

Modélisation des flux d'azote

dans le bassin versant laitier de la Fontaine-du-Theil

H. Chambaut¹, P. Bordenave², P. Durand³, F. Laurent⁴, L. Fourrié⁵

¹ Institut de l'Elevage, 9, rue André Brouard, BP 70510, F-49105 Angers cedex 02 ;
helene.chambaut@inst-elevage.asso.fr

² Cemagref, 50, avenue Verdun Gazinet, F-33612 Cestas cedex

³ INRA–UMR Sol., Agronomie et Spécialisation, INRA-ENSAR, 65, route de Saint Briec, F-35042 Rennes cedex

⁴ ARVALIS-Institut du végétal, F-91720 Boigneville

⁵ ACTA, 149, rue de Bercy, F-75595 Paris cedex 12

Résumé

De nombreux travaux ont été menés dans l'Ouest afin de mieux cerner les moyens d'action les plus efficaces dans un contexte sensible (pluviométrie abondante, écoulements superficiels, forte densité des productions animales, forte dominante de l'utilisation agricole du territoire). Les études effectuées sur le bassin de la Fontaine-du-Theil, petit bassin laitier intensif de Bretagne (35), croisent les approches réalisées pour comprendre, suivre et évaluer les pertes d'azote vers l'eau à l'échelle d'un territoire : suivi des pratiques parcellaires, évolution de la gestion de la fertilisation, des couverts et des troupeaux sur l'exploitation, conséquences sur les indicateurs environnementaux depuis la parcelle jusqu'au bassin versant. Les résultats de scénarios d'optimisation des pratiques dans les systèmes en place sont encourageants : en réduisant de 60% les excédents azotés dans les fermes, les surfaces classées à risque faible de lessivage passent de 21% à 78% du bassin et la concentration en nitrate simulée à l'exutoire atteint entre 40 à 45 mgNO₃/l en moyenne après une vingtaine d'années. Pour atteindre plus rapidement l'objectif de potabilité de l'eau, une désintensification des systèmes fourragers est à envisager. Dans ce cas, bien que les indicateurs de pratiques soient moins favorables (bilans azotés et pressions organiques et minérales supérieures), les concentrations de nitrates à l'exutoire chutent plus rapidement, quels que soient les modèles utilisés.

Introduction

La reconquête de la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant mobilise de nombreux acteurs et nécessite la mise en œuvre d'actions qui peuvent remettre en question la gestion du territoire agricole et non agricole. Les agriculteurs sont sollicités pour modifier leurs pratiques en vue de réduire les flux et les pertes d'azote, de phosphore et de produits phytosanitaires à l'échelle de l'exploitation, avec des conséquences espérées sur la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant. Cependant, si l'évolution des pratiques agricoles est assez facilement quantifiable à l'aide d'indicateurs de suivi dans les exploitations, il est plus difficile de quantifier le bénéfice pour l'environnement sur une échéance donnée : répercussions sur l'évolution des caractéristiques des sols, la qualité de l'eau et de l'air en un point donné. Les interrogations concernent notamment le temps nécessaire pour observer une amélioration de la qualité de l'eau attribuable à l'adoption de nouvelles pratiques plutôt qu'aux conditions climatiques (AUROUSSEAU *et al.*, 2004). S'en suivent des inquiétudes sur l'efficacité des mesures prises : les améliorations apportées dans les exploitations seront-elles suffisantes pour retrouver dans un temps imparti l'objectif de qualité des eaux permettant de répondre aux exigences réglementaires ? La réponse demande d'intégrer à la fois des leviers socio-économiques pouvant expliquer des freins à l'adoption de nouvelles pratiques, des données physiques concernant les écoulements d'eau dans le bassin (types de sol et de sous-sol, topographie, structuration du paysage...) et l'aléa climatique (dilutions plus ou moins importantes des flux de polluants une année donnée). Enfin, il est également nécessaire de prendre en compte, pour la problématique azotée, la localisation des parcelles sources d'émission une année donnée dans le bassin (BEAUJOUAN *et al.*, 2004) ainsi que le positionnement des zones susceptibles de réorienter les flux d'azote issus des parcelles vers l'air, les plantes (haies, friches...) ou le sol.

Le développement de modèles à différentes échelles (parcelle, exploitation, bassin versant) permet d'intégrer de mieux en mieux l'impact des pratiques agricoles, de l'aménagement du territoire (position des parcelles, haies, fossés, routes, bâti...) et les différents paramètres de milieux sur la circulation des flux d'azote dans le bassin. Ainsi, **l'utilisation de ces modèles sur des bassins versants équipés** (mesures de débits, de concentrations, suivi des pratiques et assolements) **peut aider à évaluer l'impact potentiel de scénarios de modifications de pratiques**, toutes conditions pédo-climatiques égales par ailleurs. A titre d'illustration, nous rapportons ici les résultats obtenus par différents modèles sur le bassin versant de la Fontaine-du-Theil situé en Ile-et-Vilaine (35). Ce bassin a fait l'objet d'un suivi des pratiques et de mesures pendant une dizaine d'années par ARVALIS-Institut du Végétal. Il présente l'intérêt d'être de petite taille (128 ha), essentiellement agricole (la SAU représente 91% de la surface du bassin) et d'impliquer un faible nombre d'agriculteurs (20). **Il est donc possible de réaliser des simulations précises à différentes échelles** (parcelles, exploitations, sous-bassins). Quatre outils de simulation des flux d'azote vers l'eau ont été mis en œuvre dans le cadre d'un projet associant l'ACTA, ARVALIS-Institut du végétal, l'Institut de l'Élevage, le CEMAGREF et l'INRA (rapport ACTA, 2004). Les flux d'azote vers l'air ont pu être précisés par la suite (OEHLER *et al.*, 2005). Les résultats de pertes par ruissellement (flux de phosphore et transferts de produits phytosanitaires) sont présentés séparément (THIERRY et CASTILLON, 2007, ce colloque).

