{ij} - Y_{ij})$

Où : Y_{ij} est la valeur observée i de la variable j et \widehat{Y}_{ij} est la valeur simulée i de la variable j.

Suivant s'il est négatif ou positif les écarts se situent en dessous ou au-dessus des valeurs attendues, le mieux étant que la valeur soit le plus proche de 0. Le calcul de l'efficacité des simulations est un indice qui permet de déterminer l'efficacité des simulations du modèle. Si les variations entre simulations et observations sont faibles, EF sera proche de 1.

Efficacité du modèle : $EF_j = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n_j} (\widehat{Y}_{ij} - Y_{ij})^2}{\sum_{i=1}^{n_j} (\widehat{Y}_{ij} - \bar{Y}_j)^2}$

Où \bar{Y}_j est la valeur moyenne de la variable j et n le nombre de variables ayant des observations.

Le dernier outil d'analyse utilisé est le R². Celui-ci est calculé par la formule suivante :

Coefficient de détermination : $R^2 = 1 - SS_{err} / SS_{tot}$

Où : $SS_{err} = \sum_i (Y_i - \widehat{Y}_i)^2$ et $SS_{tot} = \sum_i (Y_i - \bar{Y})^2$

Ce coefficient interprète la qualité de la régression. Plus la valeur est proche de 1 plus les valeurs calculées par la régression sont proches des valeurs observées/simulées. Cet indicateur permet de quantifier la variabilité expliquée.

IV. Résultats

A. Recherche des déterminants du lessivage avant et après passage en agriculture biologique

Afin d'identifier les déterminants du lessivage il est essentiel d'étudier les facteurs explicatifs du drainage et des concentrations en nitrates de l'eau du sol. L'analyse de ces déterminants avant conversion est indispensable pour identifier les répercussions des pratiques en agriculture biologique.

1. Le drainage

En reprenant le schéma conceptuel du bilan hydrique on distingue trois facteurs majeurs explicatifs. Ces facteurs sont le climat (pluviométrie/température), la couverture végétale au sol et les propriétés du sol (en particulier la réserve utile). Le bilan hydrique journalier ne permet pas directement d'apprécier la part de chacun de ces facteurs explicatifs sur le drainage à l'échelle annuelle. Il a donc été nécessaire d'utiliser des régressions linéaires sur l'ensemble des données calculées du bilan hydrique afin de mieux comprendre la sensibilité du modèle hydrique à ces différents paramètres.

Sur les régressions linéaires multiples, les facteurs pédoclimatiques expliquent une grande part de la variabilité du drainage (Tableaux 18,19, 20).

R= ,80839431 R²= ,65350136 Adjusted R²= ,64845526 F(3,206)=129,51 p<0,0000 Std.Error of estimate: 56,833						
N=210	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(206)	p-level
Intercept			-229,218	72,05934	-3,18097	0,001695
T	0,187807	0,047728	28,405	7,21879	3,93492	0,000114
P	0,679011	0,047728	0,448	0,03152	14,22661	0,000000
RU	-0,163469	0,041013	-0,800	0,20069	-3,98583	0,000093

Tableau 18 : Résultats de la régression linéaire multiple sur les variables climatiques (précipitations et températures moyennes annuelles) et la réserve utile par rapport au drainage.

R= ,83329940 R²= ,69438789 Adjusted R²= ,68842473 F(4,205)=116,45 p<0,0000 Std.Error of estimate: 53,504						
N=210	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(205)	p-level
Intercept			-347,900	71,52445	-4,86407	0,000002
T	0,229976	0,045649	34,783	6,90429	5,03792	0,000001
P	0,700728	0,045124	0,463	0,02980	15,52892	0,000000
durée de sol nu	0,212756	0,040626	0,292	0,05578	5,23699	0,000000
RU	-0,128945	0,039170	-0,631	0,19167	-3,29196	0,001172

Tableau 19 : Résultats de la régression linéaire multiple sur les variables climatiques (précipitations et températures moyennes annuelles), la réserve utile et la durée de sol nu par rapport au drainage.

R= ,90048470 R²= ,81087269 Adjusted R²= ,80811841 F(3,206)=294,40 p<0,0000 Std.Error of estimate: 41,988						
N=210	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(206)	p-level
Intercept			-97,7290	51,11524	-1,9119	0,057272
T	0,136786	0,035445	20,6886	5,36100	3,8591	0,000152
P	1,059929	0,044351	0,7000	0,02929	23,8987	0,000000
FTR	-0,558493	0,039440	-0,7420	0,05240	-14,1604	0,000000

Tableau 20 : Résultats de la régression linéaire multiple sur les variables climatiques (précipitations et températures moyennes annuelles), la réserve utile, l'ETR et la durée de sol nu par rapport au drainage.

La couverture au sol est également un facteur explicatif important du drainage. Sur d'autres régressions intégrant la durée de sol nu ou l'ETR on observe des résultats significativement meilleurs. L'ETR étant calculée à partir de coefficients culturaux, elle intègre donc la durée de sol nu de manière indirecte. Cela explique en partie l'élimination de la durée de sol nu comme variable explicative de la

régression multiple pas à pas lorsque l'ETR est présente. De même pour la réserve utile qui sert également à calculer l'ETR. La durée de sol nu explique beaucoup plus faiblement les variations des valeurs de drainage que l'ETR : en régression seule avec le drainage la corrélation avec la durée de sol nu n'est pas significative.

2. Les concentrations en nitrates

Les variations des concentrations dépendent des facteurs d'entrées et de sorties de l'azote dans le sol. Les seuls facteurs influençant les entrées et pouvant être quantifiés et accessibles sont la fertilisation et le pool d'azote potentiellement minéralisable. Ce dernier est calculé sur la base de l'azote organique du sol (données de 2001). Les sorties sont l'azote absorbé par la culture et le lessivage. Ce dernier est calculé à partir des concentrations en nitrate des bougies poreuses et du drainage, il est préférable de ne prendre que le drainage comme variable explicative. L'ETR, en caractérisant l'activité de la culture via l'évapotranspiration, représente l'influence du couvert végétal sur le prélèvement. Cette variable ne prend cependant pas en compte les variations de couvert dues aux stress : le coefficient cultural qui a servi au calcul de cette variable décrit le développement « normal » de la culture.

R= ,68920673 R²= ,47500592 Adjusted R²= ,46213842 F(5,204)=36,915 p<0,0000 Std.Error of estimate: 24,979						
N=210	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(204)	p-level
Intercept			1,61762	35,16360	0,04600	0,963353
drainage	-0,707290	0,116796	-0,25133	0,04150	-6,05577	0,000000
T	0,269773	0,063527	14,49864	3,41418	4,24659	0,000033
P	0,563115	0,147506	0,13215	0,03462	3,81756	0,000179
ETR	-0,624153	0,104981	-0,29465	0,04956	-5,94540	0,000000
durée de sol nu	0,398258	0,064131	0,19430	0,03129	6,21005	0,000000

Tableau 21 : Résultats de régression sur les concentrations avec pour variables explicatives le drainage, les températures, les précipitations, l'ETR et la durée de sol nu sur des données présentées à l'échelle annuelle.

Les teneurs en nitrates sont en moyenne 12% supérieures sur le premier semestre de l'année hydrologique (du 1 août au 31 janvier). Ce semestre étant plus sensible au lessivage à cause du drainage (75% supérieur sur le premier semestre de l'année hydrologique par rapport au second), les variations annuelles des concentrations en nitrates sont donc plus liées à l'interculture. Cela explique donc un effet indépendant de la durée de sol nu par rapport à l'ETR qui ne représente que l'absorption de l'eau par la culture.

R= ,52839833 R²= ,27920479 Adjusted R²= ,27573943 F(1,208)=80,570 p<,00000 Std.Error of estimate: 28,986						
N=210	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(208)	p-level
Intercept			21,99238	2,417072	9,098770	0,000000
durée de sol nu	0,528398	0,058867	0,25779	0,028719	8,976089	0,000000

Tableau 22 : résultats de régression sur les concentrations avec pour variable explicative la durée de sol nu sur des données présentées à l'échelle annuelle.

Une régression avec uniquement la durée de sol nu comme variable explicative ne permet d'expliquer significativement que 28% de la variabilité des concentrations en nitrates (Tableau 22). Ces résultats montrent la durée de sol nu comme une période importante à cause de l'augmentation significative des concentrations en nitrates. En revanche la fertilisation n'apparaît pas dans les résultats de régression. En effet celle-ci a des conséquences sur une échelle de temps plus grande. Les régressions linéaires multiples ne permettent pas ici de vérifier l'effet de la fertilisation sur la variation des teneurs en nitrates. Pour étudier cet effet il faudrait dissocier l'arrière effet du passé de fertilisation et du précédent cultural.

