

# Application de la modélisation numérique à l'évaluation sur le long terme des effets des pratiques agricoles sur les flux et concentration d'azote dans l'eau et dans l'atmosphère à l'échelle de trois bassins versants d'élevage

Paul Bordenave <sup>a</sup>, François Oehler <sup>b</sup>, Thierry Bioteau <sup>b</sup>, Nadine Turpin <sup>c</sup>, Pascal Serrand <sup>b</sup>, Patricia Saint-Cast <sup>b</sup> et Éric Le Saos <sup>b</sup>

*Dans les zones d'élevage, les mécanismes de transfert des flux d'azote vers les nappes, les eaux de surface, le sol et l'atmosphère sont très complexes, surtout si on cherche à les comprendre et à les évaluer sur le long terme. En s'appuyant sur de nombreuses mesures réalisées sur trois petits bassins versants de l'Ouest de la France, les auteurs décrivent ici une démarche de modélisation des processus de transfert et de scénarios de pratiques agricoles simulés sur 28 années. Les résultats montrent à quel point la prise en compte des usages des sols, des caractéristiques agronomiques et hydrodynamiques, est indispensable non seulement pour réduire les risques de pollution, mais aussi pour évaluer la pertinence et la « durabilité » des nouvelles pratiques préconisées.*

La Directive cadre sur l'eau impose l'adoption de plans de reconquête de la qualité de l'eau par masse d'eau. Pour élaborer ces plans, les décideurs locaux doivent pouvoir promouvoir ou imposer les modifications de pratiques offrant le meilleur rapport coût/efficacité. Pour les agriculteurs, ces modifications consistent principalement en l'adoption de meilleures pratiques (que nous désignerons par BPAs, bonnes pratiques agricoles), pratiques prédéfinies par des techniciens. Comme il existe des centaines de pratiques respectueuses de l'environnement pour chaque État membre, il est nécessaire de pouvoir choisir, parmi elles, les plus efficaces et les plus facilement adoptables par les agriculteurs. Cette évaluation nécessite de prendre en compte des échelles spatiales et temporelles cohérentes avec la représentation des processus, les données disponibles, les mesures et les temps de réaction du système.

Dans l'Ouest de la France, la modification des pratiques agricoles est devenue un élément essentiel des programmes d'action des politiques de lutte contre la pollution azotée de l'eau. Cette évolution résulte de la mise en évidence de relations étroites, quoique souvent non formalisées, entre la qualité de l'eau et les pratiques des agriculteurs. Par ailleurs, l'émergence du questionnement sur la contribution de l'agriculture aux émissions de gaz à effet de serre et sur l'agriculture durable rend désormais nécessaire

de pouvoir estimer aussi les flux d'azote gazeux vers l'atmosphère.

## Des interactions complexes

Dans les zones d'élevage, l'amélioration de la gestion environnementale des déjections animales passe par le recyclage des nutriments en les valorisant au travers de la fertilisation des cultures. Or, toutes les pratiques agricoles liées à cette utilisation, telles que les techniques d'épandage et le travail du sol, ainsi que l'activité même du sol (Bordenave *et al.*, 1999) et du sous-sol en interaction avec les nappes (Conan et Bouraoui, 2003 ; Pauwels *et al.*, 2001) sont susceptibles d'influer à la fois sur les molécules émises, sur les quantités en jeu, ainsi que sur le compartiment du système eau-sol-atmosphère qui reçoit les émissions. Ainsi, la répartition spatiale et temporelle des apports, et les techniques associées aux épandages sont susceptibles d'orienter les flux d'azote vers les nappes et les eaux de surface, le sol ou l'atmosphère, et contribuent à favoriser les émissions de telle forme d'azote plutôt que telle autre. Les émissions gazeuses d'azote dans l'atmosphère par exemple, sont influencées quantitativement et qualitativement par la composition des effluents, plus complexe que celle des engrais minéraux (Velthof *et al.*, 2003).

Les émissions d'ammoniac en amont et pendant l'épandage des effluents d'élevage ont été les plus

### Les contacts

a. Cemagref, UR  
Gestion environnementale et traitement biologique des déchets, 17, avenue de Cucillé, CS 64427, 35044 Rennes Cedex – UR Aménités et dynamiques des espaces ruraux, 50, avenue de Verdun, Gazinet, 33612 Cestas Cedex  
b. Cemagref, UR  
Gestion environnementale et traitement biologique des déchets, 17, avenue de Cucillé, CS 64427, 35044 Rennes Cedex  
c. Cemagref, UMR  
Métafort, 24, avenue des Landais, BP 50085, 63172 Aubière Cedex 1

## Encadré 1

La dénitrification hétérotrophe  
ou réduction assimilative du nitrate

Il s'agit d'une réduction sous l'action de micro-organismes du nitrate en azote gazeux (di-azote  $N_2$ ) suivant les étapes suivantes :  $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ . Elle se produit en présence de nitrate, de carbone et en absence d'oxygène, donc plutôt dans des zones humides saturées en eau pendant une partie de l'année. Elle concerne plutôt les parties superficielles du sol. Elle provoque un dégagement dans l'atmosphère d'un mélange de di-azote ( $N_2$ ) et de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) en proportions variables. En principe, les flux de  $N_2$  sont supérieurs aux flux de  $N_2O$ . Le protoxyde d'azote est un gaz à effet de serre.

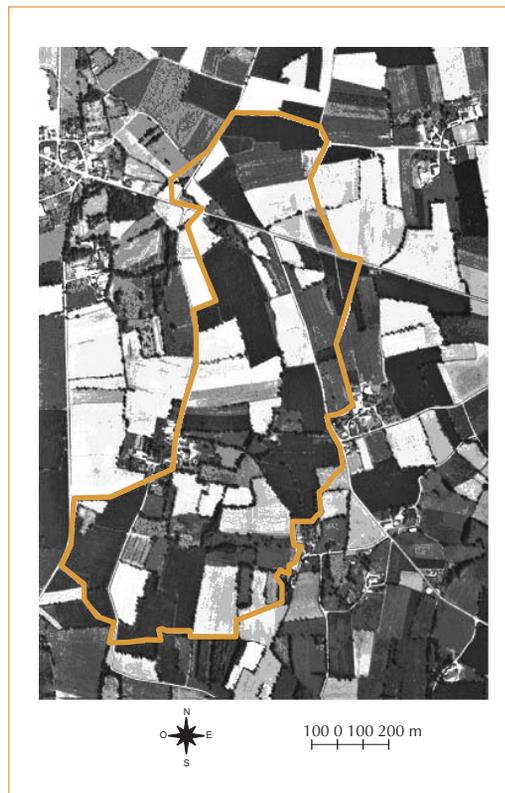
étudiées. Les émissions provenant de la dénitrification hétérotrophe (encadré 1) ont surtout été étudiées dans les zones ripariennes ou après les épandages, mais rarement sur des pas de temps suffisamment longs pour tenir compte des interactions biogéochimiques entre le cycle de l'eau, le cycle de l'azote et du carbone à l'échelle d'un territoire.

Compte tenu du caractère coûteux, voire irréalisable des expérimentations à l'échelle de l'ensemble du système eau-sol-atmosphère, il est difficile de tester des solutions *in situ* avant de prendre des décisions qui engagent les acteurs sur le long terme. L'évaluation *ex ante* de l'impact environnemental de la gestion des effluents d'élevage est cependant rendue possible par le développement d'outils de simulation, liés à des systèmes d'information géographique et à des modèles distribués, reproduisant les flux d'azote depuis les apports au niveau du sol jusqu'au cours d'eau sur des périodes de temps de plusieurs dizaines d'années. L'objectif des travaux présentés ici est de déterminer par construction de scénarios et simulation, les niveaux de concentration en nitrate dans les eaux de surface et des émissions gazeuses d'azote résultant de la dénitrification hétérotrophe et de la volatilisation ammoniacale que l'on peut attendre à moyen terme de la poursuite des agro-hydro-systèmes actuels en zone d'élevage, ainsi que ceux pouvant être obtenus en adoptant des stratégies simples basées sur l'optimisation technique de ces systèmes.

Les principales caractéristiques  
des sites étudiés

Les sites étudiés sont le bassin versant du Kerouallon à Ploudiry (Finistère), affluent de l'Elorn ; celui du Coët Dan à Naizin (Morbihan), affluent du Blavet, et le bassin versant de la Fontaine du Theil (carte 1) à Saint-Léger (Ille-et-Vilaine), affluent du Couesnon, que nous désignerons par la suite par le nom de la commune où se trouvent les exutoires (points de mesure du débit), donc respectivement par Ploudiry, Naizin, Saint-Léger. Leurs principales caractéristiques sont résumées dans le tableau 1. Ils sont tous situés sur schistes et diffèrent essentiellement par la nature et l'intensité des activités d'élevage. Notamment, Naizin et Ploudiry sont plus excédentaires en azote que Saint-Léger.