1. Présentation du bassin

1.1. Le milieu physique

Le bassin versant de la Fontaine-du-Theil est situé à l'est de Combourg (35). Le ruisseau est un affluent de la Tamoute qui se jette dans le Couesnon. Il est donc situé sur la ligne de partage des eaux entre la Bretagne et la Normandie. Le bocage y est encore présent avec une prédominance de haies sur talus, notamment en amont où se trouvent également des zones humides. C'est un bassin dissymétrique, les pentes du versant est étant dans l'ensemble plus pentues (5 à 8%) que celles du versant ouest. Les sols y sont aussi plus profonds (RFU de 150 à 200 mm contre 100 à 150 mm). Ce sont majoritairement des limons (58% limon, 18% argile, 22% sable, 2,2% matière organique) profonds (plus de 60 cm de profondeur en moyenne). Ils sont sains à peu hydromorphes et les possibilités de dénitrification des zones tampons situées dans les bas-fonds sont faibles à moyennes. Le socle de schistes briovériens, profond d'une dizaine de mètres, est imperméable et peu fissuré. L'infiltration de l'eau est lente et le ruissellement de surface plus important dans les sols battants (48% des sols du bassin ont un indice de battance élevé). La pluviométrie annuelle observée est le principal facteur de variation climatique interannuelle avec une moyenne de 890 mm sur la période 1998-2006.

1.2. Productions agricoles et flux d'azote observés dans les exploitations

– Un bassin à dominante laitière

La production laitière est dominante et concerne la quasi-totalité des 20 exploitations du bassin. Dans 65% des cas, un atelier de viande bovine est associé. Les systèmes bovins sont **plutôt intensifs** (1,7 UGB/ha SFP, 38% maïs/SFP) mais rarement associés à un élevage de granivores. La surface agricole du bassin se répartit entre le maïs (35% de la SAU avec 80% de maïs fourrage), les céréales à paille (26% de la SAU avec plus de 90% de blé) et les prairies (23% de la SAU avec plus de 80% de prairies temporaires). Les successions de couverts prédominantes dans les exploitations sont maïs-blé et maïs-blé-prairie temporaire, en lien avec la proximité des parcelles pour le pâturage. Les fertilisations minérales moyennes relevées par enquête annuelle sont au démarrage de l'action en 1997 de 73 kg N/ha sur maïs (écart type 37), de 115 kg N/ha sur blé (écart type 35) et de 133 kg N/ha de prairie (écart type 62).

Etant donné la petite taille du bassin, seules huit exploitations ont plus de 5 ha dans la zone étudiée. Cinq de ces éleveurs, volontaires et couvrant 58% de la SAU du bassin, ont fait l'objet d'une enquête approfondie sur l'ensemble de leur exploitation afin d'élaborer des scénarios de changement de pratiques cohérents. Bien que ce soit un nombre restreint d'exploitations, leurs caractéristiques moyennes sont assez représentatives des pratiques rencontrées dans les fermes laitières de Bretagne sur des périodes proches (tableau 1).

TABEAU 1 - Représentativité des exploitations laitières étudiées.

	Bassin versant de la Fontaine-du-Theil	Bassins versants Bretagne Eau Pure ^[1]	Enquêtes Directive Nitrate ^[2]
Structure d'exploitation :			
- Proportion d'élevages à plus de 70 UGB	40%	43%	33%
- SAU (ha)	62	54	47
- Part de prairies/SAU (%)	44	36	38
- Part de maïs/SAU (%)	30	27	28
- Part d'autres céréales/SAU (%)	21	26	25
Pression d'azote N min + N org (kg N/ha)	224	217	216
dont N minéral/SAU	120	82	78

^[1] Bassin versant de démonstration Bretagne Eau Pure : enquête réalisée par les Chambres d'Agriculture de Bretagne sur la campagne 98/99 auprès de 255 exploitations recouvrant 13 640 ha de SAU. Les bassins sont situés sur les quatre départements bretons mais 43% des exploitations sont en Ille-et-Vilaine.

^[2] Enquête bretonne des pratiques réalisées dans le cadre du suivi évaluation des premiers programmes d'action de la Directive Nitrate.

– Bilans de l'azote au niveau de l'exploitation et des parcelles

Le **bilan apparent de l'azote** (SIMON et LE CORRE, 1992) réalisé sur les exploitations du bassin montre un excédent moyen de 127 kg N/ha SAU/an, valeur proche de celles obtenues dans différentes études par les Chambres d'Agriculture et l'Institut de l'Élevage (tableau 2). Ce solde est un indicateur de risque potentiel de pertes vers l'air et l'eau. L'optimisation des pratiques permet de réduire l'excédent en dessous de 100 kgN/ha SAU/an pour des élevages laitiers spécialisés en Bretagne (CHAMBAUT *et al.*, 2000). Le **calcul des flux d'azote** au niveau du sol des parcelles du bassin des 20 exploitations a été calculé selon deux méthodes pour se rapprocher du risque potentiel pour l'eau (LEGOUT, 1998). Le solde moyen est de 45 kg N/ha/an (écart type 42) pour le bilan "type CORPEN"¹ et de 44 kg N/ha/an (écart type 38) pour le bilan sol "type COMIFER"². Dans ce second bilan, l'azote organique des restitutions au pâturage (26 kg N/ha/an en moyenne) n'est pas compté.

1 Azote minéral + fixation légumineuses pures + azote organique total des épandages et des restitutions au pâturage – exportations des récoltes (rendements cultures et pâturage).

2 Entrées = azote minéral, fixation symbiotique, minéralisation des résidus, de l'humus du sol, des retournements de prairie, des apports organiques et des arrière-effets des amendements organiques ;
Sorties = exportations à la récolte.

TABEAU 2 – Bilans apparents de l'azote des exploitations

	Fontaine-du-Theil FOURIER L. 2001	Réseaux d'élevage lait CHAMBAUT et LE GALL, 1998	Green Dairy Bretagne RAISON <i>et al.</i> , 2006
Nombre de fermes	5*	128	15
Cultures (% SAU)	29	19	21
Maïs (% SFP)	39	33	30
Chargement (UGB/ha SFP)	1,8	1,8	1,8
Production (l/VL)	6 996	6 600	6 733
Concentrés (kg/VL)	925	1 080	926
Lait produit (l/ha SAU)	4 356	5 650	5 315
Entrées (kg N/ha SAU) :	189	196	193
<i>Dont Fertilisants**</i>	133	141	100
<i>Dont Concentrés</i>	53	49	85
Sorties (kg N/ha SAU) :	62	54	76
<i>Dont lait et viande</i>	34	39	56
<i>Dont cultures et pailles</i>	28	15	16
Excédent bilan apparent (kg N/ha SAU)	127	142	117
Taux de conversion (%N sorti/N entré)	33	30	39