Les précipitations en régression simple sont corrélées négativement aux concentrations (Tableau 23). Cet effet ne s'explique pas uniquement par son effet sur le drainage. En effet les précipitations jouent sur le remplissage de la réserve en eau du sol et donc sur la dilution des nitrates. En période sèche l'absence de précipitation pourrait avoir l'effet inverse à cause du stress sur la culture et donc sur l'absorption de l'azote

par la culture. Néanmoins sur l'intégralité des données de la régression l'effet est négatif. Cela explique la présence des précipitations comme facteur explicatif des concentrations malgré la présence du drainage.

R= ,32466346 R²= ,10540636 Adjusted R²= ,10110543 F(1,208)=24,508 p<,00000 Std.Error of estimate: 32,293						
N=210	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(208)	p-level
Intercept			100,9322	13,66829	7,38441	0,000000
P	-0,324663	0,065581	-0,0762	0,01539	-4,95054	0,000002

Tableau 23 : résultats de régression sur les concentrations avec pour variable explicative la durée de sol nu sur des données présentées à l'échelle annuelle.

Les températures ont un effet plus faible que les autres variables sur les variations de concentrations. Une régression simple ne permet pas de faire apparaître d'influence significative des températures. Cependant en retirant cette variable de la régression multiple, le R² du modèle descend à une valeur de 44. La seule explication plausible de l'effet des températures sur les concentrations en azote est leur effet sur l'absorption de l'azote par la culture. En effet celui-ci n'est qu'en partie pris en compte par l'ETR.

Globalement grâce aux régressions se dégagent plusieurs facteurs déterminants pour les variations des concentrations en nitrates : la couverture au sol en culture principale et à l'interculture, les précipitations et enfin le drainage.

3. Le lessivage

Le lessivage est la résultante de la lame drainante et de la teneur en nitrate de l'eau qui percole. Deux facteurs majeurs sont donc faciles à déterminer : le drainage et la concentration en nitrates du sol. Les facteurs liés aux concentrations et au drainage étant également des facteurs explicatifs du lessivage. Toutefois il reste à déterminer la part de chacune de ces variables dans le lessivage.

R= ,89063625 R²= ,79323294 Adjusted R²= ,79123519 F(2,207)=397,06 p<0,0000 Std.Error of estimate: 12,064						
N=210	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(207)	p-level
Intercept			-21,3088	3,315037	-6,42793	0,000000
drainage	0,226885	0,032303	0,0625	0,008898	7,02355	0,000000
ConcNO3	0,909456	0,032303	0,7050	0,025042	28,15352	0,000000

Tableau 24 : résultats de régression sur le lessivage avec pour variables explicatives le drainage et les concentrations en nitrates nu sur des données présentées à l'échelle annuelle.

Sur les régressions on observe que le lessivage dépend principalement des concentrations. En régression simple avec les concentrations, les variations du lessivage sont expliquées à 74%. En reprenant la totalité des variables précédemment utilisées pour les régressions sur les concentrations et le drainage seules les précipitations, les concentrations en nitrates des BP et la durée de sol nus sont significativement corrélés au lessivage.

R= ,91008109 R²= ,82824760 Adjusted R²= ,82574635 F(3,206)=331,13 p<0,0000 Std.Error of estimate: 11,022						
N=210	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(206)	p-level
Intercept			-48,6135	5,251921	-9,25632	0,000000
ConcNO3	0,888444	0,035234	0,6887	0,027314	25,21552	0,000000
P	0,289057	0,030553	0,0526	0,005558	9,46097	0,000000
durée de sol nu	0,128562	0,034037	0,0486	0,012873	3,77710	0,000208

Tableau 25 : résultats de régression sur le lessivage avec pour variables explicatives les précipitations et les concentrations en nitrates nu sur des données présentées à l'échelle annuelle.

Le drainage et les précipitations en régression seules ne sont pas considérés significativement corrélés. Ces deux variables ne sont donc que très peu explicatives du lessivage. A contrario la durée de sol nu parvient à elle seule à déterminer 29% des variations du lessivage. Les variations des concentrations en nitrate du sol et la durée de sol nu sont donc les deux facteurs déterminant du lessivage.

B. Analyse des systèmes de culture et des pratiques culturales

Un grand nombre de facteurs influencent le lessivage cependant ici pour évaluer l'impact de l'agriculture sur les pertes nitriques seuls les facteurs les plus déterminants ont été retenus. Dans le contexte de polyculture-élevage

1. Effet et arrière effet de la fertilisation

Le type et la quantité de fertilisation ont un effet à long terme. C'est ce qui peut être constaté sur les sites à BP des Collines du Beaufroid 2. En effet ces sites ont des sols similaires et ont subi le même itinéraire technique de 1995 à aujourd'hui. En revanche les différents sites à bougies poreuses des Collines du Beaufroid 2 faisaient partie d'un essai de fertilisation avant 1995. Ainsi chacun de ces sites a reçu une dose de fertilisant organique et minéral différente jusqu'en 1995 (Tableau 26).

Site	minérale	organique
BP19	0	0
BP19B	0	2
BP20	1	2
BP20B	1	0
BP29	1	1
BP30	0	1

Tableau 26 : Nombre d'apports de fertilisant sur deux ans pour chaque site à BP des Collines du Beaufroid 2 avant 1995. Un apport en fertilisant organique correspond à 215 kgN/ha et un apport en azote minéral à 90 kgN/ha.

Cet essai fertilisation a des répercussions sur les concentrations en azote des années plus tard. En excluant les années de prairies et en comparant trois périodes séparées par une prairie, on observe une hiérarchie du lessivage. Cette hiérarchie est conservée même après une prairie temporaire de quatre ans. Après la deuxième implantation de prairie on observe toujours une hiérarchie pour les sites ayant reçu une fertilisation plus faible pendant l'essai. Un des facteurs explicatif de la perte de hiérarchie en terme de concentrations pour les sites BP29 et BP30 pourrait s'expliquer par le pâturage qu'il y eu sur la parcelle Colline du Beaufroid 2. Les Collines du Beaufroid 2 étant considérées comme une seule parcelle pour ce qui est de l'itinéraire technique, la pression de pâturage a pu être variable d'un site à l'autre et les restitutions ont pu se faire préférentiellement sur les sites BP29 et BP30. Cette variabilité entre les sites est d'autant amplifiée que la moyenne des concentrations après le deuxième retournement de prairie n'a été faite que sur une année.