Les sols cultivés ont une texture limono-argileuse et un pH proche de 6,5. Une carte pédologique a été établie sur chaque site en utilisant la méthode « tarière » (Rivière, 1989).



▲ Carte 1 – Vue du bassin versant de la Fontaine du Theil (traitement SIG Cemagref et vue aérienne IGN 1996).

|   | Saint-Léger  | Naizin       | Ploudiry    |
|---|--------------|--------------|-------------|
| Surface totale (ST en km <sup>2</sup> )   | 1,3          | 12           | 6           |
| SAU/ST en % (1)   | 90           | 87           | 82          |
| Nature du sous-sol  | schistes     | schistes     | schistes    |
| Longueur de réseau hydrographique (m)/ha de ST  | 29,1         | 10,6         | 40,0        |
| Productions animales dominantes (2)   | L            | P, L, Vo, Vb | L,Vb,P      |
| Teneurs en matière organique des sols cultivés (%)  | 2 à 3        | 3 à 6        | > 4         |
| Surface en maïs (ensilage plante entière) (% de SAU)  | 33           | 32           | 31          |
| Surface en céréales (blé principalement) (% de SAU)   | 27           | 26           | 23          |
| Surface en prairies (% de SAU)  | 30           | 27           | 40          |
| Autres (% de SAU)   | 10           | 11           | 6           |
| Chargement en UGB ha <sup>-1</sup> de SFP (3)   | 1,7          | 1,9          | 2           |
| Nature des effluents épandus par ordre d'importance (4)   | Fb           | Lp > Fb > Fv | Lp > Fb     |
| Pluie en mm/an (5)  | 776          | 734          | 1 040       |
| Lame annuelle (mm an <sup>-1</sup> ) écoulee mesurée (6)  | 467          | 440          | 620         |
| Concentration moyenne « flux » en nitrate mesurée à l'exutoire (mg l <sup>-1</sup> ) (7)  | 51           | 68           | 58          |
| Flux moyen annuel d'azote minéral mesuré dans l'eau à l'exutoire en kg par ha de ST (8)   | 54           | 68           | 80          |
| Évolution de la concentration en nitrate du cours d'eau à l'exutoire au cours de la campagne hydrologique du 1 <sup>er</sup> septembre au 31 août (9) | « inversée » | « normale »  | « normale » |

◀ Tableau 1  
– Principales caractéristiques des sites.

(1) SAU = surface agricole utile ; ha = 0,01 km<sup>2</sup>.

(2) L = lait ; P = porcs ; Vo = volailles ; Vb = viande bovine.

(3) UGB = unité de gros bétail ; SFP = surface fourragère principale.

(4) Fb = fumiers de bovin ; Lp = lisiers de porcins ; Fv = fumiers de volaille.

(5) Moyennes à partir des mesures Météo France de 1981-2002 pour Saint-Léger et Naizin, de 1994 à 1996 pour Ploudiry.

(6) Moyennes à partir des mesures de 1994 à 2002 pour Saint-Léger et Naizin, de 1994 à 1996 pour Ploudiry.

(7) Concentration moyenne de flux = flux d'azote/flux d'eau. Moyennes à partir des mesures de 1994 à 2002 pour Saint-Léger et Naizin, de 1994 à 1996 pour Ploudiry.

(8) Moyennes à partir des mesures de 1994 à 2002 pour Saint-Léger et Naizin, de 1994 à 1996 pour Ploudiry.

(9) « Normale » : la concentration est élevée pendant l'hiver puis diminue à partir du printemps pour atteindre son minimum annuel en automne avant la reprise des écoulements. C'est le cas le plus fréquent pour les rivières bretonnes. « Inversée » : la concentration augmente au début de l'été pour atteindre son maximum annuel en automne juste avant la reprise des écoulements.

Les flux d'azote minéral mesurés dans l'eau sont constitués à plus de 99 % par de l'azote nitrique sous forme de nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Le reste du flux d'azote minéral, soit moins de 1 %, est constitué par l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Sur les trois sites, nous n'avons pas détecté de nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) à l'exutoire.

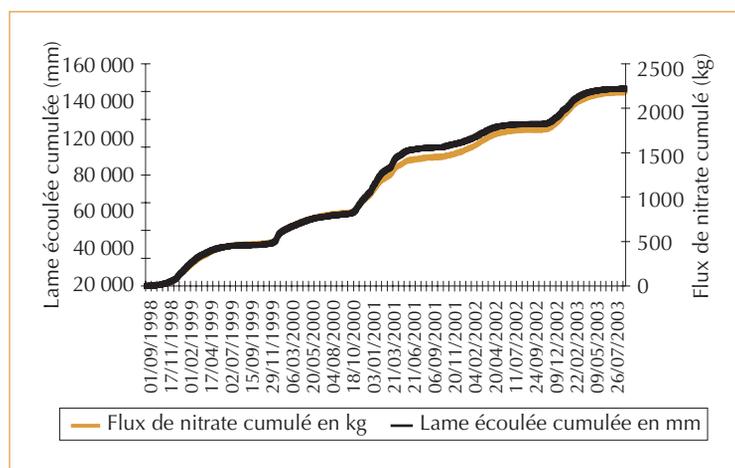
Les concentrations moyennes en nitrate mesurées aux exutoires sur les trois sites sont nettement supérieures à la concentration annuelle moyenne des rivières bretonnes. Ces concentrations élevées sont la conséquence d'un bilan de l'azote excédentaire.

## Méthodes

### Quel type de modélisation adopter ?

En Bretagne, plusieurs études montrent une déconnexion apparente entre les flux d'azote modélisés sous les parcelles et les flux d'azote mesurés dans l'eau à l'exutoire du bassin versant. Il semble que le système se comporte comme si la rivière était alimentée par un réservoir de concentration peu variable dans le temps (Ruiz *et al.*, 2002 ; Bordenave *et al.*, 1999). Cette observation, illustrée sur la figure 1 pour le petit bassin versant de la Fontaine du Theil à Saint-Léger, peut aussi être faite sur des bassins versants beaucoup plus grands de plusieurs centaines de km<sup>2</sup> en Bretagne ou ailleurs (Stow *et al.*, 2001). Dans ces conditions, il suffit de prévoir les débits pour avoir apparemment une bonne estimation des flux d'azote journaliers (encadré 2). Nous savons cependant par d'autres études que les flux d'azote dans l'eau résultent d'un équilibre dynamique entre les apports, le fonctionnement du sol, des nappes et l'ensemble des processus biogéochimiques de régulation, dont notamment la dénitrification. Ces interactions sont susceptibles de variations importantes dans l'espace et c'est seulement leur résultante qui paraît stable dans le temps. Pour répondre à nos objectifs et faute de modèle approprié, nous avons choisi de développer un modèle distribué prenant en compte aux mêmes échelles d'espace et de temps les pratiques agricoles et leurs variations, la modélisation des cultures ainsi que les échanges d'eau et d'azote dans le sol agricole et dans les nappes.

▼ Figure 1 – lame écoulée et flux de nitrate : cumuls des valeurs journalières mesurées du 1<sup>er</sup> septembre 1998 au 31 août 2003 à l'exutoire du bassin versant de la Fontaine du Theil à Saint-Léger.



### Encadré 2

#### Le flux d'azote

Il est le résultat du calcul du produit du débit par une concentration. Le débit varie dans le temps avec une fréquence élevée et une amplitude élevée en fonction de la fréquence et de l'amplitude des pluies ; la concentration est plus stable dans le temps ou du moins a une amplitude de variation plus faible que celle du débit.

Il est donc possible d'estimer le flux d'azote, y compris journalièrement, à partir du calcul du seul débit avec un simple ajustement des unités sans faire intervenir aucune modélisation de l'azote. Le « modèle » ainsi obtenu pourra être très bien calé et validé sur les données mesurées. Il pourra être prédictif pour l'eau, mais pas pour l'azote.

### Les données utilisées pour la construction des scénarios et la modélisation

**LES DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES JOURNALIÈRES**  
Il s'agit des données pluviométriques : évaporation transpiration potentielle (ETP), températures minimum et maximum. Elles ont été fournies par Météo France. La concentration en azote des pluies a été mesurée à Naizin et Saint-Léger.

#### L'OCCUPATION DU SOL

Elle provient de relevés de terrain deux fois par an.