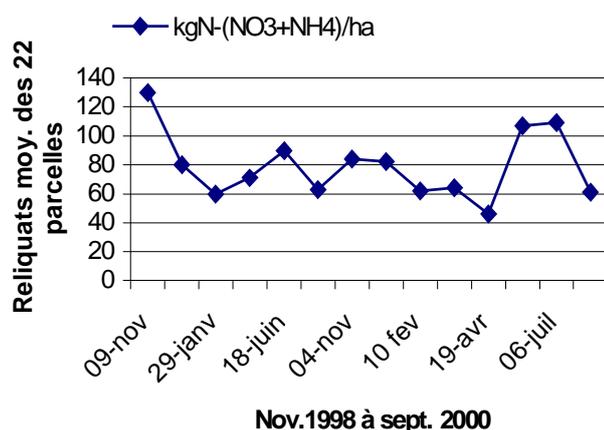
* 5 exploitations couvrant 58% SAU du bassin versant

** Engrais minéraux, azote total des engrais organiques importés, fixations légumineuses

– Reliquats d'azote minéral

Les reliquats d'azote minéral présents dans les sols de 22 parcelles représentatives de la sole culturale du bassin ont été mesurés de 1998 à 2000 (figure1). Ces reliquats sont élevés en moyenne et supérieurs aux indicateurs de balance azotée moyens cités précédemment, ce qui semble indiquer une minéralisation nette d'azote dans les sols importante, y compris en hiver.

FIGURE 1 – Reliquats d'azote minéral moyens de 22 parcelles suivies de 1998 à 2000 sur le bassin versant de la Fontaine-du-Theil.



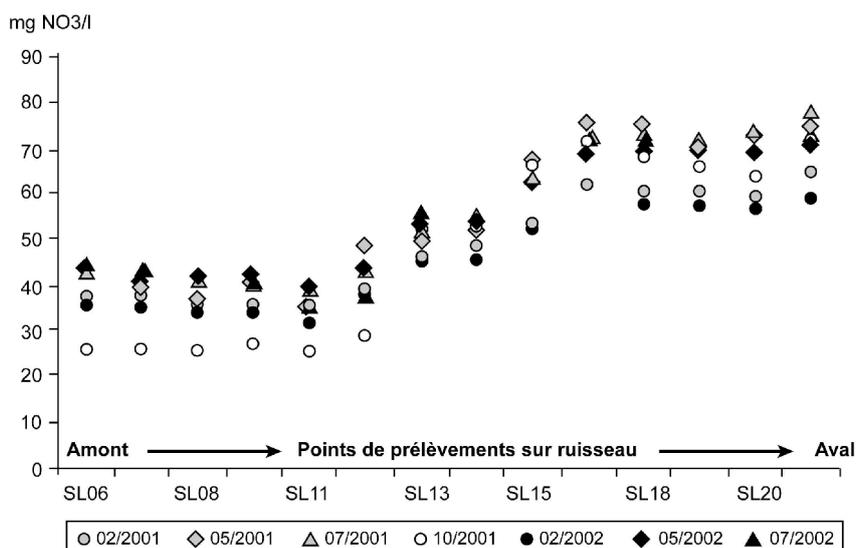
On observe une forte variabilité des reliquats entre rotation et entre parcelles. En moyenne sur trois ans, les parcelles en prairie présentent des reliquats d'azote minéral à l'automne moindres que celles en maïs et blé (THIERRY *et al.*, 2002). Cependant, il n'a pas pu être mis en évidence de relation nette entre les reliquats mesurés dans les sols et les soldes des bilans calculés, quelle que soit la méthode. **Ceci montre la limite des indicateurs simples d'évaluation de potentiel de risque au travers des pratiques annuelles qui n'intègrent pas les caractéristiques du milieu** (sol, climat, hydromorphie...). Les phénomènes complexes tels que la minéralisation et l'organisation d'azote depuis les matières organiques du sol sous l'influence des conditions pédoclimatiques jouent un rôle important en climat océanique tempéré mais sont peu quantifiables sans mesures complémentaires, de façon simple dans les conditions précises d'une parcelle.

1.3. Teneurs en nitrate des eaux observées dans le bassin de la Fontaine-du-Theil

Le site de la Fontaine-du-Theil est instrumenté de façon à mesurer précisément les débits et les flux journaliers d'azote à l'exutoire. Un suivi de la concentration en nitrate a également été effectué le long du cours d'eau principal (23 points de mesures) et sur un transect perpendiculaire au cours d'eau couvrant les deux versants (THIERRY *et al.*, 2003).

La concentration moyenne en nitrate à l'exutoire du bassin fluctue entre 40 et 80 mg NO₃/l selon les années hydrologiques (1999 - 2002). Contrairement à ce qui est observé couramment, les teneurs en nitrates au printemps/été sont plus élevées qu'en automne/hiver lorsque le débit du cours d'eau est plus fort (figure 2). La teneur de l'eau à la source du bassin (25 à 45 mg NO₃/l) paraît élevée, malgré la présence importante de zones à caractère hydromorphe (38% des sols du sous-bassin amont sont à caractère moyennement à très hydromorphe (THIERRY *et al.*, 2002).

FIGURE 2 – Concentrations instantanées en nitrate en mg/l à plusieurs dates le long du ruisseau de la Fontaine-du-Theil à Saint-Léger (suivi hebdomadaire 1999-2002).



Les teneurs en nitrate observées dans les piézomètres positionnés sur les versants du bassin sont **très variables** (souvent de 40 à 80 mg NO₃/l). Cela amène les auteurs à conclure que "le flux d'azote dans l'eau du ruisseau provenant des surfaces agricoles transite par des nappes superficielles qui sont elles-mêmes très concentrées. Ces nappes déterminent de façon dynamique les flux dans le ruisseau et leur comportement n'est pas homogène" (THIERRY *et al.*, 2002).

L'ensemble de ces données a permis le calage des modèles "bassin versant", la reconstitution des principaux flux d'azote circulant dans le bassin dans l'état initial des pratiques puis leurs évolutions suite à l'optimisation de pratiques simulées dans les exploitations.