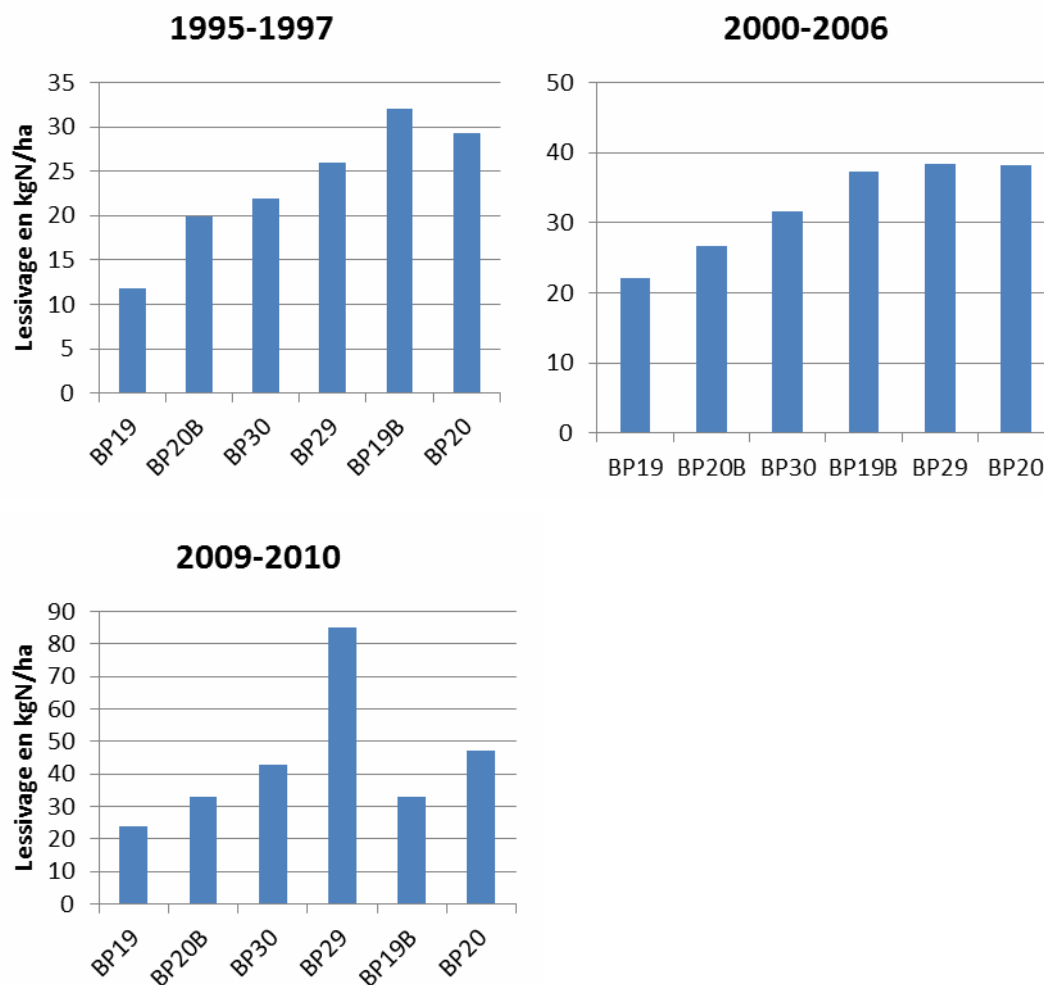


Figure 8 : lessivage annuel moyen pour des années hydrologiques. La période 1995-1997 est la période qui a succédé à la fin de l'essai fertilisation. La période 2000-2006 succède à une prairie temporaire. L'année 2009-2010 est l'année hydrologique qui succède au deuxième retournement de prairie après conversion en agriculture biologique.

Cette hiérarchie restant visible après passage en agriculture biologique et 10 ans après la dernière fertilisation différenciée, on peut établir que l'historique de fertilisation de la parcelle est un facteur explicatif du lessivage non négligeable. En comparant le site à BP 20 qui a reçu de la fertilisation organique et minérale chaque année et le 20B qui a reçu une fertilisation uniquement en fertilisation minérale on constate une différence de lessivage moyen annuel de 16 kgN/ha. Cette différence représente dans une certaine mesure la différence d'impact sur le lessivage entre une fertilisation organique et minérale.

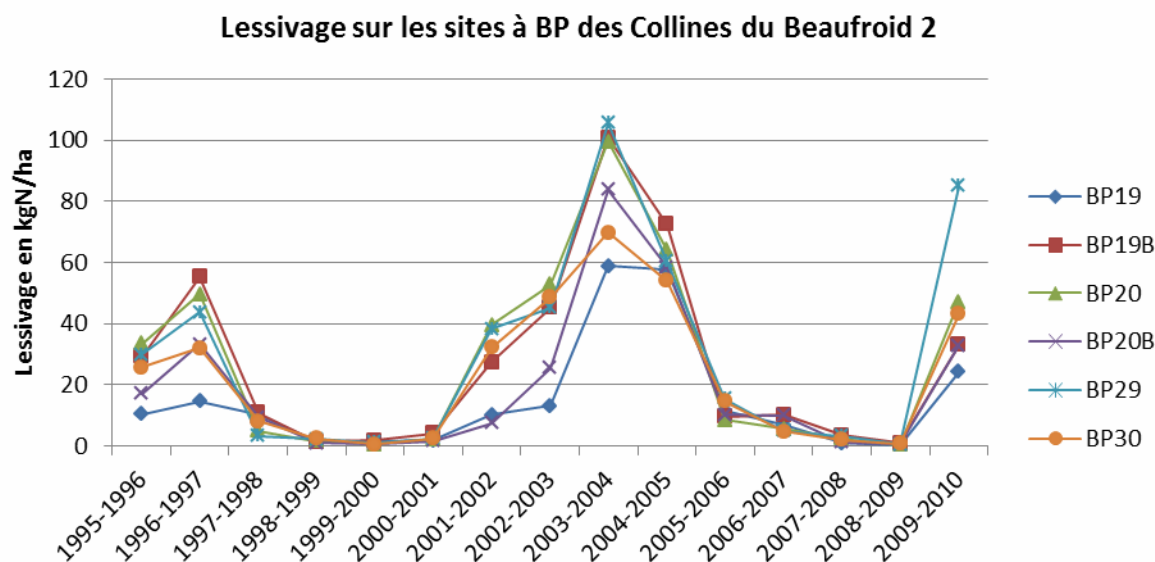


Figure 9 : Lessivage en fonction du temps pour les sites à BP des Collines du Beaufroid 2.

En suivant une chronique du lessivage on constate que l'effet à long terme de la fertilisation concerne surtout les sites ayant reçu de la fertilisation organique. Cette différence est particulièrement visible après un retournement de prairie ou le lessivage est proche entre les sites 20b et 19 et entre les autres sites qui ont de leur côté reçu de la fertilisation organique. Cette différence entre les deux groupes en 2001-2002 représente 25 kgN/ha.

Site	N
BP19	0,13
BP20B	0,17
BP30	0,14
BP29	0,13
BP19B	0,17
BP20	0,17

Tableau 27 : Teneurs moyennes en azote organique sur une profondeur de 30 cm en % pondéral. Données de 2001

La teneur en azote sur les 30 premiers cm du sol semble indépendante de la hiérarchie constatée sur les concentrations des bougies poreuses et de fertilisation qui a été apportée pendant l'essai sur les sites des Collines du Beaufroid 2 (Tableau 27). Pour comprendre les raisons de cet arrière effet il serait intéressant de regarder les teneurs en azote organique sur un profil de sol plus important et de comparer avec le stock de carbone. Cet arrière effet étant certainement dû à la minéralisation de l'azote.

2. La gestion de l'interculture

La gestion influe directement sur les pertes en azote nitrique. En effet la période où le sol n'est pas couvert par la culture principale est la période de plus fort drainage. Ainsi la présence ou l'absence d'une couverture végétale au sol est déterminante sur le lessivage pendant cette période. Les contraintes en agriculture biologique et notamment l'utilisation de fertilisation organique rendent nécessaire l'implantation de cultures intermédiaires.

Site	total	bio	conv	sol nu	sol nu bio	sol nu conv
BP19	223	87	136	73	0	73
BP19B	423	80	343	167	0	167
BP20	426	92	334	167	0	167
BP20B	291	93	198	122	0	122
BP29	460	160	300	166	0	166
BP30	360	121	239	115	0	115
BP16	492	186	306	110	10	99
BP17	312	28	284	100	0	100
BP37	394	142	252	2	0	2
BP38	519	195	324	62	10	52
BP39	409	78	331	65	0	65
BP18	241	194	47	0	0	0
BP25	215	140	75	4	4	0
BP26	128	96	32	3	3	0

Tableau 28 : lessivage sur sol nu avant et après la date de conversion avec la part sur sol nu.

Ainsi en limitant le drainage et en absorbant les nitrates, les cultures intermédiaires limitent le lessivage. Sur les 10 ans d'agriculture conventionnelle des données sur les sites à BP le lessivage moyen annuel sur sol nu représente 30% du lessivage total et 38% en excluant les parcelles en prairie permanente (données du tableau 28). Le lessivage sur sol nu après conversion en agriculture biologique ne représente que 1% du lessivage total sur les sites à BP. La gestion de l'interculture semble donc déterminante pour expliquer la différence avant et après conversion en agriculture biologique. L'absence de couvert végétal avant conversion rend le lessivage plus dépendant des aléas climatiques.

3. Déterminants du lessivage en prairie

a. Le pâturage

Il semble exister une relation entre le lessivage sous prairie et la charge de pâturage. Pour établir si cette relation est significative une régression a été faite. Il n'est pas possible d'opter pour une simple comparaison de données en pâturage pour des prairies temporaires. Les effets du précédent cultural, de la fertilisation passée et la composition variable des prairies temporaires (prairie uniquement en dactyle, association, trèfle/graminée et luzerne/dactyle) sont des facteurs trop importants pour déceler une influence du pâturage sur les concentrations en nitrate des bougies poreuses. Pour étudier l'effet du pâturage seules les situations en prairies permanentes peuvent permettre de tirer des conclusions. De même les variations des concentrations étant plus importantes les années sèches, celles-ci ont été exclues des données utilisées pour la régression.

R= ,66852764 R²= ,44692921 Adjusted R²= ,35960224 F(3, 19)=5,1179 p<,00919 Std.Error of estimate: 27,330						
N=23	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(19)	p-level
Intercept			36,88341	14,71649	2,50626	0,021455
rest	-0,432859	0,242199	-0,24060	0,13462	-1,78720	0,089869
ms	-0,730617	0,241529	-0,00667	0,00220	-3,02497	0,006965
ina	0,688541	0,274506	0,42368	0,16891	2,50829	0,021364

Tableau 29 : Résultats de régression pas à pas ascendante pour les concentrations en nitrates des bougies poreuses avec pour variables explicatives la restitution d'azote au pâturage, la quantité de matière sèche ingérée (ms) et l'ingestion en azote lors du pâturage.