#### LES PRATIQUES AGRICOLES

Il s'agit surtout dans notre cas des pratiques de fertilisation azotée (y compris les effluents d'élevage) et des pratiques de pâturage. Ces données ont été acquises par des enquêtes auprès des éleveurs. Pour la modélisation et la construction des scénarios, nous avons choisi de renseigner les pratiques au niveau de chaque parcelle. Le degré de précision des données de pratiques agricoles n'est pas identique sur tous les sites. À Saint-Léger, les agriculteurs enregistrent en continu depuis 1994 les pratiques agricoles pour chaque parcelle. À Ploudiry, les pratiques agricoles parcellaires ont été enquêtées très précisément pendant trois années consécutives (1994 à 1996). Ces enquêtes ont été complétées par des pesées et des analyses des récoltes et des effluents d'élevage. À Naizin,

les pratiques agricoles sont connues par trois enquêtes à l'échelle de l'exploitation en 1988, 1999 et 2001. L'enquête de 2001 permet d'avoir des informations sur les îlots de culture. Les données ont été utilisées pour reconstituer des données parcellaires et continues dans le temps (Rapion et Bordenave, 2002) de 1988 à 2001. Une validation des données a été réalisée sur les trois sites. Son principe consiste à comparer pour chaque exploitation la cohérence de l'ensemble des flux d'azote par rapport aux besoins et aux productions du troupeau, ceux-ci étant connus avec une précision relativement bonne. Cette vérification a nécessité d'enquêter l'ensemble de l'exploitation et pas seulement ses parcelles situées sur le bassin versant. Il s'agit d'un travail très exigeant en temps, toutefois indispensable pour obtenir une certaine précision des quantités épandues, de la composition des effluents et de la production des cultures (Bordenave et Orain, 1999 ; Rapion et Bordenave, 2002). Ces calculs nous ont aussi permis d'évaluer les restitutions des animaux lors des pâturages.

#### LES DONNÉES CONCERNANT LE MILIEU

Il s'agit de la topographie (module numérique de terrain), carte pédologique, analyses physico-chimiques sur les sols (texture, pH, porosité...), carte géologique au 50 000<sup>e</sup>.

#### LES APPORTS D'AZOTE PAR LES PLUIES

Ils ont été évalués uniquement à Naizin et Ploudiry pendant deux années à partir de mesures hebdomadaires de la concentration en azote minéral de l'eau de pluie recueillie dans un pluviomètre installé sur chacun des sites.

La quantité annuelle d'azote apportée par les pluies est calculée par :

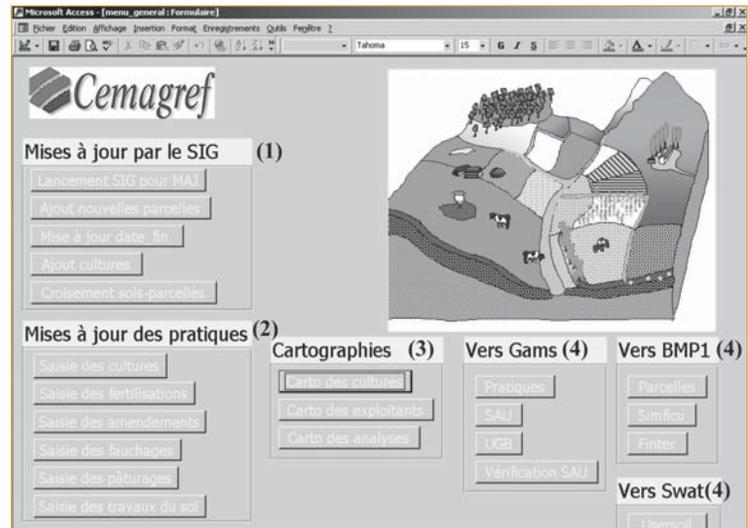
$$\text{Apport N annuel} = \text{Pluie annuelle} \times \text{Moyenne arithmétique des concentrations mesurées dans l'année}$$

L'apport journalier d'azote par les pluies est une donnée d'entrée du modèle. Il est calculé par :

$$\text{Apport N journalier} = \text{Pluie du jour} \times \text{Moyenne arithmétique des concentrations mesurées dans l'année}$$

#### La mise en œuvre d'un SIRS et du moteur de modélisation distribué : le modèle BMP1top

Les données recueillies sur chacun des sites sont regroupées dans un système d'information à



références spatiales (SIRS), qui a été conçu pour faciliter à la fois le stockage et la gestion de ces données, mais aussi les comparaisons entre bassins différents (Vernier *et al.*, 2001 ; Bioteau *et al.*, 2000 ; 2004). Des interfaces spécifiques ont été développées « en amont » du SIRS pour l'acquisition des données spatiales ou non, et en aval pour construire des jeux de données compatibles avec des modèles agro-hydrologiques comme SWAT (Neistch *et al.*, 1999), NBV1 (Bordenave et Orain, 1998), BMP1top, des indicateurs spatialisés, des calculs de bilans pour les nutriments N, P, K (logiciel GESUFER<sup>1</sup>) et des modèles microéconomiques (Bontems *et al.*, 2005).

BMP1top est un modèle agro-hydrologique continu distribué horizontalement et verticalement, conçu spécifiquement en interaction avec un système d'information à références spatiales. Le modèle tient compte de l'évolution dans le temps et dans l'espace des parcelles, des pratiques et des interactions tri-dimensionnelles entre ces parcelles, les unités de sols, le sous-sol et les caractéristiques physiques du bassin (ruisseaux, fossés, zones humides, aménagements tels que haies et talus). Nous avons surtout cherché à modéliser journalièrement à la fois verticalement et horizontalement les interactions entre les nappes d'eaux souterraines et les couches superficielles du sol cultivé ou non de façon à tenir compte de la variabilité spatiale de la dénitrification. Nous ne détaillerons pas ici l'ensemble des fonctions du modèle, mais simplement la manière dont il traite les relations entre l'espace et le temps. La configuration détaillée présentée ci-après est

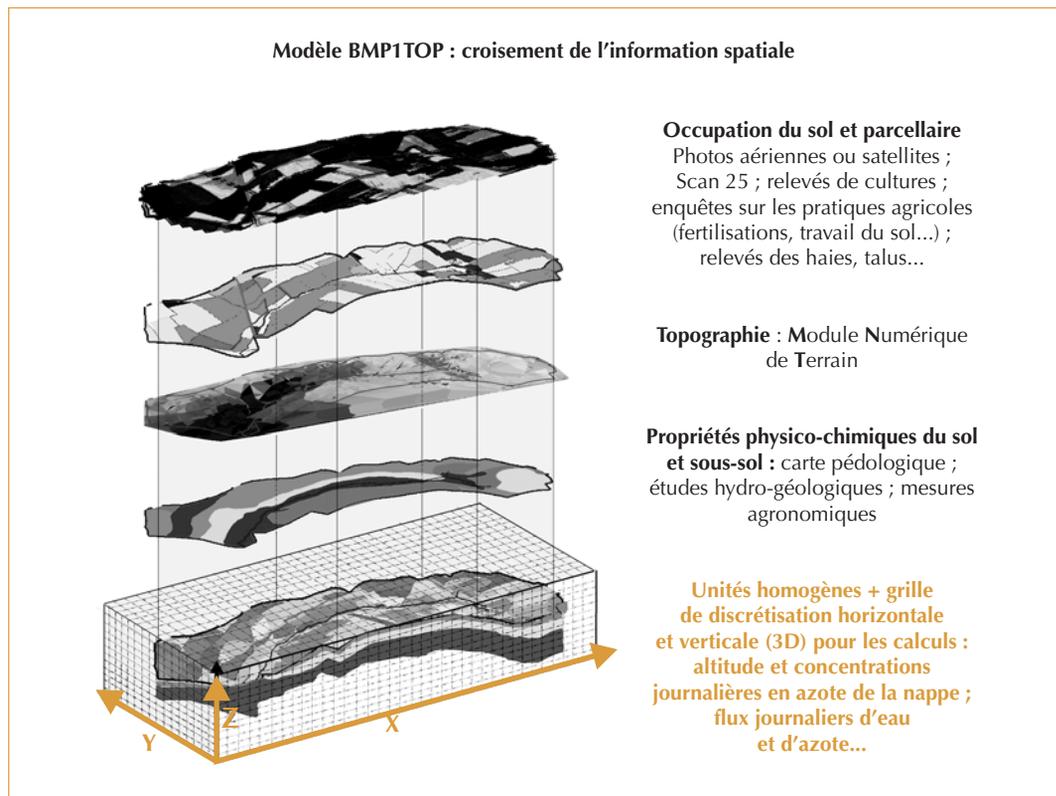
▲ Figure 2 – Interface principale de saisie et de mise à jour des données utilisé par les modèles BMP1 (d'après Bioteau *et al.*, 2004).