2. Modélisation des flux d'azote dans le bassin versant

2.1. Description des outils de modélisation des flux d'azote utilisés

A partir des pratiques mises en œuvre dans les parcelles, différents outils de simulation ont été utilisés sur le bassin. Deux d'entre eux, les modèles Flux azote et DEAC, sont des outils de calcul du lessivage d'azote sous les parcelles. Deux autres outils, les modèles agro-hydrologiques BMP1 et TNT2, couplent un module agronomique à un module hydrologique pour simuler également le transfert de cet azote perdu sous les parcelles jusqu'à l'exutoire du bassin versant.

– Modélisation des pertes d'azote sous les parcelles

Le **modèle Flux azote**, développé par l'Institut de l'Élevage (LE GALL et CABARET, 2002), calcule les fuites d'azote sous prairies sur la base de modèles empiriques calibrés à partir des mesures disponibles sur des sites de l'ouest de la France (Crécom, Kerlavic, Trévarez, La Jaillière). Les variables d'entrées

sont constituées par les pratiques de fertilisation (engrais minéral, azote symbiotique fixé et effet direct des épandages d'engrais de ferme) et par les journées de présence au pâturage. L'estimation du lessivage sous les cultures annuelles se fait à partir d'un bilan de masse intégrant les différents flux d'azote sur la culture (fertilisation organique et minérale, minéralisation de l'humus basal, arrière-effets des engrais de ferme, effet des retournements de prairie, exportations par la culture). Le solde de ce bilan (calibré empiriquement à partir des observations disponibles sur des situations expérimentales) se cumule aux estimations de la minéralisation hivernale d'azote. Les sorties correspondent à l'absorption d'azote par une éventuelle culture intermédiaire. Le lessivage hivernal est estimé à partir du solde de ce bilan multiplié par un coefficient d'entraînement du nitrate basé sur le modèle de Burns.

Le **modèle DEAC** (Diagnostic Environnemental de l'Azote sous Cultures), conçu par Arvalis-Cetiom-ITB (JOLIVET, 2003), calcule la quantité d'azote lixiviée au-delà de la profondeur d'enracinement des cultures. Il fonctionne à l'échelle de la parcelle agricole et permet néanmoins de calculer les pertes à l'échelle de l'exploitation ou du bassin versant par agrégation de parcelles. Des sous-modèles permettent l'estimation des principaux postes d'azote minéral du sol ou des flux : la minéralisation des matières organiques s'appuie sur les formalismes proposés par l'INRA (lois d'action température et humidité...) ; la quantité d'azote minéral présente dans le sol à la récolte est estimée à partir du solde du bilan absorption-azote disponible ; l'absorption par les couverts végétaux est pilotée par la croissance, elle-même fonction des sommes de température ; le transfert du nitrate en profondeur est calculé selon l'algorithme de Burns. Ces modèles de calcul sont couplés à des bases de données climatiques qui permettent des analyses fréquentielles des variables de sortie, donc de qualifier le niveau de risque selon leur variabilité interannuelle. Aucune information sur l'hydrologie de ce milieu n'est prise en charge par le modèle, ce qui interdit toute évaluation du temps de réponse du milieu aux modifications de pratiques.

– Modélisation des pertes à l'exutoire du bassin

Les **modèles BMP1** (BMP1global et BMP1top) ont été développés par le CEMAGREF de Rennes pour étudier les relations entre les utilisations agricoles de l'espace et les flux et concentrations d'azote dans l'eau à l'échelle du bassin versant (BORDENAVE *et al.*, 2005). Conçus pour travailler avec des bases de données spatialisées, ils sont exploitables à différentes échelles (parcelle, exploitation, bassin versant) selon les données disponibles et les objectifs poursuivis. Les modèles BMP1 comportent un module agronomique qui calcule les flux journaliers d'eau et d'azote dans le sol à l'échelle de l'unité de surface retenue. Le module hydrologique de BMP1global n'est pas spatialisé, contrairement à celui de BMP1top.

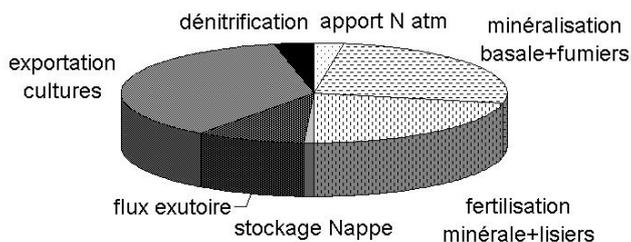
Le **modèle TNT2** développé par l'INRA est distribué et maillé (20 m x 20 m). Il résulte du couplage d'un modèle de culture STICS avec un modèle hydrologique (BEAUJOUAN *et al.*, 2004). Il est constitué d'un modèle à réservoir qui permet de simuler les variations interannuelles et saisonnières des concentrations en nitrate à l'exutoire de petits bassins versants agricoles. Les entrées du modèle sont la recharge journalière de la nappe et sa concentration en nitrate. L'originalité de ce modèle tient à ce que le lixiviat ne rejoint pas une, mais deux nappes, dont les constantes d'écoulement sont différentes : l'une est dite rapide, l'autre lente.

2.2. Reconstitution des flux d'azote circulant dans le bassin en l'état actuel des pratiques

Le calage des modèles suite aux séries de concentrations d'azote et de débits observés à l'exutoire et leur lien avec les pratiques culturales suivies permettent d'évaluer le devenir de l'azote au sein du bassin (figure 3).

Le modèle TNT2 calcule un excédent parcellaire moyen de 50 kgN/ha/an, correspondant à la différence entre les entrées d'azote *via* la fertilisation minérale et organique de l'année et des années antérieures, la minéralisation de l'humus basal, les dépôts atmosphériques, d'une part, et les sorties par les cultures d'autre part. Dans cette approche, les bilans déficitaires de parcelles "sous fertilisées" sont intégrés par les modèles car susceptibles de récupérer de l'azote de la nappe, lorsque les parcelles sont situées dans les parties basses du bassin. Les flux d'azote vers l'eau sont de l'ordre de 40 kgN/ha/an et la dénitrification est estimée à 10 kg N/ha/an ramenée à la surface du bassin versant avec des valeurs de l'ordre de 250 kg N/ha/an dans les zones les plus humides (DURAND *et al.*, 2006). En revanche, le stockage d'azote dans la nappe semble négligeable.

FIGURE 3 – Répartition des flux d'azote sur le bassin de la Fontaine-du-Theil (DURAND *et al.*, 2006).