La régression effectuée sur les variables élaborées du pâturage montre bien un effet du pâturage sur les concentrations (Tableau 29). La variable sur la restitution au pâturage a été calculée de manière bien plus grossière que les deux autres variables ce qui explique son exclusion de la régression ; les approximations faite sur cette valeur sont trop élevées. Ainsi l'effet du pâturage peut être considéré en comparant les deux coefficients du modèle de régression. Le coefficient associé à l'absorption est négativement corrélé aux concentrations et celui de l'ingestion en azote positivement. Ce coefficient positif entre l'ingestion et la concentration en nitrates s'explique par le non prise en compte de la restitution par le modèle. L'ingestion d'azote est relativement proche de la quantité d'azote restituée au pâturage. La mobilisation d'azote par l'animal étant assez faible. Ainsi pour comprendre globalement l'effet du pâturage il faut interpréter les deux coefficients ensemble. La variable de l'ingestion d'azote étant proportionnelle à celle de la consommation en matière sèche on peut donc supposer que sur les années étudiées le pâturage a eu globalement un effet d'exportation de l'azote. Cependant pour analyser de manière plus fine l'effet du pâturage il faudrait décomposer l'effet du pâturage en prenant en compte l'effet de la complémentation nutritionnelle du bétail et également calculer de manière plus juste la restitution réelle de l'azote au pâturage. Néanmoins cette régression a permis d'identifier un effet significatif du pâturage qui nécessiterait d'être analysé plus en détail.

b. La fertilisation

L'effet de la fertilisation sur les concentrations en nitrate reste à déterminer en prairie. Par régression on distingue un effet significativement négatif de la fertilisation minérale sur les concentrations en nitrate à l'échelle annuelle (Tableau 30). Cet effet de la fertilisation est certainement dû à son action sur le développement du couvert. En effet les pratiques sur cette période étaient extensives. Ainsi ces résultats montrent qu'il n'y a pas eu globalement de surfertilisation. La fertilisation organique quant à elle n'apparaît pas comme significativement corrélée. Cette dernière étant moins importante que la fertilisation minérale pour la même période son effet est donc difficile à déterminer par une régression. A cela s'ajoute que son effet peut se poursuivre sur plus d'une année. L'arrière effet de la fertilisation organique démontré précédemment montre que malgré des concentrations sous prairies basses et stables d'une parcelle à l'autre, après retournement de prairie ces effets réapparaissent. Cette réapparition induit donc que cet effet est encore présent sous prairie mais masqué en grande partie par le couvert permanent qui diminue fortement les concentrations en nitrates du sol.

F(2,32)=3,0582 p<,06090 Std.Error of estimate: 28,378						
N=35	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(32)	p-level
Intercept			33,01816	8,727437	3,78326	0,000641
ferto	-0,126759	0,162042	-0,11678	0,149288	-0,78226	0,439815
fertmin	-0,383712	0,162042	-0,20337	0,085886	-2,36797	0,024095

Tableau 30 : Résultats de régression pas à pas ascendante pour les concentrations en nitrates des bougies poreuses avec pour variables explicatives la restitution d'azote au pâturage, la quantité de matière sèche ingérée (ms) et l'ingestion en azote lors du pâturage.

Or les variations des concentrations en nitrates dues à la fertilisation organique étant moins importantes (apports relativement faibles) que des effets ponctuels forts tels que la fertilisation minérale ou les effets climatiques, l'impact de la fertilisation organique n'apparaît pas significatif.

C. Evaluation des performances de simulation de STICS sur les simulations

Pour évaluer les performances de STICS en agriculture biologique il a donc été nécessaire dans un premier temps de tester ces performances en agriculture conventionnelle. Les variables d'intérêt pour la validation du modèle sont celles liées aux flux d'eau et d'azote, principalement le drainage calculé par le modèle de bilan hydrique et les concentrations en nitrates au niveau des bougies poreuses.

1. Simulation des flux hydriques

a. Drainage

En comparant les valeurs issues du modèle de bilan hydrique journalier utilisé pour calculer le lessivage et les valeurs d'eau drainée calculées par STICS, on observe des valeurs calculées très proches (Figure 12). Pour les quatre sites, seules quelques valeurs diffèrent. Ces valeurs correspondent à des valeurs sur les débuts et fin de culture. Le modèle STICS prenant plus finement en compte la variation du couvert que le modèle de bilan hydrique, les résultats fournis par STICS se rapprochent certainement le plus des valeurs réelles.

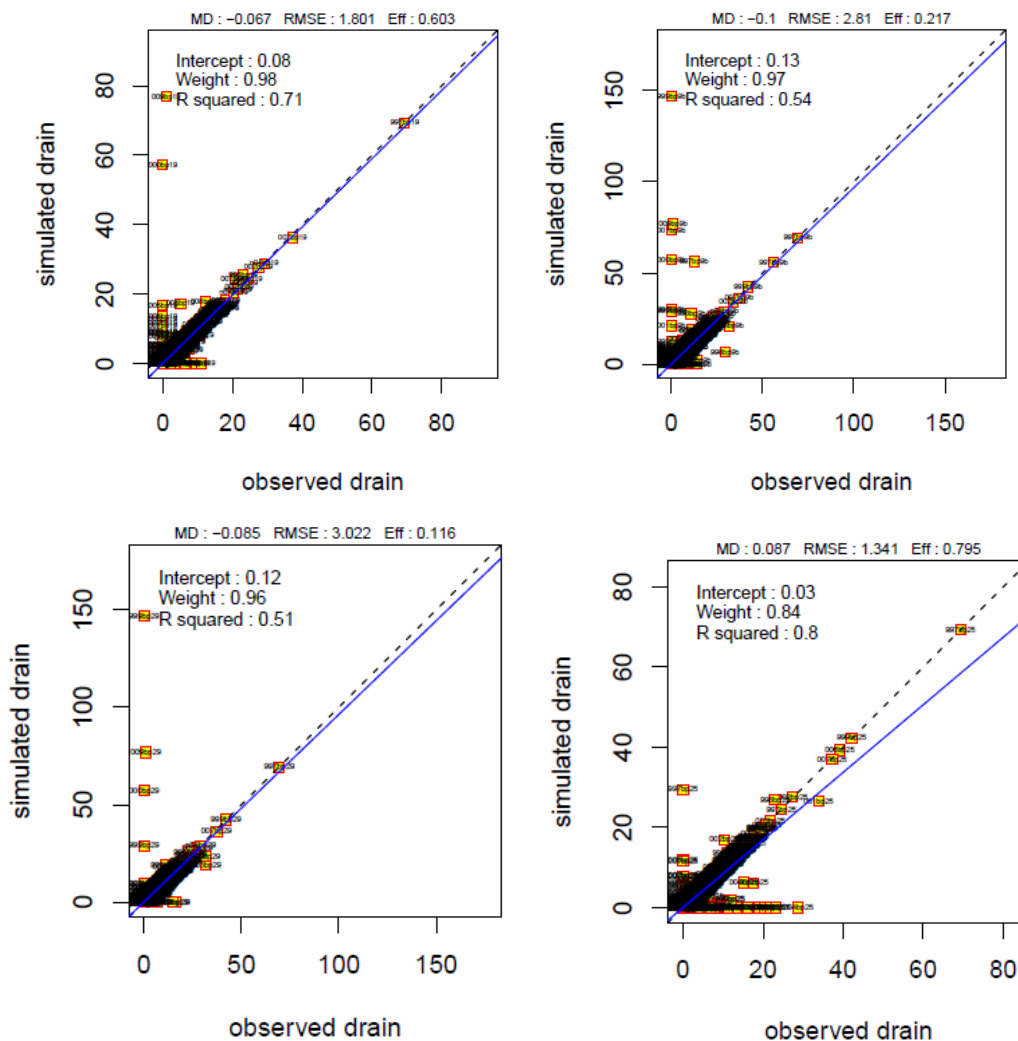


Figure 10 : Graphes des simulés-observés pour la variable de drainage sous le profil de sol pour BP19 (en haut à gauche), BP19B (en haut à droite), BP29 (en bas à gauche) et BP25 (en bas à droite). Les valeurs exprimées sont en mm d'eau. Le drainage « observé » est en réalité celui calculé par le bilan hydrique.