1. GESUFER : gestion, suivi de la fertilisation. Logiciel développé dans notre unité entre 1993 et 1996 pour calculer différents types de bilans NPK à l'échelle du bassin versant en partant des données acquises sur les parcelles et/ou les exploitations (Bordenave *et al.*, 1999).

► Figure 3  
– Différents niveaux de discrétisation de l'espace utilisés par le modèle BMP1top.

2. Terme portant le nom du statisticien sud-africain D.-G. Krige, qui a créé des méthodes empiriques d'évaluation des stocks d'or dans les années 1950. Plus généralement, le krigeage s'applique aux méthodes d'interpolation permettant d'estimer la valeur d'une entité en un point géographique à partir des observations voisines.

3. Par exemple : une haie pourra être traitée comme une surface non cultivée, sans apport d'azote, mais susceptible de modifier l'écoulement d'eau et de nitrate en profondeur par le prélèvement d'eau et d'azote qu'elle effectue, ou bien comme une surface recevant de fortes quantités de produits herbicides éventuellement à proximité d'un cours d'eau, ou encore comme une surface faisant obstacle, suivant sa position et son orientation dans le paysage, au transfert du ruissellement et des produits herbicides provenant des parcelles avoisinantes. Autre exemple : une clôture aura une surface non nulle dans le cas d'une étude détaillée sur les transferts de produits phytosanitaires, ou nulle si on ne s'intéresse qu'à l'azote.



adaptée à une résolution très fine dans l'espace et dans le temps, en accord avec nos objectifs. Le modèle peut cependant être adapté à des échelles géographiques plus grandes (groupe de parcelles, groupe d'exploitations, îlots de culture...) ou plus petites (bassins versants de plusieurs milliers de km<sup>2</sup>), en adaptant horizontalement et verticalement la taille des mailles de modélisation aux objectifs et aux données disponibles. La modélisation est fondée sur une discrétisation verticale et horizontale de l'espace modulable suivant les objectifs, la taille du bassin versant et les données disponibles (figure 3).

#### LA DISCRÉTISATION HORIZONTALE DE L'ESPACE

Cette discrétisation a été établie sur cinq niveaux : bassin versant, parcelles, pratiques agricoles, croisement des pratiques et des caractéristiques des sols, grille à maille carrée horizontale. L'ensemble de ces croisements, ainsi que la mise en forme des données au format informatique nécessaire pour le modèle BMP1top, ont été automatisés.

#### Au niveau du bassin versant

Le premier niveau de discrétisation horizontale de l'espace est le contour du bassin versant. Le

périmètre du bassin versant topographique est délimité à partir du module numérique de terrain (MNT) pour le point exutoire choisi. Le MNT a été modifié par krigeage<sup>2</sup> pour passer d'une définition de 25 × 25 m à 5 × 5 m à Saint-Léger et 10 × 10 m à Naizin et Ploudiry.

#### Au niveau des parcelles

Le terme de parcelle est utilisé ici dans un sens très large. Il s'agit pour nous de toute entité spatiale sur laquelle nous décrivons un usage qui nous intéresse pour la modélisation souhaitée<sup>3</sup>. Cet usage est susceptible de varier dans le temps pour de multiples raisons (changement des pratiques agricoles ; changement de propriétaires ou d'exploitant ; implantation/destruction de haies et talus ; modifications du tracé des cours d'eau...). La forme des parcelles et leur surface varient dans le temps. Le changement de la forme des parcelles en fonction des pratiques de fertilisation a des conséquences sur le cycle de l'azote en raison des arrière-effets des apports, notamment dans le cas des effluents d'élevage qui contiennent de l'azote sous forme organique.

Dans cet ensemble de parcelles, nous faisons une distinction entre les parcelles « structurales » et les parcelles « culturales ». Les parcelles structurales sont délimitées par des contours relativement fixes dans le temps qui déterminent des interfaces avec d'autres éléments du paysage tels que les haies, les talus, le réseau hydrographique, les limites de propriétés. Les parcelles culturales sont des sous-entités des parcelles structurales. Elles sont définies par des changements de culture ou de rotation, des changements de fertilisation ou de travail du sol sur une même culture. Cette distinction nous paraît bien adaptée à la façon dont les agriculteurs perçoivent et gèrent l'espace.

#### Au niveau des pratiques agricoles

L'historique des parcelles et des pratiques agricoles qu'elles reçoivent, c'est-à-dire la liaison entre l'échelle spatiale et l'échelle temporelle, est pris en compte par la construction d'un troisième niveau de discrétisation horizontale appelée unités homogènes du point de vue des pratiques agricoles (UHPA). L'UHPA est la plus petite entité spatiale, obtenue le dernier jour de la période de modélisation, pour laquelle il est possible de décrire temporellement et de façon univoque l'itinéraire technique détaillé du début à la fin de la période de modélisation (figure 4, page 20). Le passage de l'occupation du sol, telle qu'on peut la cartographier à un instant donné, aux UHPA nécessite l'introduction de dates. Les dates utilisées pour cela sont les dates de mise en place, de récolte, de destruction, de travail du sol,

de fertilisation... Les dates nécessaires peuvent provenir des enquêtes ou de dates par défaut issues de pratiques moyennes ou encore par comparaison de cartes successives d'occupations du sol.

#### Le croisement entre pratiques agricoles et caractéristiques des sols

Le quatrième niveau de discrétisation horizontale est constitué par croisement entre la couche d'information contenant les UHPA et les couches de propriétés du sol (cartes pédologiques par exemple...). On obtient ainsi les unités homogènes (UH). Les types de sol nous permettent d'initialiser, en utilisant des fonctions de pédotransfert ou des tables de relation, les principaux paramètres hydrodynamiques et agronomiques<sup>4</sup> nécessaires à la modélisation pour les horizons de surface du sol (se reporter au point suivant traitant de la discrétisation verticale).

La figure 4 et le tableau 2 présentent sur un exemple la façon dont les différentes informations sont combinées.

#### La grille à maille carrée

Le dernier niveau de discrétisation horizontale est constitué par une grille à maille carrée ayant une résolution de 5 m x 5 m à Saint-Léger et de 10 m x 10 m à Naizin et Ploudiry.

#### LA DISCRÉTISATION VERTICALE

Pour chaque maille horizontale, le système vertical modélisé est borné par la surface du sol et

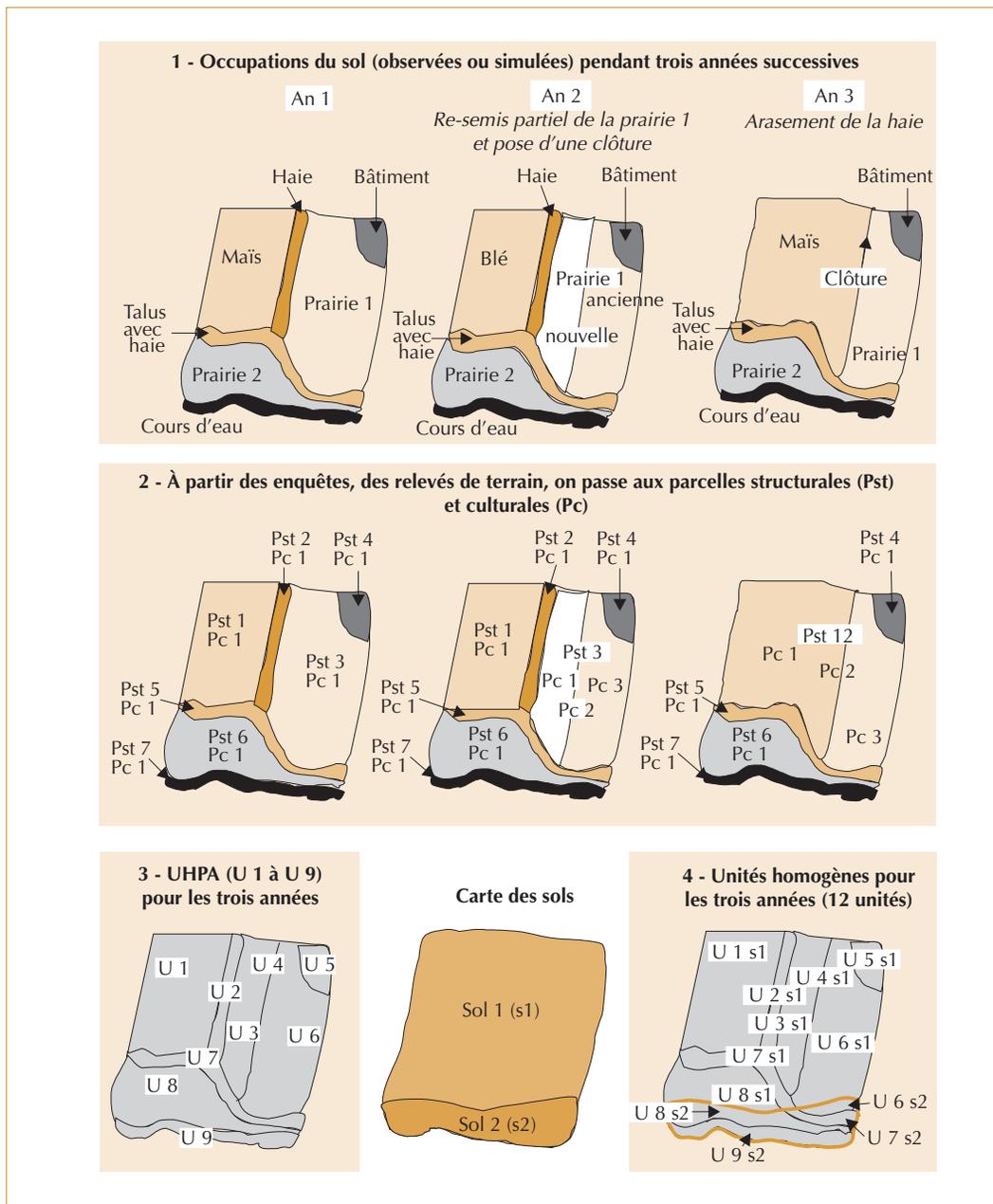
4. Les principaux paramètres sont : porosités (micro et macro), conductivité hydraulique à saturation, humidité équivalente et humidité au point de flétrissement, densité apparente, constantes de minéralisation, organisation, dénitrification, teneur du sol en matière organique...