Les travaux menés par BORDENAVE *et al.* (2005) permettent de préciser le devenir de l'azote émis vers l'air. Le modèle BMP calcule un excédent de bilan du bassin de 80 kg N/ha surface totale/an dont 32,5% ne sont pas retrouvés dans l'eau. L'azote dénitriifié dans les zones humides produirait un flux de protoxyde d'azote (N₂O) estimé à 9,7 kg N/ha/an soit 12% de l'excédent du bilan. Ce gaz est un puissant gaz à effet de serre. Aussi, dans les scénarios d'évolution présentés au point suivant, il n'a pas été prévu de modifier le fonctionnement des zones humides afin de ne pas déplacer un problème de qualité des eaux vers une pollution de l'air.

2.3. Simulations d'améliorations des pratiques en vue d'améliorer la qualité de l'eau à l'exutoire

– Méthode d'élaboration des scénarios

Les propositions de modifications de pratiques effectuées sur les parcelles du bassin sont cohérentes avec la structure globale des exploitations enquêtées (parcellaire, bâtiment d'élevages, types de sol, niveaux de production laitière des vaches) et intègrent l'ensemble de l'exploitation (elles sont appliquées également sur les parcelles hors bassin). Trois niveaux d'optimisation cohérents avec le fonctionnement des exploitations ont été proposés (FOURRIÉ, 2001) :

- **une simple réduction des gaspillages d'intrants** (engrais minéraux ajustés aux objectifs de production de l'éleveur sans modification de la gestion des épandages organiques pratiqués, achats d'aliments ne dépassant pas le niveau moyen régional) dans le **scénario S1** ;

- **une gestion très économe du système actuel** dans le **scénario S2** (collecte et stockage intégral des effluents, respect strict des plans de fumure avec révision des objectifs de rendements vers des valeurs moyennes et ré-allocation des engrais de ferme, implantation de couverts intermédiaires, distribution très économe d'aliments concentrés) ;

- **la simulation S3 envisage un système plus herbager**, tout en conservant des cultures intermédiaires pièges à nitrates dans les intercultures longues. Dans ce troisième niveau, l'évolution du système de production vers davantage de pâturage et une plus grande autonomie alimentaire est raisonnée selon le fonctionnement actuel de l'exploitation (SAU, UTH). Ce dernier niveau s'est souvent traduit par une réduction des ateliers de culture de vente et/ou d'engraissement de bovins viande complémentaires au profit d'un atelier lait davantage basé sur le pâturage (dans la limite des ares accessibles au pâturage dans la structure actuelle du parcellaire).

Les évolutions sont donc adaptées tant que possible aux situations individuelles rencontrées : projets et besoins de l'éleveur, contraintes techniques sur l'exploitation. L'extension du pâturage est effectuée de façon progressive et au maximum à hauteur des contraintes structurelles des exploitations. Elle peut entraîner une réduction de la productivité par animal mais l'effectif d'animaux est alors accru pour maintenir la production laitière initiale de l'exploitation. Ces modifications de troupeau sont limitées par les places disponibles en bâtiment, de façon à maîtriser les investissements liés à la construction des ouvrages de collecte et de stockage des effluents.

– Résultats sur les flux d'azote à l'échelle de l'exploitation

Les caractéristiques des systèmes étudiés et les indicateurs de gestion de l'azote sont récapitulés dans le tableau 3. Le premier niveau d'optimisation permet de réduire l'utilisation d'azote minéral de 33%. L'optimisation plus poussée (S2) permet de diminuer de plus de la moitié l'excédent d'azote par rapport à la situation initiale.

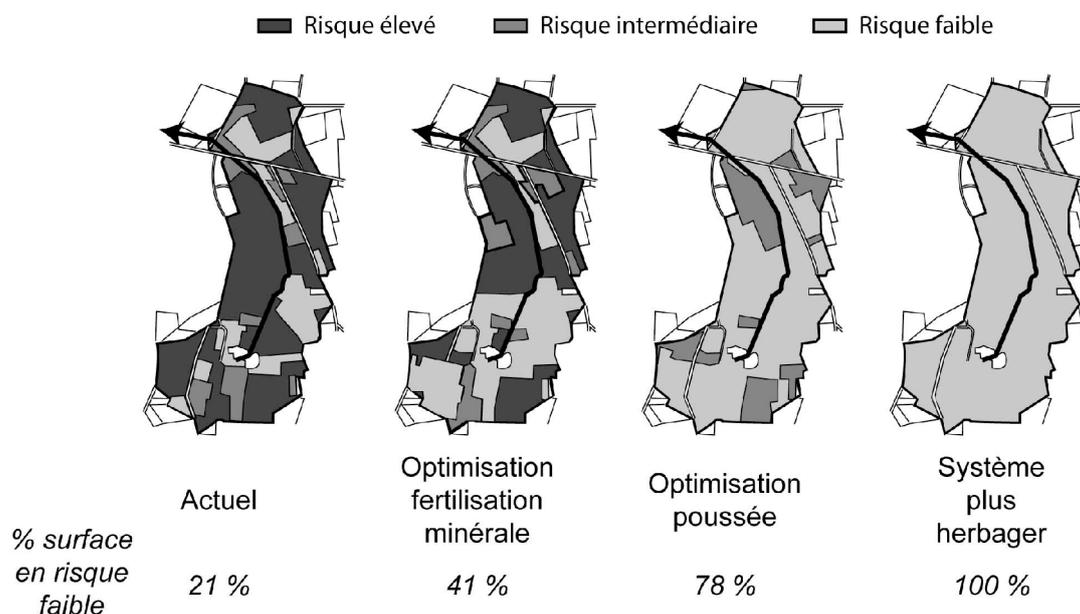
TABEAU 3 – Evolution des pratiques, des systèmes, des indicateurs environnementaux et estimation des pertes par lessivage sous les parcelles (moyenne des exploitations).