De même la comparaison des résultats des deux modèles sans prendre en compte de valeurs observées ne permet pas d'estimer le biais du calcul du drainage par rapport au taux de salissement des parcelles. Les adventices pouvant jouer un rôle de rétention en eau significatif si le taux de salissement en adventices de la parcelle est important. L'écart moyen pour les trois sites est très faible (-0,1 au maximum). De même l'écart quadratique moyen montre que la dispersion des valeurs est globalement très faible. Sur le site BP25 on distingue un écart important entre les valeurs calculées par le bilan hydrique et celles par STICS sous prairie permanente (Figure 13). Cette différence concerne uniquement les valeurs simulées en automne et sous prairie permanente. Les données calculées dans le modèle hydrique sont considérées sous couvert maximal en prairie. Or on distingue une valeur de drainage plus importante pour ce modèle. Il y

donc probablement au niveau de STICS une sous-estimation du drainage en automne et en prairie permanente sous sol couvert.

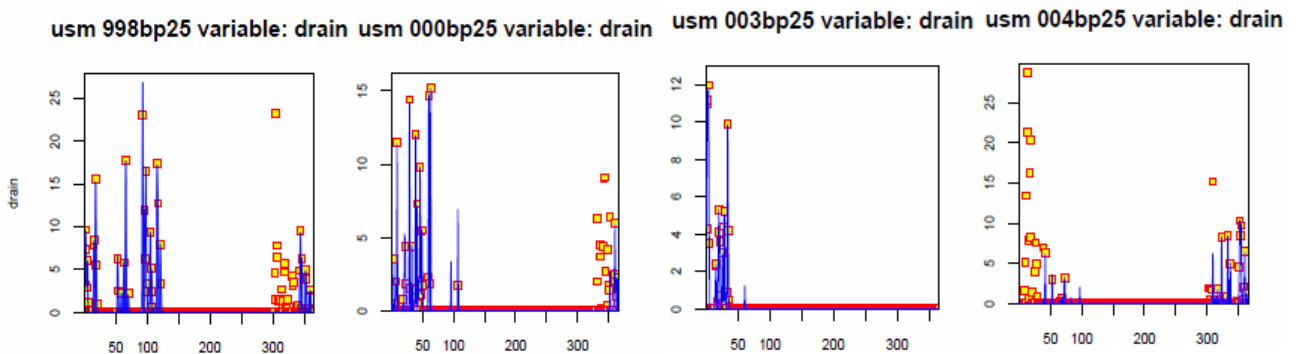


Figure 11 : graphes des simulés-observés pour le drainage (exprimé en mm) sur le site BP25 sous prairie pour quatre années. Les années 1998 et 2000 correspondent à des années pluvieuses et les années 2003 et 2004 à des années sèches.

Cette sous-estimation probable est visible toutes les années pluvieuses et en année sèche lors de la période de reprise du drainage. En revanche sur des prairies temporaires les deux modèles ont des résultats similaires. Les valeurs supérieures de drainage pour le modèle STICS par rapport au modèle de bilan hydrique correspondent la plupart du temps à un début d’implantation de culture. Dans ce cas il est plus probable que le modèle STICS soit plus performant que le modèle de bilan hydrique journalier, le couvert étant surestimé dans ce dernier.

Afin de prendre en compte le système de drainage deux modules ont dû être activés sur STICS : le module de macroporosité et celui d’infiltration. Il a donc fallu renseigner les paramètres sur le dispositif de drainage présent sur le site BP17. Il a fallu également paramétrer par défaut la valeur d’infiltration maximale (17,5 mm) pour l’horizon imperméable et établir la profondeur de la couche imperméable (30 cm). La valeur de 17,5 mm a été attribuée par essais successifs de simulations.

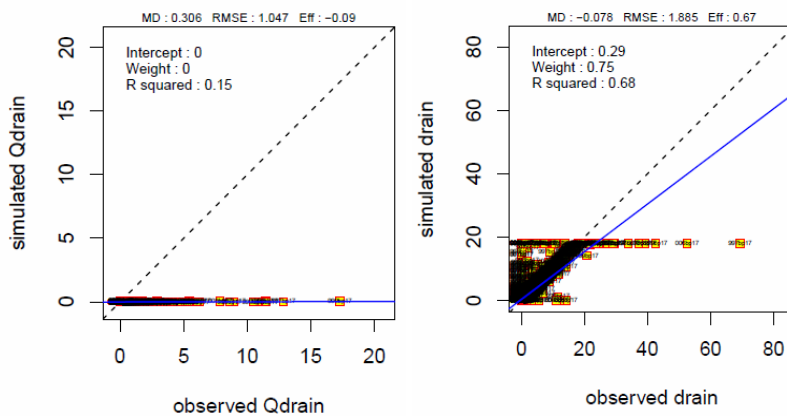


Figure 12 : Graphes des simulés-observés pour BP17 sur les variables de drainage aux drains (gauche) et sous le profil de sol (droite). Les valeurs exprimées sont en mm d’eau. Le drainage « observé » est en réalité celui calculé par le bilan hydrique. Les données de drainage présentes dans le graphe sont celles calculées sans prendre en compte les pertes par le système de drains.

On observe un problème au niveau du paramétrage du système de drainage : l’ajustement de l’infiltration de l’eau dans le sol semble fonctionnelle (valeur de drainage journalier plafonnée à 20 mm) mais la simulation du système de drainage ne semble pas éliminer le surplus d’eau via les drains (figure 14). Ainsi le drainage calculé par simulation n’est pas représentatif du drainage réel.

b. Teneur en eau par horizon

Les seuls sites ayant des teneurs en eau observées disponibles sont les sites BP25 et BP17. Les simulations du stock d’eau par horizon pour BP25 présente une surestimation de la teneur en eau du sol en automne 2006 et 2007. Ces deux années concernent des années sous prairie temporaire.

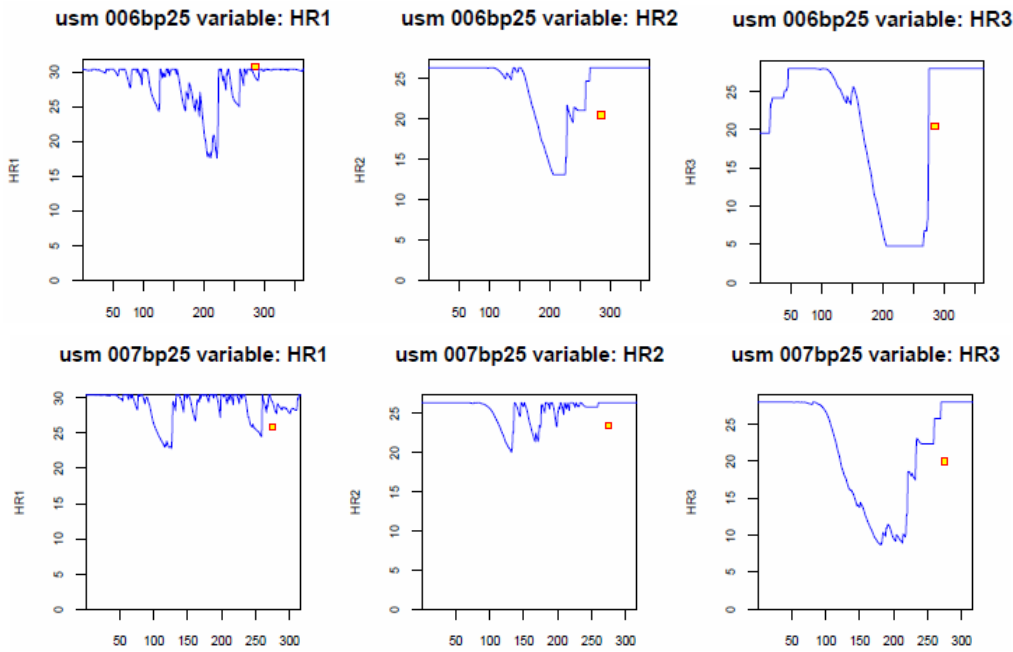


Figure 13 : Graphes des valeurs simulées de la teneur en eau et points observés des teneurs en eau par horizons pour BP25.

La simulation de la teneur en eau par STICS en période stable et à capacité au champ atteinte sont proches de la valeur observée sur la couche de sol la plus superficielle et dans une certaine mesure sur celle de 30 à 60 cm (Figure 15). Toutefois en période de forte variation (période sèche) ou après ces périodes, les valeurs simulées ont tendance à surestimer la teneur en eau du sol. Cette surestimation pourrait être causée par le paramétrage du sol : la capacité au champ des horizons a pu être surestimée sur les horizons inférieurs à 30 cm. Néanmoins on observe qu’une des valeurs observée sur l’horizon superficiel correspond à la capacité au champ ce qui exclut, au moins pour l’horizon superficiel, un mauvais paramétrage de la capacité au champ. A cela s’ajoute que le site BP17 à des valeurs de simulations proches des valeurs de teneurs en eau observées (Figure 16). Un autre facteur explicatif qui expliquerait également la différence de simulation entre les deux sites, pourrait être le pâturage.