▼ Tableau 2 – Table de l'occupation du sol pour cinq UHPA de l'exemple présenté dans la figure 4.

| UHPA | Culture/occupation | Dates de semis ou d'implantation | Dates de récolte | Dates de destruction | Surface (ha) |
|------|--------------------|----------------------------------|------------------|----------------------|--------------|
| U1   | Maïs               | 01/05/an1                        | 10/10/an1        | 10/10/an1            | 1,2          |
| U1   | Blé                | 25/10/an1                        | 10/08/an2        | 10/08/an2            | 1,2          |
| U1   | Maïs               | 27/04/an3                        | 01/10/an3        | 01/10/an3            | 1,2          |
| U2   | Haie               | Antérieure*                      |                  | 02/02/an3            | 0,20         |
| U2   | Maïs               | 27/04/an3                        | 01/10/an3        | 01/10/an3            | 0,20         |
| U3   | Prairie 1          | Antérieure*                      | 01/03/an2        | 15/03/an2            | 0,6          |
| U3   | Prairie nouvelle   | 17/03/an2                        | 20/06/an2        | 17/02/an3            | 0,6          |
| U3   | Maïs               | 27/04/an3                        | 01/10/an3        | 01/10/an3            | 0,6          |
| U4   | Clôture            | 17/03/an2                        |                  | Postérieure*         | 0,0          |
| ...  | ...                | ...                              | ...              | ...                  |              |
| U9   | Cours d'eau        | Antérieure *                     |                  | Postérieure*         | 0,17         |

\* Antérieure, postérieure : par rapport au début ou à la fin de la modélisation.

► Figure 4  
– Principes de discrétisation horizontale de l'espace utilisés par le modèle BMP1top.



un niveau en profondeur appelé « imperméable » pour lequel les transferts verticaux sont nuls. La discrétisation porte alors sur quatre niveaux : le niveau agronomique et sol agricole, le niveau de l'imperméable, le niveau du sous-sol et les couches de modélisation.

#### Le niveau agronomique et le sol agricole

Ce premier niveau de discrétisation verticale part de la surface du sol inclus en incluant le premier

horizon « agronomique » ou pédologique. C'est à cette échelle que sont habituellement acquises les données agronomiques ou pédologiques ainsi que celles qui caractérisent les techniques culturales, et c'est aussi le cas des analyses physico-chimiques courantes (texture, teneurs en matière organique, N, P, K, pH...). Bien souvent, ces données ne sont disponibles que sur le premier horizon correspondant à la profondeur de labour. Sur nos sites, nous disposons de données sur les

deux ou trois autres horizons des principaux types de sol du bassin versant. Le modèle permet de paramétrer séparément quatre horizons de 30 cm d'épaisseur. Ces quatre horizons délimitent le sol agricole, soit 1,20 m d'épaisseur. Les propriétés physiques et physicochimiques des horizons non analysés ont été calculées à partir de celles des horizons analysés par une fonction linéaire croissante ou décroissante suivant la profondeur et la propriété calculée. Le sens de variation est déterminé par la description du profil pédologique concernant l'unité de sol. En l'absence d'informations sur la pédologie, la fonction est décroissante. L'épaisseur du sol agricole délimite la profondeur maximum d'enracinement pour les cultures annuelles ou pluriannuelles. Dans le cas des vergers, des linéaires boisés et des forêts, la profondeur maximum d'enracinement est plafonnée à 4 m. Entre ces bornes, la profondeur réelle maximum d'enracinement est égale à la profondeur de sol déduite de la carte pédologique.

#### Le niveau de l'imperméable

Sur les trois sites, l'altitude de l'imperméable a été déduite de l'altitude de surface en utilisant une fonction d'amortissement linéaire positive, de telle sorte que la profondeur de l'imperméable soit plus faible en aval qu'en amont. Sur Saint-Léger, le facteur d'amortissement utilisé pour le sous-bassin amont est différent de celui utilisé pour le sous-bassin aval. Ce facteur est un paramètre de calage important pour la modélisation des concentrations (cf. ci-après, le point calage et validation).

#### Le niveau du sous-sol

Il s'agit dans notre configuration du niveau compris entre le dernier horizon du sol agricole et le niveau de l'imperméable. Nous ne disposions pas de données précises sur les caractéristiques du sous-sol. Nous avons déduit les propriétés hydrodynamiques de chaque cellule à partir des propriétés de la dernière cellule du sol agricole par une interpolation exponentielle décroissante paramétrable de telle façon que la conductivité hydraulique et la porosité soient nulles au niveau de l'imperméable. Ceci a pour effet de bloquer les transferts verticaux vers le bas à ce niveau.

#### Les couches de modélisation

Ces couches sont l'équivalent des mailles sur le plan vertical. Elles constituent le dernier niveau de discrétisation verticale et ont une épaisseur de

5 cm dans le sol agricole, puis de 50 cm dans le sous-sol jusqu'à l'imperméable.

#### Les principes utilisés pour la modélisation

Le volume total occupé par le bassin versant s'inscrit dans un parallélépipède rectangle. Sa surface est calculée pour contenir la surface du bassin versant. Sa hauteur est déterminée par la différence entre l'altitude de la couche la plus haute du bassin versant, qui correspond à l'altitude de la maille la plus haute du bassin versant, et l'altitude de la couche la plus basse de la grille verticale (point le plus bas de l'imperméable). L'espace délimité par une maille et une couche délimite une cellule de calcul. Le volume de chaque cellule de calcul est ainsi fixé par la taille de la maille et par l'épaisseur de la couche. La cellule de calcul, ainsi géoréférencée dans les trois dimensions, hérite des propriétés agronomiques et hydrodynamiques et des itinéraires techniques de l'UH à laquelle elle appartient. La modélisation proprement dite revient à modéliser journalièrement les cycles internes de l'eau et de l'azote dans chaque cellule et les échanges avec les 6 cellules voisines (4 sur le plan horizontal et 2 sur le plan vertical).

Pour la modélisation de la croissance des plantes, des cycles de l'eau et de l'azote, les calculs sont basés sur des équations déjà connues et utilisées dans d'autres modèles. Ainsi, la plupart des fonctions utilisées pour les calculs des transferts d'eau, d'azote entre cellules et la croissance des plantes sont dérivées des modèles GLEAMS (Knisel et Turtola, 2000 ; Knisel, 1993), SWAT (Neitsch *et al.*, 1999), AGRIFLUX et de modèles conceptuels développés par notre unité de recherche appelés NBV1 (Bordenave *et al.*, 1999).

#### La modélisation de la croissance des plantes

Sur chaque maille, le modèle calcule journalièrement une production de biomasse potentielle, paramétrée pour chaque type de culture en fonction du rayonnement global reçu, de la température et de l'accroissement d'un indice de surface foliaire (noté *leaf area index* ou LAI). La croissance potentielle des plantes conditionne leur besoin en eau et en azote, la répartition de la biomasse et de l'azote accumulé entre les parties aériennes et les racines ainsi que la croissance des racines en profondeur. Les besoins en eau et

5. La consommation d'eau des cultures est calculée à partir de l'ETP (qui est une entrée du modèle), du stade physiologique des plantes, de la couverture effective du sol (estimée par l'intermédiaire du LAI), de l'humidité du sol et de la profondeur d'enracinement.  $ETR = \text{évapo-transpiration réelle}$ .