Scénarios	S0	S1	S2	S3
	Actuel	"Optimisation fertilisation minérale"	"Optimisation poussée"	"Système plus herbager"
Systèmes d'exploitation				
Production (kg lait/VL)	7 000	7 040	7 040	6 800
Chargement (UGB/SFP)	1,8	1,7	1,6	1,4
Maïs/SFP (%)	39	40	35	15
Cultures de vente/SAU (%)	29	29	25	12
Jours de présence au pâturage/ha de prairie	419	419	387	323
Couverture des sols				
Cultures intermédiaires/cultures (%)	9	9	51	32
Prairies/SAU (%)	44	44	50	75
Indicateurs de gestion de l'azote (kg N/ha)				
Azote organique et minéral	224	180	144	148
dont Azote minéral	120	82	46	49
Bilan apparent azote	127	83	49	59

Ces scénarios, discutés au niveau des exploitations agricoles, ont été ensuite transposés à l'ensemble du bassin versant. L'impact prévisible des scénarios sur le risque de lessivage dans le bassin a été également évalué selon la méthode Fertimieux (LANQUETUIT et SEBILLOTTE, 1997). Elle s'appuie sur l'utilisation d'une grille de risque mise au point en 1990 (SEBILLOTTE et MEYNARD, 1990) et donne l'évolution des surfaces à risque (figure 4). Ainsi, Les surfaces classées en risque faible de perte de nitrate passent de 21% de la SAU du bassin dans l'état initial des pratiques à 41% puis 78% lorsque l'on optimise les systèmes (S1 et S2). Dans le scénario plus herbager, l'intégralité du bassin se retrouve en risque faible (ACTA, 2004).

Les impacts sur les flux d'azote vers l'eau sous les parcelles et à l'exutoire du bassin ont alors été simulés par les modèles proposés par différentes équipes : DEAC (Arvalis-ITB-Cetiom), Flux azote (Institut de l'Elevage), BMP1 (CEMAGREF), TNT2 (INRA).

FIGURE 4 – Cartes de risque obtenues pour chaque scénario.



2.4. Incidences des changements de pratiques simulées sur la qualité de l'eau : concentrations et temps de réponse

L'impact des scénarios d'évolution de pratiques sur les flux d'azote dans le bassin a été effectué sur des pas de temps variables, compris entre 6 et 21 ans, par reproduction de la série climatique 1996-2001. Cette série couvre une large variabilité climatique puisque les drainages annuels sous les parcelles sont compris entre 150 et 700 mm (la moyenne interannuelle se situe entre 245 et 383 mm selon les modèles). Le tableau 4 présente l'effet attendu des évolutions de pratiques sur les flux d'azote calculés sous les parcelles agricoles et sur les concentrations des eaux en nitrate à l'exutoire du bassin versant.

TABLEAU 4 – Flux et concentration de flux simulés par les différents modèles. Les scénarios sont mis en œuvre sur la période 1996-2001 (réponse à plus de six ans) ou 1996-2008 (réponse à plus de quatorze ans). (Source : ACTA, 2004).

	S0	Scénario 1 "Optimisation ferti- sation minérale"	Scénario 2 "Optimisation poussée"	Scénario 3 "Système plus herbager"
Flux d'azote sous parcelles * (moyenne 1996-2001)	(en kg/ha)	Variation par rapport à S0 (en %)		
Flux azote	60	-27	-39	-51
DEAC	35	-26	-54	-63
BMP1	59	-33	-39	-55
Concentration à l'exutoire (moyenne 1998-2001)	(mg NO ₃ /l)			
BMP1	51	-9	-14	-17
TNT2	57	-8	-11	-14
(moyenne 2012-2015)				
BMP1	52	-20	-23	-36
TNT2	57	-15	-21	-27

* départ d'azote sous les parcelles agricoles et les espaces interstitiels du bassin versant (haies, routes...)

– Calcul des flux d'azote sous les parcelles

Au terme d'un délai de 6 ans, avec la réduction de la fertilisation azotée minérale de 122 kg N/ha/an (situation initiale) à 82 kg N/ha/an, le scénario S1 (optimisation de la fertilisation minérale) permet une diminution de l'ordre d'un tiers du flux lessivé "sous racines". Cette réduction concerne 72% des surfaces, essentiellement en maïs et prairies. La rationalisation de la gestion des effluents d'élevage, associée à la couverture systématique du sol des intercultures blé/maïs (soit 28% de la surface du bassin versant) dans le scénario S2, permet un gain supplémentaire. Selon les modèles, l'abattement du flux de lessivage est de 39 à 54% par rapport à la situation initiale S0. Enfin, le changement de système d'exploitation par augmentation de la surface en prairie permet encore de diminuer l'impact environnemental, de façon néanmoins variable selon le mode de calcul (plus sensiblement pour DEAC que pour BMP1 et Flux azote).

– Teneur moyenne en nitrate à l'exutoire du bassin

La réduction de la concentration à l'exutoire calculée au terme de 6 ou 21 ans de modifications de pratiques est moindre que les effets notés sur les flux d'azote sous parcelles. Après une vingtaine d'années, le scénario plus herbager, S3, permet d'abattre d'environ 30% la concentration moyenne en nitrate initiale à l'exutoire, ce qui correspond à une valeur de 33 à 42 mg NO₃/l selon les modèles. Sans modification du système d'exploitation, le scénario S2 permettrait d'atteindre une concentration moyenne de 40 à 45 mg NO₃/l. Compte tenu du caractère relativement peu excédentaire du bassin dans l'état initial, le scénario S2 simulé atteint une moyenne annuelle de 50 mg de NO₃ par litre dès la première année pour BMP1 mais après neuf ans avec le modèle TNT2. Pour que les concentrations journalières ne dépassent plus 50 mg NO₃/l (dans l'état initial des pratiques, 67% des jours sont en dépassement sur la période allant de septembre 1998 à 2002), il

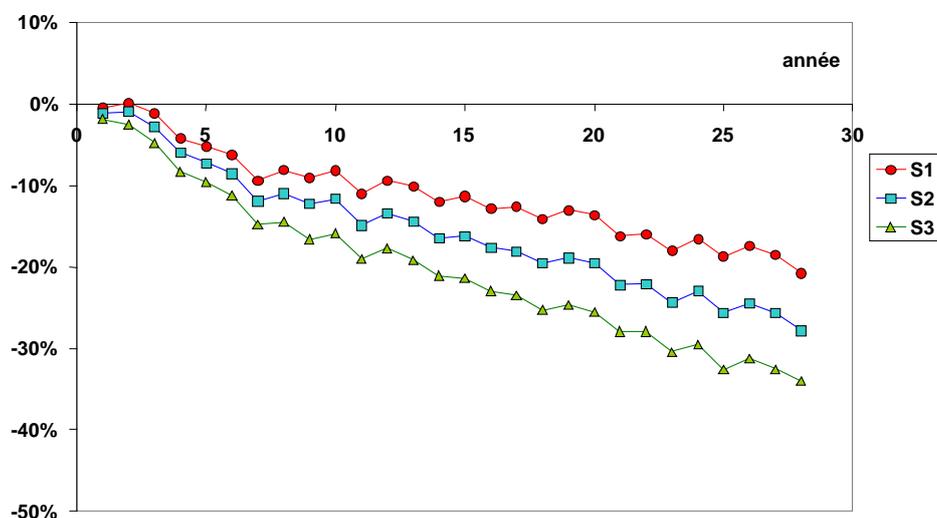
faut attendre 4 à 6 ans de plus d'après les estimations réalisées par le Modèle BMP (tableau 5), l'amélioration la plus rapide étant obtenue avec le scénario le plus herbager. L'ensemble de ces résultats est conditionné à la mise en œuvre simultanée et immédiate des différentes améliorations sur l'intégralité de la surface cultivée et n'a pas de caractère prédictif (le climat des années à venir étant inconnu).