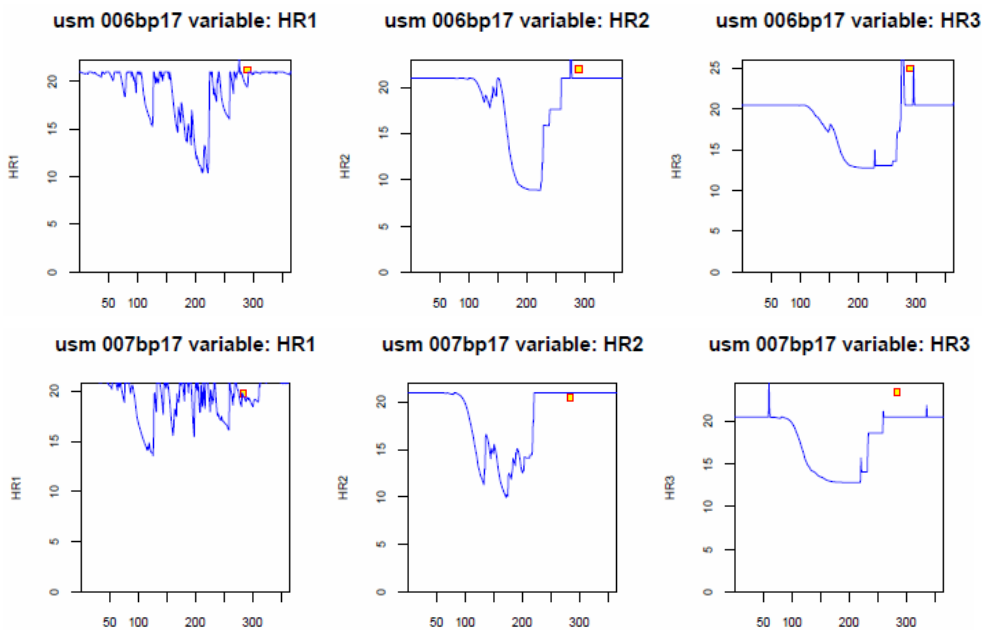


Figure 14 : Graphes des valeurs simulées de la teneur en eau et points observés des teneurs en eau par horizons pour BP17. Les données présentées sont celles sans activation du module de drainage (et des paramètres d’infiltration et de macroporosité)

Le pâturage sur le site BP25 est beaucoup plus intensif que sur le site BP17. La non prise en compte de ce facteur lors de simulations pourrait avoir un impact sur la simulation de la réserve en eau du sol.

2. Simulation de l'azote

Contrairement au lessivage il s'agit d'un estimateur qui n'est pas biaisé car les valeurs de cette variable ne sont pas issues de valeurs calculées. Cependant la mesure de bougie poreuse représentant la concentration moyenne de l'eau du sol qui a percolé sur la durée entre deux mesure, l'interprétation de la comparaison simulés-observés est plus difficile. Les mesures observées ponctuellement ont donc été attribuées sur les graphes à toute la période précédente jusqu'à la dernière mesure de bougie poreuse disponible. De cette manière il est plus facile d'interpréter cette concentration moyenne sur les graphes des valeurs simulées.

Les simulations des concentrations sont proches des valeurs observées sur les années suivant le début de l'enchaînement à l'exception du site BP25 qui est en prairie permanente. Après le retournement de prairie les concentrations sont également sous estimées. Après le début de l'enchaînement des simulations, les concentrations ont une tendance globale à être sous-estimées par STICS. Et ce même sur le site BP19 pour lequel l'arrière effet du passé de fertilisation est moindre (pas de fertilisation minérale ni organique pendant l'essai de fertilisation). A l'échelle annuelle les simulations ne représentent pas les fortes variations des concentrations observées aux bougies poreuses. Si on prend pour une période sous sol nu en 2004 pour les sites des Collines du Beaufroid 2 on constate que des variations de concentrations simulées trop faibles pour être visualisées dans le graphe (Figure 17).

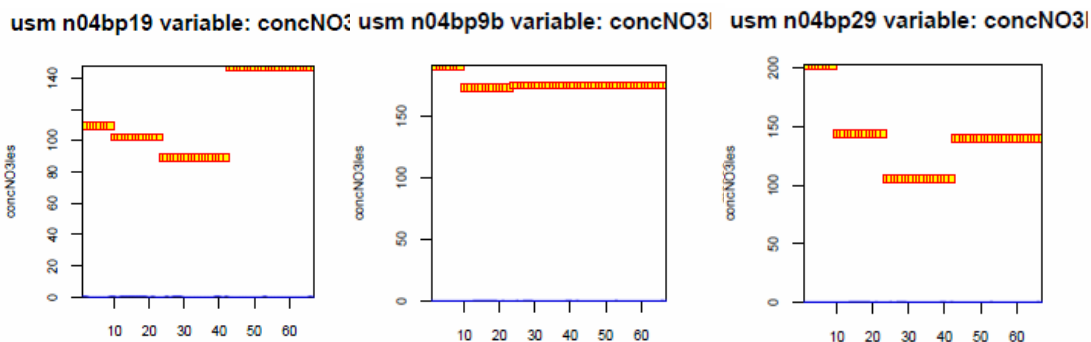


Figure 15 : Valeurs simulées (en bleu) et observées (en jaune) des valeurs de concentration en nitrate dans le sol exprimé en mg/L. La simulation se déroule pendant 67 jours de sol nu.

Le problème sur les simulations des concentrations sous prairies permanentes semble donc en partie lié au paramétrage de la prairie. En effet le fichier plante prairie n'intègre pas la fixation symbiotique des légumineuse ce qui conduit à faire une approximation sur les simulations et à simuler un prélèvement d'azote plus important. A cela s'ajoute une très forte surestimation du rendement (30 tonnes et plus de matière sèche aérienne par hectare). Ainsi la majorité de l'azote disponible est absorbé par la culture lors des simulations. Ces problèmes de simulation des concentrations en azote se répercute sur le calcul des pertes en nitrate par lessivage.

3. Bilan de l'évaluation

Deux problèmes majeurs ont été identifiés sur les simulations : un problème de simulation de la minéralisation et un problème de simulation des prairies. Le premier implique des processus de minéralisation très fortement sous-estimés. Cette sous-estimation pourrait avoir deux origines : un mauvais paramétrage des fichiers sols ou encore un formalisme du modèle non adapté au contexte de Mirecourt. La première hypothèse semble peu probable car le paramétrage du sol fait appel à une grande majorité de valeurs observées localement. La seule approximations qui a été effectué pouvant concerner la simulation des flux d'azote est celle qui a été faite sur les teneurs en azote organique. En effet la teneur en azote organique attribuée au sol est reprise d'une mesure de 2001. Néanmoins l'évolution du stock d'azote au cours du temps reste faible et n'explique pas cette difficulté à simuler les flux d'azote. L'hypothèse la plus probable est que la source des problèmes de simulation a pour origine une difficulté à simuler les flux d'azote des sols très argileux de Mirecourt.

	Bt	bleT	bleD	Ln	Lu	Ms	Mo	Og	Po	Pr	RGI	Vg
Nb usm	34	132	76	96	10	21	39	6	9	60	34	41
masec	0.8	0.9	0.8	0.8	0.0	0.6	0.9	0.1	0.9	0.6	0.3	0.6
mafrais	0.7											0.7
QNplante	0.7	0.8	0.2	0.5		0.4	0.8	-1.3	0.9	0.5	0.6	0.0
Qfix	0.8								0.8			-0.1
zrac			-0.3				0.7		0.6		0.8	
resmes	0.9	-2.9	0.2	1.0		0.7	0.9		0.9		0.8	0.7
HR1	0.3	0.7	0.5	0.7		0.8	0.5		0.8		0.8	-0.3
HR2	0.6	0.4	0.5	0.5		0.8	0.7		0.8		0.8	-0.4
HR3	0.8	0.4	0.4	0.3		0.7	0.8		0.7		0.7	-0.3
HR4	0.6	-1.0	0.3	-0.3		0.5	0.7		0.8		-2.0	-30.7
HR5	0.1	0.4	0.6	0.2			-1.8				-0.6	
mafruit	-0.9	0.6	-0.4	-0.1		0.3	-9.6	-1.5	-3.9		-1.2	0.6
lai	0.4	0.6	0.3	-6.2	-1.3	0.3	0.8	-0.9	0.8	0.1	-0.2	0.2
azomes	0.8	0.5	-0.4	0.6		0.1	0.6	0.2	0.2		0.7	
AZ1	0.6	0.2	-0.2	-2.5		-0.2	0.4	-20.1	0.8		0.6	
AZ2	-1.2	0.5	0.1	-1.9		0.5	0.2	-4.2	-2.8		0.4	
AZ3	-1.4	0.6	0.2	-30.7		-5.2	0.6	-32.2	0.2		0.5	
AZ4	-1.0	-0.1	0.5	-0.2			0.8	116.6	0.9		-0.1	
AZ5	-0.9	-0.1	-1.6	-2.2			-0.3				0.0	
pfruitfrais	-3.0											0.7
rnet												0.5
INN	-0.8	0.1	-2.1	-1.1		0.3	-0.3		-3.0		-0.5	
nbfruit	61.9	-0.1	-1.9	-1.3		-7.9	-0.1	-22.7			0.0	0.2
CNgrain	-6.8	-0.4	-2.2					-4.2	-1.3			0.2
hauteur	-1.1							-4.9				1.0