6. Différence entre les altitudes du toit de la nappe dans les mailles auxquelles appartiennent les cellules en cours de calcul.

en azote sont alors discrétisés verticalement sur les cellules en fonction de la profondeur d'enracinement du jour. Un calcul de la température de chaque cellule est effectué en fonction de la température de l'air en surface, de la profondeur de la cellule, de l'humidité et d'un facteur de couverture du sol qui dépend de la biomasse totale produite et du LAI atteint ce jour-là sur la maille en cours de modélisation. À partir de l'humidité, de la température et de la quantité d'azote disponible sous forme de nitrate, le modèle calcule des coefficients de stress pour les parties aériennes et souterraines : stress par manque ou excès d'eau, stress par manque d'azote, stress par manque d'oxygène, stress par manque ou excès de température. Le calcul de ces coefficients de stress permet ensuite au modèle de calculer la biomasse produite sur la maille et sa fraction récoltable, en fonction de la biomasse potentielle ainsi que la consommation d'azote. De même, nous calculons la consommation en eau réelle (ETR) à partir de l'ETP<sup>5</sup>.

#### La modélisation du cycle de l'eau

Le ruissellement de surface est modélisé dans 4 directions en fonction du gradient d'altitude par rapport aux mailles voisines. Dans la zone insaturée – définie comme étant la zone non occupée par la nappe le jour en cours de modélisation, les échanges d'eau et d'azote entre les cellules sont calculés dans 6 directions (2 verticales et 4 horizontales). Ce calcul est exécuté en utilisant la loi de Darcy dans laquelle on remplace le gradient hydraulique<sup>6</sup> par une différence de potentiel dépendant de l'humidité volumique.

La conductivité hydraulique insaturée de chacune des cellules est déduite de la conductivité à saturation en fonction de l'humidité volumique et de l'humidité à la capacité au champ.

Dans la nappe, les transferts d'eau et d'azote sont modélisés journalièrement dans quatre directions horizontales en fonction du gradient hydraulique en utilisant également la loi de Darcy.

Dans l'insaturé comme dans le saturé, la conductivité hydraulique utilisée pour calculer les échanges entre deux cellules est égale à la moyenne arithmétique des conductivités hydrauliques de chacune des cellules. La hauteur de nappe est calculée journalièrement dans chaque maille. L'écoulement de la nappe dans le ruisseau se produit quand l'altitude du toit de la nappe est supérieure à l'altitude de la surface du

sol. Les zones humides calculées journalièrement par le modèle sont l'ensemble des mailles pour lesquelles la profondeur du toit de la nappe est inférieure à 60 cm. La surface annuelle en zone humide modélisée est définie par l'ensemble des mailles pour lesquelles la profondeur du toit de la nappe est inférieure à 60 cm pendant 90 jours ou plus (adapté de Skaggs *et al.*, 1994).

#### La modélisation du cycle de l'azote

Les principales réactions du cycle de l'azote (minéralisation, organisation, dénitrification, fixation, échanges entre azote organique stable et azote organique potentiellement minéralisable...) sont modélisées dans chaque cellule. La fonction calculant la dénitrification prend en compte la teneur de la cellule en nitrate, la teneur en carbone total, le taux de saturation en eau et un coefficient de la température de la cellule. Le calcul de la dénitrification est effectué sur les cellules correspondant aux trois premiers horizons en surface (soit 90 cm d'épaisseur). La volatilisation ammoniacale est calculée sur la couche de surface uniquement pour les apports de lisier, en utilisant une fonction simplifiée (Moal, 2001) qui tient compte de la teneur du lisier en matière sèche et de la température de l'air au moment de l'épandage. Une adaptation a été réalisée pour tenir compte de la durée sans enfouissement après épandage. Le calcul n'est pas effectué pour les apports sous forme de fumier, faute de formule simple valide. En conséquence, le calcul de la volatilisation ammoniacale ne concerne pas le site de Saint-Léger.

#### Mesures réalisées et jeux de données pour la calibration et la validation du modèle

Sur le bassin versant de Saint-Léger, une étude intégrée visant à améliorer la qualité de l'eau a été initiée et coordonnée par ARVALIS-Institut du végétal (Maillet-Mazery et Thierry, 2004 ; Thierry *et al.*, 2004). Cette étude nous a permis de constituer un jeu de données très complet :

– à partir de 1998, nous disposons des débits à l'exutoire en continu, des mesures des concentrations en nitrate ( $\text{NO}_3$ ) et ammonium ( $\text{NH}_4$ ), matières en suspension, orthophosphates et phosphore total à pas de temps fin grâce à un échantillonnage asservi au débit. Une mesure du débit en continu et des concentrations hebdomadaires en nitrate et ammonium ( $\text{N-NH}_4$ ) a

été réalisée à l'exutoire d'un sous-bassin amont représentant le tiers de la surface totale du bassin versant ;

- un suivi hebdomadaire de la teneur des eaux du ruisseau en nitrate, azote ammoniacal et orthophosphates a été réalisé sur 23 points répartis le long du réseau hydrographique ;

- neuf piézomètres ont été installés suivant 2 transects perpendiculaires au ruisseau pour mesurer en continu le niveau piézométrique et hebdomadairement la concentration en nitrate ;

- des mesures ont aussi été effectuées dans les sols sur 15 parcelles : elles portent sur les propriétés physicochimiques du sol pour les deux premiers horizons (texture, teneurs en N et P, pH) ;

- un suivi mensuel de la teneur du sol en azote minéral a été effectué sur 22 parcelles de 1998 à 2001, puis sur 15 parcelles de 2001 à 2004. La dénitrification a été mesurée mensuellement sur 15 sites pendant une année.

Sur les autres sites, les jeux de données disponibles sont moins complets. Ils consistent en la mesure des débits en continu à l'exutoire et la mesure des concentrations par échantillonnage asservi aux débits de 1994 à 1996 à Ploudiry, et de 1988 à 2001 à Naizin. Sur ces deux sites, nous avons aussi acquis des données sur les sols (texture, analyses physicochimiques courantes sur deux ou trois horizons pour les principales unités pédologiques).

À Ploudiry, un suivi de l'azote minéral du sol sur trois horizons de 0 à 90 cm de profondeur a été effectué par quinzaine de 1994 à 1996 sur 19 parcelles, ainsi qu'une mesure de la dénitrification sur quatre sites à quatre dates.

Les résultats de ces mesures ont été publiés (Thierry *et al.*, 2004 ; Bordenave *et al.*, 2004).

**La calibration et les résultats de la validation du modèle sur les trois bassins versants sont présentés dans l'encadré 3 (pages 24 et 25).**

### Les scénarios modélisés

Nos scénarios ont été réalisés en se basant sur la situation initiale « BPA0 » qui est celle des pratiques actuelles telles qu'elles ressortent des enquêtes conduites dans les exploitations, et après validation des données. Pour réaliser les simulations, nous avons défini et traduit en

données d'entrée pour le modèle trois scénarios de pratiques agricoles et un scénario climatique. Les scénarios de modifications des pratiques agricoles sont construits à partir des données recueillies dans les exploitations. Les deux premiers scénarios sont construits en utilisant le logiciel GESUFER. Ce dernier calcule l'excédent parcellaire du bilan de fertilisation et la dose de fertilisation nécessaire pour obtenir un niveau de rendement réaliste. Ce niveau est déterminé par le rendement obtenu sur la parcelle (après validation), trois années sur cinq. Le principe général utilisé pour calculer la dose optimum sur une parcelle est dérivé de la méthode de calcul du bilan prévisionnel de l'azote avec une adaptation pour les prairies.