TABLEAU 5 – Nombre d'années nécessaire pour atteindre moins de 50 mg NO₃/l dans l'eau du ruisseau à l'exutoire du bassin versant de la Fontaine-du-Theil (BORDENAVE *et al.*, 2005).

	Nombre d'années pour atteindre 50 mg NO ₃ /l	
	en moyenne annuelle	tous les jours
S1 : Fertilisation minérale optimisée	2 ans ± 1	6 ans ± 2
S2 : Optimisation poussée	1 an ± 1	7 ans ± 2
S3 : Système plus herbager	1 an ± 1	5 ans ± 1

Le temps de réponse sur la concentration en nitrate de l'eau à l'exutoire du bassin versant est un élément important dans l'évaluation de l'efficacité des modifications de pratiques agricoles. Cependant, il est difficile d'attribuer dans l'évolution des concentrations observées à l'exutoire d'un bassin la part liée aux modifications de pratiques de celle due aux variations climatiques. Ainsi, dans l'état initial des pratiques observées sur le bassin de la Fontaine-du-Theil, BORDENAVE *et al.* (2005) simulent des variations de concentrations "flux" moyennes comprises entre 45 et 55 mg NO₃/l du simple fait des variations interannuelles de pluie. Aussi, pour simuler ici une évolution significative de la concentration moyenne en nitrate à l'exutoire du bassin (réduction d'au moins 15%), il faut attendre entre huit et quinze ans pour les scénarios les plus optimisés (figure 5). Cette étude met en évidence l'intérêt de la modélisation pour fournir des repères d'évolution possible dans le contexte d'un bassin donné et permettre de situer des marges de progrès plausibles. En l'absence de modélisation poussée, des méthodes pour faciliter l'interprétation des résultats de concentrations à l'exutoire d'un bassin ont été proposées afin de pondérer l'effet climatique (Programme Bretagne Eau Pure). Celles-ci nécessitent néanmoins de disposer d'un suivi régulier des concentrations et du débit ainsi que d'un suivi des pratiques sur plusieurs années. Enfin, il est important de distinguer **le temps de réaction du bassin du temps de mise à l'équilibre du système**, période au bout de laquelle les concentrations se sont stabilisées suite à des modifications de pratiques engagées. Ce temps est beaucoup plus long, autour de 60 ans à la Fontaine-du-Theil, malgré un milieu à écoulement relativement superficiel. Ces

FIGURE 5 – Variation relative de la concentration en nitrate à l'exutoire du bassin versant, simulée par TNT2. L'ordonnée nulle correspond à la référence S0 (DURAND *et al.* ; ACTA, 2004).



évolutions sont difficilement transposables à d'autres bassins sans prendre en compte le type de fonctionnement hydrologique et l'histoire du site. Ainsi, par exemple, les modélisations entreprises sur le bassin du Haut-Gouessant par P. DURAND *et al.* (2006) (dans *Evolution de la qualité des eaux en Bretagne*) indiquent une dynamique rapide avec un temps de mise à l'équilibre extrêmement court (moins de 5 ans). D'autres travaux en cours (P. DURAND, INRA Rennes) sur les 9 bassins versants Bretons en contentieux par rapport à la Directive nitrate devraient donner des éléments de réponse pour des contextes variés. Il est également important de se rappeler que la variabilité interannuelle du climat peut induire des variations de concentrations supérieures à celles induites par les changements de pratiques (AUROUSSEAU *et al.*, 2004).

– Atteindre la valeur guide de 25 mg NO₃/l de la Directive Nitrate

Aucun des scénarios testés ne permettrait d'observer, après vingt ans de mise en pratique, une concentration moyenne annuelle inférieure ou égale à 25 mg NO₃/litre. Une simulation sur un plus long terme réalisée avec TNT2 montre qu'en modifiant les systèmes (S3) une quarantaine d'années sont nécessaires pour atteindre la valeur guide (ACTA, 2004). On notera cependant que le bénéfice supplémentaire lié à un aménagement spécifique du territoire pour favoriser les phénomènes de dénitrification rencontrés dans les zones humides n'a pas été traité dans le cadre de ce projet. Il pourrait accélérer la réduction des concentrations à l'exutoire mais pose d'autres questions, notamment sur les formes d'azote émises vers l'air.

Conclusion

L'étude menée sur ce petit bassin versant laitier intensif, où la concentration en nitrate à l'exutoire dépasse 50 milligrammes par litre, permet de croiser de multiples approches et de les mettre en perspective. Il en ressort notamment que **l'optimisation des systèmes de production en place permettrait de réduire la fertilisation minérale par deux et d'atteindre un excédent d'azote à l'échelle de l'exploitation inférieur à 80 kg N/ha de SAU soit deux fois moins que l'excédent observé dans les fermes conventionnelles de la région**. Dans ces conditions, les pertes d'azote par lessivage sous les racines des parcelles agricoles seraient réduites de façon importante (moins 40 à moins 50% selon les modèles). L'effet sur la concentration en nitrate à l'exutoire serait réel, mais il faudrait attendre une dizaine d'années pour observer une réduction sensible de cette concentration. Ces résultats, obtenus par simulation, sur un bassin versant plutôt représentatif de l'ouest de la France, sont conformes à ceux obtenus par BORDENAVE *et al.* (2004), également par simulations sur des bassins versants avec des productions animales intensives de Bretagne (Naizin dans le Morbihan et Ploudiry dans le Finistère). Les réductions de concentration moyenne et le nombre d'années pour atteindre moins de 50 mg par litre sont du même ordre. Cependant, selon les bassins, des variations importantes sur les temps mise à l'équilibre ont été récemment mises en évidence (Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2006) avec parfois des réponses très rapides. Ces résultats laissent présager des solutions encourageantes sur la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant suite aux modifications de pratiques agricoles, dans un milieu où l'écoulement des eaux est prioritairement superficiel.