Figure 16 : évaluation de la qualité de paramétrage de STICS des fichiers plante sur la base de données SMS. Les valeurs montrées dans le tableau sont celles de l'efficacité du modèle à simuler les variables présentées. En rouge sont représentées les variables qui sont bien simulées (efficacité > 0,5) en blanc celles dont les simulations ne sont pas optimales (0,5 ≥ efficacité ≥ 0) et en bleu celles qui sont mal simulées (efficacité < 0). La prairie correspond à l'abréviation « Pr ». (Andrianarisoa Kasaina 2010)

Concernant la simulation de la prairie il reste également encore un travail de paramétrage à faire. Le fichier plante tel qu'il existe n'a pas été paramétré pour intégrer la fixation d'azote par les légumineuses en prairie. En dehors de la fixation, les rendements simulés sont trop fortement surestimés. Il s'agit probablement d'un problème lié à la version du modèle et à son utilisation par son interface logicielle winSTICS. Il a été également constaté des problèmes de compatibilité de version de STICS sur l'itinéraire technique et en particulier pour les fauches. Ces dernières posent problème lors d'un enchaînement de simulations. De plus, la structure des fichiers est sensiblement différente sur la version de STICS qui a servi à la calibration du fichier plante prairie. Il serait donc nécessaire d'adapter le paramétrage de la prairie à une version de STICS plus récente. La raison des mauvaises simulations en prairie étant majoritairement imputable à des problèmes de compatibilité du modèle. En dehors des considérations pratiques de l'utilisation du modèle en prairie, la calibration de ce fichier plante n'a été effectuée que sur trois variables (figure 18). Si on regarde l'évaluation du paramétrage la qualité des simulations reste assez faible par rapport à d'autres cultures. Il est donc indispensable avant de pouvoir simuler dans une ferme d'élevage, de calibrer ce fichier de prairie. Une alternative à la calibration de ce fichier serait de simuler la prairie en culture associée. Néanmoins la question du paramétrage des plantes associées se poserait également pour les cultures qui ne sont pas encore intégrées à STICS.

D'autres problèmes pourraient également se poser. Dans le contexte d'une ferme d'élevage STICS devrait pouvoir intégrer l'effet du pâturage en prairie. Ici à cause des autres problèmes de simulation, l'impact des approximations faites sur le pâturage en prairie n'a pas pu être évalué. Néanmoins les régressions ont montré un effet de la pression de pâturage sur les concentrations en nitrates de l'eau du sol. Il serait nécessaire à terme d'incorporer au modèle un module sur le pâturage ou de coupler STICS avec un modèle simulant l'effet du pâturage. En agriculture biologique il est également essentiel d'évaluer le module de culture associée pour les différentes cultures et variétés couramment utilisées.

Les cultures posent également problème dans le cas d'associations complexes telles que ça été le cas pour les cultures intermédiaires. En effet sur Mirecourt les cultures intermédiaires implantées pendant la période de l'étude et sur les sites à bougies poreuses correspondaient à des associations de plus de deux espèces. STICS n'intégrant l'association de deux espèces la solution à terme pourrait être de créer un fichier plante culture intermédiaire. Enfin le module de cultures associées permettrait de prendre en compte la compétition avec les adventices. En agriculture biologique l'arrêt de l'utilisation des phytosanitaires augmente le risque d'échec des cultures et peut également provoquer une baisse de rendement. Concernant les pratiques en agriculture biologique, la multiplication des travaux effectués sur le sol et la réduction de la

profondeur de ceux-ci nécessite de tester la sensibilité de ce modèle mais de prendre en compte l'impact de ceux-ci sur diminution de la compétition avec les adventices.

STICS présente donc un potentiel d'utilisation pour simuler l'agriculture biologique intéressant mais qui nécessite encore un travail important pour être réellement utilisable. Cela est particulièrement vrai dans un contexte où la production animale est associée à la production végétale. Il faut dans ce cas intégrer le pâturage et les prairies permanentes et temporaires aux simulations.

D. Bilan entrées-sorties

Une grande partie du travail sur ce bilan a été effectuée. Néanmoins pour pouvoir analyser la balance azotée il est encore nécessaire d'approfondir et de fiabiliser les calculs qui ont été fait. En conséquence ce bilan entrées-sorties n'a pas pu être analysé. Néanmoins les points à améliorer sont maintenant connu et à terme ce travail pourra être repris. Le bilan actuel ne prend pas en compte les dépositions atmosphériques ni la volatilisation de l'azote et la dénitrification (tableau 31). Toutefois en supposant que ces entrées et sorties d'azote sont stables au cours du temps il est possible de comparer l'impact des pratiques en agriculture conventionnelle et biologique. Afin d'avoir une interprétation objective il convient néanmoins de ne pas oublier que cette approximation n'est pas négligeable. Et ce particulièrement pour la dénitrification sur les sols des sites de la justice qui ont des tendances à l'hydromorphie.

La comparaison agriculture biologique et agriculture conventionnelle nécessite également une réflexion sur la manière d'analyser les données. En effet il n'est pas possible d'analyser objectivement les différentes rotations en elles même et ce pour de nombreuses raisons. Les rotations en agriculture conventionnelle ont été adaptées suivant les besoins ce qui ne permet pas d'établir de rotation « type ».

Entrées	Sorties
<i>Fixation</i>	exportation de culture
<i>Fertilisation</i>	Lessivage
<i>Restitution au pâturage</i>	Ingestion au pâturage
<i>Déposition atmosphérique</i>	<i>Volatilisation/dénitrification</i>

Tableau 31 : entrées et sorties d'azote. Celles marquées en rouge sont celles qui ne sont pas prises en compte dans le bilan.

Les dix ans d'analyse permettent malgré tout d'avoir une approximation du bilan entrée-sortie relativement juste. A cela s'ajoute qu'après passage en agriculture biologique seules 5 années de rotation sont disponibles. Or les rotations après conversion sont de 6 à 8 ans. Toutes les parcelles ayant eu un retournement de prairie sur ces 5 ans, le poids de celui-ci sur les données analysées ce trouve plus important.

Pour que le bilan entrées-sorties puisse être exploitable il est nécessaire de reprendre le calcul des restitutions au pâturage. Les approximations qui ont été faites sur ces valeurs ne correspondent pas à celles qui ont été faites sur l'ingestion d'herbe fraîche du bétail au pâturage. Il faudrait également vérifier la fiabilité du modèle utilisé pour recalculer des valeurs de rendements correspondant aux sites à bougies poreuses des Collines du Beaufroid 2.

V. Discussion et conclusion

L'analyse des données de Mirecourt a nécessité une réflexion constante sur la pertinence de l'approche analytique des données. Suivant l'échelle choisie et les variables prises en compte les effets visibles ne sont pas les mêmes. Ceci a été particulièrement vrai pour l'analyse des données de pâturage et sur l'analyse de l'arrière effet après conversion en agriculture biologique. L'effet du pâturage n'est visible sur des régressions multiples qu'en prenant des données sur des prairies permanentes et en excluant les années sèches. En prairie temporaire les concentrations en nitrate de l'eau du sol sont dépendantes les premières années du précédent cultural et de l'arrière effet de fertilisation. Pour identifier les facteurs influençant les

concentrations en nitrates il est alors nécessaire d'exclure les premières années ne laissant ainsi trop peu de données à analyser. Un problème d'échelle s'est également posé pour vérifier la présence de l'arrière effet de la fertilisation après conversion. L'arrière effet après conversion en agriculture biologique est visible uniquement en regardant la moyenne des concentrations sur toute la période en agriculture biologique. Il apparaît donc difficile de comparer le système conventionnel et l'agriculture biologique sur une rotation à l'échelle d'une seule parcelle. Les facteurs influençant les pertes en nitrates étant très divers et trop difficile à identifier à cette échelle. Une échelle plus appropriée pour ce type d'approche pourrait être d'analyser les données à l'échelle de l'exploitation entière et sur plusieurs rotations. Cette approche permettrait au moins de dégager dans certaines limites l'impact des choix de rotation mais aussi de prendre en compte l'impact de la répartition de ces rotations à l'échelle de la ferme. Dans tous les cas il convient d'observer une certaine prudence vis-à-vis d'une comparaison de deux systèmes aux objectifs et contraintes radicalement différents.