Les scénarios modélisés sont :

(i) **scénario BPA1** : ajustement uniquement de la fertilisation minérale sur la dose de fertilisation parcellaire calculée sans modifier les apports d'effluents d'élevage ;

(ii) **scénario BPA2** : ajustement de la fertilisation minérale et de la fertilisation organique en répartissant les effluents d'élevage excédentaires sur les autres cultures (céréales puis prairies pour les lisiers ; prairies pour les fumiers) de la même exploitation puis sur les exploitations voisines et introduction de « cultures pièges pour le nitrate » (CIPAN) entre les cultures d'hiver et les cultures de printemps ;

(iii) **scénario BPA3** : calculé par plusieurs instituts techniques uniquement sur Saint-Léger (Fourrié et Mouchart, 2004 ; Chambaud *et al.*, 2004). Ce dernier scénario est basé sur une optimisation technique de l'alimentation du troupeau qui se traduit par une augmentation de la part des prairies au détriment du maïs ensilage et un ajustement de la fertilisation organique et minérale calculée. Des CIPAN sont aussi introduites comme pour le scénario BPA2. Le scénario 3 entraîne une forte augmentation de la surface en prairie qui passe de 40 % de la SAU à 75 % de la SAU (Chambaud *et al.*, 2004) ;

(iv) **scénario climatique** : un scénario climatique de base a été construit sur chacun des sites à partir des données journalières mesurées fournies par Météo France. Ces données ont servi à établir un jeu de données climatiques sur 28 ans, en reprenant jour par jour les valeurs et en changeant simplement l'année. Ainsi, les données du 1<sup>er</sup> janvier 1987 sont identiques à celle des 1<sup>er</sup> janvier 1994, 1<sup>er</sup> janvier 2001, 1<sup>er</sup> janvier 2008 et ainsi

7. Critère de Nash ou *Sutton-Rathcliff's coefficient* : part de la variance expliquée par le modèle. L'ajustement est d'autant meilleur que le critère est proche de 1. Formule ci-dessous avec P = valeurs calculées et O = valeurs observées :

$$Cn = 1 - \frac{\sum_1^N (P_i - O_i)^2}{\sum_1^N (O_i - \bar{O})^2}$$

### Encadré 3

#### La calibration et les résultats de la validation du modèle sur les trois bassins versants

##### Des résultats satisfaisants pour la validation du modèle sur les flux d'eau et d'azote et sur les concentrations en nitrate dans l'eau

Des tests de sensibilité du modèle aux conditions climatiques, aux variations d'occupation du sol et aux principaux paramètres déterminant les transferts ont d'abord été effectués. Le modèle complet a été calibré et validé pour les trois sites simultanément sur les flux d'eau et d'azote, ainsi que sur les concentrations en nitrate.

Les résultats présentés dans les tableaux 3 et 4 montrent que le calage et la validation sont satisfaisants, notamment pour les concentrations.

Tableau 3 – Critères de Nash<sup>7</sup> calculés entre les mesures et les valeurs simulées pendant le calibrage et la validation sur les flux d'azote journaliers.

| Sites      | Saint-Léger  | Naizin       | Ploudiry     |
|------------|--------------|--------------|--------------|
| Calibrage  | 0,87 (2 ans) | 0,84 (2 ans) | 0,85 (1 an)  |
| Validation | 0,86 (3 ans) | 0,82 (3 ans) | 0,80 (2 ans) |

( ) = durée de la période.

Tableau 4 – Critères de Nash calculés entre les mesures et les valeurs simulées pendant le calibrage et la validation sur les concentrations journalières en nitrate à l'exutoire.

| Sites      | Saint-Léger  | Naizin       | Ploudiry     |
|------------|--------------|--------------|--------------|
| Calibrage  | 0,77 (2 ans) | 0,68 (2 ans) | 0,60 (1 an)  |
| Validation | 0,75 (3 ans) | 0,69 (3 ans) | 0,69 (2 ans) |

( ) = durée de la période.

Ces bons résultats pour le calcul des flux et concentrations dans l'eau ne permettent pas de préjuger des capacités prédictives du modèle. Le bassin versant est un système complexe, en équilibre plus ou moins stable dans le temps, et modéliser un état de l'équilibre sur un seul critère ne signifie pas que l'on soit capable de prédire une évolution dans le temps de ce même critère. Nous avons cherché à vérifier les capacités prédictives du modèle en comparant les valeurs des variables intermédiaires calculées à des valeurs mesurées.

Le calibrage et la validation sur les flux et concentrations dans l'eau ont été complétées par des comparaisons entre mesuré et modélisé sur des variables intermédiaires calculées par le modèle

Nous présentons ici les principaux résultats obtenus sur l'azote minéral dans le sol et sur la dénitrification.

##### • Azote minéral dans les sols

Le modèle a été paramétré à partir des mesures effectuées à Ploudiry, puis appliqué sur Saint-Léger. Les résultats présentés dans le tableau 5 montrent que le modèle reproduit correctement les grandes tendances. Par contre, la représentation est nettement moins bonne si on s'intéresse à une parcelle en particulier à une date précise.

##### • Dénitrification

Le paramétrage des calculs de dénitrification a été effectué à partir des mesures effectuées à Ploudiry (Bordenave *et al.*, 1999) en utilisant la méthode d'inhibition à l'acétylène (adaptée de Ryden *et al.*, 1987) sur des échantillons de sol non remaniés de 12 cm d'épaisseur. Nous faisons l'hypothèse que les flux de N<sub>2</sub>O ainsi mesurés sont attribuables entièrement à la dénitrification

## Encadré 3 (suite)

Tableau 5 – Azote minéral mesuré et modélisé à plusieurs dates sur 0-60 cm de profondeur sur 19 parcelles à Saint-Léger après calibrage sur le site de Ploudiry. Moyennes par précédent en N kg ha<sup>-1</sup>.

| Cultures précédentes              | Blé   | Maïs  | Prairies | Moyennes |
|-----------------------------------|-------|-------|----------|----------|
| Nombre de mesures                 | 16    | 11    | 28       |          |
| Reliquats azotés moyens mesurés   | 69    | 72    | 59       | 67       |
| Reliquats azotés moyens modélisés | 66    | 70    | 59       | 65       |
| Écart modélisé/mesuré en %        | - 4 % | - 3 % | 0 %      | - 3 %    |

hétérotrophe. Les mesures et les simulations à Ploudiry (tableau 6) donnent des valeurs comparables à celles que l'on peut trouver dans la littérature scientifique (Laville, Hénault cités par Germon *et al.*, 2003). La proportion de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) dans le flux total d'azote gazeux mesuré est élevée, proche de 50 %, en accord avec des résultats plus récents obtenus à Saint-Léger (Oehler *et al.*, 2005 ; Oehler, 2004). Enfin, la dénitrification dans les deux sites situés à mi-versant n'est pas négligeable (Bordenave *et al.*, 2004).

Tableau 6 – Flux d'azote gazeux provenant de la dénitrification hétérotrophe dans les sols (0-12 cm de profondeur) mesurés et modélisés sur 4 sites du bassin versant de Ploudiry (dont 2 sites dans la zone humide riparienne ; 2 ou 5 sites suivant les dates dans la zone insaturée à mi-versant) à 4 dates à l'automne 1997 et au printemps 1998.

| Dates de mesure  | 27/11 | 12/03 | 26/03 | 09/04 |
|--|-------|-------|-------|-------|
| Nombre de sites  | 4     | 4     | 7     | 7     |
| Nombre de répétitions par site   | 7     | 7     | 7     | 7     |
| N <sub>2</sub> mesuré (moyennes N kg ha <sup>-1</sup> j <sup>-1</sup> )                            | 0,98  | 0,04  | 0,13  | 0,28  |
| N <sub>2</sub> modélisé (moyennes N kg ha <sup>-1</sup> j <sup>-1</sup> )                          | 1     | 0,06  | 0,12  | 0,30  |
| Écart N <sub>2</sub> modélisé/N <sub>2</sub> mesuré  | 2 %   | 33 %  | - 8 % | 7 %   |
| Flux de N-N <sub>2</sub> O/flux d'azote gazeux (N-N <sub>2</sub> O + N-N <sub>2</sub> ) (médianes) | 56 %  | 36 %  | 36 %  | 72 %  |

- **Autres tests effectués à Saint-Léger**

Nous avons vérifié que le modèle reproduisait correctement, par comparaison avec les mesures, les variations de la hauteur de nappe et les variations de la concentration moyenne de la nappe en nitrate aux emplacements des piézomètres, les variations en tendance de la concentration en nitrate le long du ruisseau ainsi que les flux et concentrations à l'exutoire du sous-bassin amont.

#### Une ébauche d'évaluation des incertitudes liées au paramétrage

Le nombre de paramètres du modèle a été réduit au minimum mais reste élevé. Certains paramètres décrivant les propriétés physicochimiques et « biologiques » du milieu sont déterminés indirectement et résultent de calculs, voire d'un calage. Les résultats présentés ci-dessus pour la validation du modèle sont ceux obtenus avec le meilleur jeu de paramètres de calibrage, mais on sait qu'il est possible, avec ce modèle comme avec tous les autres, de trouver d'autres combinaisons de paramètres permettant d'obtenir d'aussi bons résultats de validation. Sans vouloir entrer dans un calcul d'incertitude, nous avons cherché à apprécier les effets du paramétrage sur les résultats des simulations. **À Saint-Léger uniquement, plusieurs simulations ont été réalisées avec des jeux de paramètres légèrement modifiés de façon à avoir une première estimation de la variation introduite par les incertitudes liées au paramétrage.**

8. Calculé à la parcelle à partir des données des pratiques agricoles validées : excédent moyen annuel parcellaire = apports moyens annuels sur la parcelle – exportations moyennes annuelles par les cultures. Dans les apports, on somme les apports sous forme d'engrais, les apports par les effluents d'élevage, les restitutions au pâturage. Ces calculs ont été effectués de 1994 à 2002 pour Saint-Léger et Naizin, de 1994 à 1996 pour Ploudiry.