Références bibliographiques

- ACTA (2004) : Systèmes d'élevage intensifs, pollution diffuse par les nitrates et le phosphore de l'eau d'un bassin versant : apport d'outils d'analyse et de simulation dans le choix des modes de gestion des effluents et des systèmes et itinéraires techniques de cultures. Rapport final d'une action concertée entre l'ACTA, ARVALIS-Institut du Végétal, l'Institut de l'Elevage, l'INRA, le CEMAGREF, dans le cadre de l'Enveloppe Recherche de l'ACTA, 35 p. + rapport d'annexes. Rapporteur : L. FOURRIÉ
- AUROUSSEAU P., VINSON J., MORISSON C., PRIOUL F., DE BARMON V. (2004) : Eléments d'une méthodologie pour l'interprétation des chroniques de concentration et de flux d'azote à la sortie des bassins versants de Bretagne. Colloque Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants, Vannes, 22, 23, 24 avril 2004
- BEAUJOUAN V., DURAND P., RUIZ L., CELLIER P., COMBO S. (2004) : Modélisation de l'effet de l'organisation spatiale des systèmes de culture sur les fuites d'azote à l'exutoire des bassins versants. Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux. INRA Edition 2004. p 99-115 .

- BORDENAVE P., BIOTEAU T., TURPIN N., (2004) : Modélisation à long terme de l'efficacité de scénarii d'optimisation des pratiques agricoles pour la réduction des flux et concentrations de nitrate dans l'eau à l'échelle de trois bassins versants bretons : Naizin (56), Saint-Léger (35), Ploudiry (29), colloque Savoir et savoir-faire sur les bassins versants, avril 2004.
- BORDENAVE P., OEHLER F., BIOTEAU T., TURPIN N., SERRAND P. SAINT CAST P. LE SAOS E. (2005) : Application de la modélisation numérique à l'évaluation sur le long terme des effets des pratiques agricoles sur les flux et concentrations d'azote dans l'eau et dans l'atmosphère à l'échelle de trois bassins versants d'élevage. *Ingenieries* n°44 –p13 à 36, dec 2005 .
- CHAMBAUT H., LE GALL A. (1998) : Bilan des minéraux dans les exploitations bovines : niveaux d'excédents par système de production et utilisation dans une démarche de conseil en environnement aux agriculteurs. *Rencontres Recherches Ruminants*, 1998, 5. 241-248.
- CHAMBAUT H., CABARET M.M., LE LAN B., BRAS A., GRASSET M., GUIONIE C. (2000) : Optimisation du bilan des minéraux des exploitations laitières. Méthode de simulation des flux N-P-K paramétrée pour la région Bretagne. CR Institut de l'Elevage, EDE.
- DURAND P., TORTRAT F., VIAUD V., SAADI Z. (2006): Modélisation de l'effet des pratiques agricoles et de l'aménagement du paysage sur les flux d'eau et de matières dans les bassins versants. *Qualité de l'eau en milieu rural*, INRA Editions 2006, p 193 à 209.
- CONSEIL SCIENTIFIQUE DE L'ENVIRONNEMENT DE BRETAGNE : Evolution de la qualité de l'eau en Bretagne. Avis et réglementations complémentaires, Dec.2006,16p.
- FOURRIÉ L., (2001). Optimisation de systèmes d'exploitation d'un bassin versant breton. Mémoire de fin d'étude ENITAC-Institut de l'Elevage. Document principal 49 p. + annexes
- JOLIVET C. (2003). AQUALEA: Guide de réalisation du diagnostic. La Chapelle St-Sauveur, ARVALIS - Institut du Végétal. 22 p
- LANQUETUIT D, SEBILLOTTE M. (1997). Protection de l'eau, le guide Ferti-Mieux pour évaluer les modifications des pratiques des agriculteurs. ANDA, 179p
- LE GALL A., CABARET M.M. (2002) : Mise au point de systèmes laitiers productifs et respectueux de l'environnement. Compte rendu de l'expérimentation conduite à Crécom. CR n°2023301.
- LEGOUT C. (1998) : Bassin versant expérimental de la Fontaine-du-Theil : Etude des relations entre profils azotés et pratiques agricoles de fertilisation. Rapport de stage ESITPA, juillet 1998, 130 p.
- OEHLER F., BORDENAVE P., DURAND P. (2007) : Spatial variations of dénitrification and N₂O emissions in a farming catchment, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, mai 2007.
- RAISON C., PFLIMLIN A., LE GALL A. : Optimisation of environmental practices in a network of dairy farms of the Atlantic Area, *Proceedings of the final seminar of the Green dairy project*, dec.2006. Institut de l'élevage.p43-65.
- SEBILLOTTE M., MEYNARD J.M. (1990) : Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées, colloque Nitrates-Agriculture-Eau, INA-PG, Ed. INRA.
- SIMON J.C., LE CORRE L. (1992) : Le bilan apparent à l'échelle de l'exploitation agricole, *Fourrages*, 129, 79-94.
- THIERRY J., BIBARD V., GUERILLON L., MOREL A., GILLET J.P., GUYOT C, MARQUET N., BAZILE E., BORDENAVE P., SERRAND P., BOITEAU T., FOURRIER L., CHAMBAUT H., SENEGAS I., CHARNET F., TRACZ Y., VACHET P. (2002) : Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant de la Fontaine-du-Theil. Rapport d'étape campagne 2001, 253 p.
- THIERRY J., BIBARD V., PIERRE N., REAL B., MOREL A., BAZILE E., BORDENAVE P., SERRAND P., BOITEAU T., MARQUET N., FOURRIER L., CHAMBAUT H., SENEGAS I., TRACZ Y., VACHET P. (2003) : Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant de la Fontaine-du-Theil. Rapport d'étape campagne 2002, 93 p.
- THIERRY J., CASTILLON P. (2007) : Transferts de produits phytosanitaires et de phosphore à l'échelle du bassin versant. Bilan des études réalisées sur le bassin versant de la Fontaine-du-Theil de 1998 à 2006. Journées AFPP octobre 2007.