Néanmoins cette étude a permis d'identifier des facteurs sensibles pour le lessivage des nitrates en agriculture biologique. Les régressions multiples ont montré l'importance d'avoir un couvert au sol pendant l'interculture. Cette nécessité d'implanter des cultures intermédiaires et de diminuer la durée de sol nu est d'autant plus importante en agriculture biologique que les apports de d'azote par l'exploitant se font par l'emploi de fertilisants organiques. A cela s'ajoute qu'une période de sol nu ne se caractérise pas systématiquement par un lessivage plus important mais rend le système plus sensible au lessivage lors de conditions climatiques exceptionnelles (données disponibles en annexe7). En 2002-2003 et 2003-2004, années de sécheresse importante, le lessivage a été très important sur tous les sites à bougies poreuses. Si on compare ces années à l'année de déficit hydrique 2005-2006 après conversion on constate que le lessivage sur les parcelles qui ne sont pas en prairie est en moyenne de 60kgN/ha en conventionnel contre 15 kgN/ha pour la parcelle ayant le plus de lessivage en agriculture biologique. En 2003-2004 le lessivage moyen sur les sites à bougies poreuses sous culture annuelle a même atteint une moyenne de 80 kgN/ha cela étant du à une durée de sol nu particulièrement longue.

Un autre facteur important influençant le lessivage est le travail du sol et en particulier les retournements de prairie. Ces retournements de prairies permettent après d'avoir pour la culture suivante un effet équivalent à une fertilisation. Les hausses les plus importantes de concentrations en nitrate dans les eaux de drainage après conversion s'observent après retournement de prairie. Pour éviter les pertes d'azote par lessivage il est donc nécessaire de limiter la durée de sol nu après destruction de prairie voire d'implanter des cultures intermédiaires après la culture suivante. Toutefois malgré une exploitation agricole limitant le nombre d'intervention sur le sol, la pression des adventices nécessite certaines années d'intervenir plusieurs fois. C'est le cas pour l'année 2009-2010 pendant laquelle la multiplication des travaux sur certains sites a entraîné une augmentation importante des concentrations en nitrates dans les eaux de drainage et donc par un lessivage plus important. L'effet du retournement de prairie est bien connu et la littérature propose des méthodes pour mieux évaluer et maîtriser son impact (CIVAM Bretagne 2010). Néanmoins la maîtrise de la lutte contre les adventices reste une problématique importante en agriculture biologique et nécessite encore une réflexion pour avoir une réponse adaptée à ce problème. L'alternative actuelle étant dans le contexte de Mirecourt, de multiplier des travaux du sol moins profonds associé à un second labour si nécessaire et en cas de pression des adventices trop forte.

D'autres facteurs complexes restent également à étudier. C'est le cas de l'effet du pâturage : globalement, sur les 15 ans d'analyse le troupeau a plutôt une tendance à limiter le lessivage à la parcelle. Cela corrobore ce qui a été trouvé par Hack-ten Broeke dans le cas d'une gestion du pâturage extensive (Hack-ten Broeke et al. 2007). Toutefois le pâturage remet à disposition l'azote prélevé par la prairie augmentant potentiellement les risques de lessivage. Dans le cas où la part de complémentation dans l'alimentation animale est importante celle-ci pourrait même agir lors de pâturage intense comme une fertilisation et non plus comme une exportation d'azote à la parcelle. L'influence de cette part de la complémentation alimentaire du bétail serait à étudier dans le cadre du bilan entrées-sorties qui n'a pu être abouti ici.

L'influence de la part de légumineuse dans l'implantation d'une prairie temporaire sur le lessivage sera à terme également un autre facteur à analyser. Une étude a montré qu'il n'y a pas de corrélation entre le type de légumineuse incorporé dans une prairie et lessivage en nitrate (Scherer-Lorenzen, et al. 2003). Toutefois la part des légumineuses dans la composition d'une prairie est significativement corrélée aux pertes en azote nitrique. En agriculture biologique les faibles intrants en azote organique permettent d'avoir de faibles concentrations en nitrates sous couvert de prairie. Seulement la part de lessivage dû à

l'implantation de légumineuses après destruction d'une prairie temporaire reste à déterminer. De même la destruction régulière de prairie temporaire pourrait avoir un effet sur le potentiel de minéralisation de l'azote organique sur le long terme.

La modélisation des systèmes en agriculture biologique pourrait être une solution pour mieux comprendre les phénomènes complexes liés au lessivage. Néanmoins cette complexité est un défi à la modélisation puisque elle nécessite une sensibilité plus grande du modèle vis-à-vis de phénomène plus sensible en agriculture biologique. A cela s'ajoute que les pratiques en agrobiologie diffèrent de beaucoup par rapport aux pratiques en agriculture conventionnelle. Le modèle STICS présente encore certaines lacunes qu'il reste à combler avant de pouvoir envisager de tester des scénarios. Les résultats des simulations n'ont d'ailleurs pas permis de déterminer la capacité du modèle à simuler certaines pratiques telles que les retournements de prairie ou encore de tester les cultures associées dans un contexte plus large que celui qui a servi au paramétrage de ce module. Néanmoins avoir un outil fonctionnel capable de simuler les systèmes d'agriculture à faibles intrants serait un atout qui empêche d'écarter d'emblée l'utilisation d'un modèle tel que STICS.

VI. Bibliographie

- Andrianarisoa Kasaina S. 2010. *Évaluation par Simulation des Potentialités et des Impacts des Agrosystemes: ESPIA*. Présentation.
- Beaudoin N. 2002. *Méthode d'utilisation de LIXIM pour le calcul du drainage d'eau et du lessivage de nitrate*. Synthèse de travail. 18 pages.
- Bergström L., Kirchmann H., Aronsson H., Torstensson G., et Mattsson L. 2008. *Use Efficiency and Leaching of Nutrients in Organic and Conventional Cropping Systems in Sweden*. Dans *Organic Crop Production – Ambitions and Limitations*. Springer. Pages 143-159.
- Brisson N., et Mary B. 2002. *Documentation STICS: Concepts et formalismes*. INRA, 2002, 85 pages.
- Brisson N., Launay M., Mary B., et Beaudoin N. 2009. *Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the Stics Crop Model*. Editions Quae. 304 pages.
- Burel E. 2009. *Calibration d'un fichier plante du modèle STICS: orge de printemps*. 80 pages.
- Chambre d'agriculture des Deux Sèvres 2008. *Le prix des aliments*. Plaquette.
- Chambre d'agriculture Picardie 2010. *Comment adapter l'irrigation à la culture*. Plaquette. 2 pages.
- CIVAM Bretagne 2010. *Pourquoi-comment réduire les risques "azote" liés au retournement des prairies? Pourquoi-comment réduire les risques*. 13 pages.
- Constantin J., et 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*. Dans *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Elsevier. Pages 268-278.
- Hack-ten Broeke M.J.D., De Groot W.J.M., et Dijkstra J.P. 2002. *Impact of excreted nitrogen by grazing cattle on nitrate leaching*. Dans *Soil Use and Management*. Wiley.. Pages 1475-2743.
- Diomard I. 2002. *Potentiel de production des prairies naturelles et fertilisation azotée*. Synthèse bibliographique. 3 pages.
- Kelm M., Loges R., et Taube F 2008. *Comparative analysis of conventional and organic farming*. Compte rendu de conférence: *16th IFOAM Organic World Congress*. 5 pages.
- Almajou H., Bruand A., Duval O., et Cousin I. 2007. *Variation of the water-retention properties of soils: Validity of class-pedotransfer functions*. Dans *Geoscience* vol. 339 n°9. Elsevier. Pages 632-639.
- Ruget, F., Novak S., et Granger S. 2006. *Du modèle STICS au modèle ISOP pour estimer la production fourragère. Adaptation à la prairie, application spatialisée*. Dans *Fourrages* vol. 186. Pages 241-246.
- Scherer-Lorenzen M., Palmborg C., Prinz A., et Schulze E-B. 2003. *The role plant diversity and composition for nitrate leaching in grassland*. In *Ecology* vol. 84, issue 6. Ecological Society of America. Pages 1539-1552.
- Stolze M., Piorr A., Dabbert S., et Häring A. 2000. *The Environmental Impacts of Organic Farming In Europe*. *Organic Farming in Europe: Economics and Policy* vol. 6. Stuttgart-Hohenheim. 143 pages.