► Tableau 7 – Excédent annuel moyen du bilan de l'azote pour les trois sites.

de suite. Le jeu de données climatiques obtenu est plus riche en années humides que la normale. Il contient tous les 7 ans les données de l'année 2000-2001 qui a été exceptionnellement humide et ne contient pas d'années exceptionnellement sèches. C'est donc un jeu de données plutôt favorable à une baisse rapide des concentrations et à des temps de réponse relativement courts.

Les scénarios BPA1 et BPA2 sont de simples optimisations techniques de la gestion des effluents d'élevage visant à les valoriser au mieux en tant que fertilisants (principe de la valorisation agronomique des effluents). Ils sont construits en partant des pratiques observées des agriculteurs. De ce fait, ils tiennent compte des importations et/ou exportations d'effluents en provenance de l'extérieur du bassin versant et de la résorption déjà en cours sur le bassin. Ils n'intègrent pas la résorption supplémentaire qui pourrait être nécessaire pour équilibrer le bilan. Il en résulte que dans le cas où les quantités d'azote effectivement épandues sont supérieures aux besoins de fertilisation optimum, les scénarios BPA1 et BPA2 aboutissent à un bilan de fertilisation réduit par rapport au scénario BPA0, mais toujours excédentaire. Par construction, les scénarios BPA1 et BPA2 conduisent à équilibrer les apports à un niveau supérieur à la compensation des exportations des cultures, ce qui veut dire que le bilan apports-exportations reste excédentaire.

### Une construction des scénarios effectivement modélisés sur des temps plus longs que les périodes d'acquisition des données

Les tests préliminaires de sensibilité du modèle ont montré que les pas de temps de mise à l'équilibre du système modélisé étaient nettement supérieurs à la durée des jeux de données mesurées dont nous disposons. Il nous a aussi paru nécessaire d'initialiser le modèle de façon

uniforme avant chaque simulation. Finalement, nous sommes arrivés pour chacun des scénarios à une période de calcul de 28 années de 1987 à 2015. Un logiciel « constructeur » a été développé pour créer les tables de données sur cette période pour chacun des scénarios en respectant les rotations et les itinéraires techniques des jeux de données initiaux. Les 7 premières années servent à initialiser le modèle en utilisant les données du scénario BPA0. Les 21 suivantes prennent en compte les tables correspondantes à chacun des scénarios. La comparaison entre scénarios porte donc sur une durée de 21 ans.

## Résultats

### Que deviennent les apports d'azote et les excédents après l'épandage ?

#### UN BILAN AZOTÉ EXCÉDENTAIRE SUR LES TROIS SITES

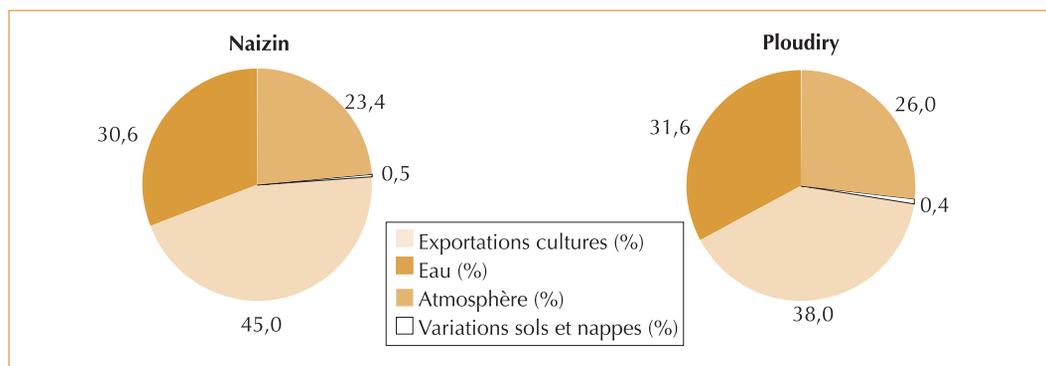
L'excédent annuel du bilan de l'azote calculé par sommation des excédents parcellaires moyens annuels<sup>8</sup> (tableau 7) varie entre 80 kg ha<sup>-1</sup> de ST pour le site le moins excédentaire et 130 kg ha<sup>-1</sup> pour le site le plus excédentaire.

Le bassin versant reçoit aussi de l'azote par les pluies. À Naizin et Ploudiry, nous avons estimé ces apports respectivement à 22 et 25 kg N ha<sup>-1</sup> de ST. Ainsi les apports totaux d'azote sur ces bassins sont respectivement de 222 et 250 kg ha<sup>-1</sup> de ST. Les excédents réels du bilan de l'azote sont donc respectivement de 122 et 155 kg N ha<sup>-1</sup> de ST.

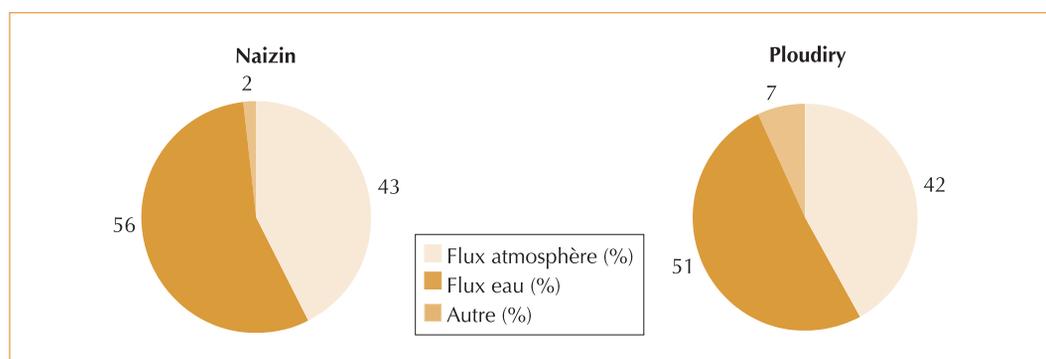
LES FUITES D'AZOTE HORS DU BASSIN VERSANT DANS L'EAU ET DANS L'ATMOSPHÈRE SONT SUPÉRIEURES AUX EXPORTATIONS PAR LES CULTURES. LES FUITES VERS L'EAU SONT LES PLUS IMPORTANTES. LES FUITES DANS L'ATMOSPHÈRE SONT CEPENDANT TRÈS ÉLEVÉES

Les résultats obtenus à partir du scénario BPA0 montrent que la gestion actuelle des effluents

|   | Saint-Léger | Naizin | Ploudiry |
|---|-------------|--------|----------|
| Apports moyens annuels totaux (N des engrais + N des effluents y compris les restitutions au pâturage) en kg ha <sup>-1</sup> de ST | 170         | 200    | 225      |
| Exportations moyennes annuelles par les cultures (N kg ha <sup>-1</sup> de ST)  | 90          | 100    | 95       |
| Excédent moyen annuel du bilan (N kg ha <sup>-1</sup> de ST)  | 80          | 100    | 130      |



◀ Figure 5  
– Répartition des apports azotés entre les exportations par les cultures, les flux dans l'eau et l'atmosphère sur les bassins versants de Naizin et Ploudiry pour le scénario BPA0.



◀ Figure 6  
– Répartition de l'excédent du bilan azoté entre les flux dans l'eau et dans l'atmosphère pour les bassins versants de Naizin et Ploudiry en % de l'excédent du bilan de l'azote.

d'élevage provoque un transfert important d'azote dans l'eau et dans l'atmosphère (figure 5) supérieur aux exportations par les cultures. Le total des fuites d'azote dans l'eau et dans l'air représente 54 % des apports totaux d'azote à Naizin et 58 % à Ploudiry. À Saint-Léger, où nous n'avons pas évalué les apports par les pluies et la volatilisation ammoniacale, les fuites d'azote représentent 47 % des apports. Par rapport à l'excédent du bilan azoté, les émissions gazeuses sont du même ordre de grandeur que les fuites dans l'eau (figure 6).

#### LES ÉMISSIONS D'AZOTE DANS L'ATMOSPHÈRE CONCERNENT LA TOTALITÉ DE LA SURFACE DU BASSIN VERSANT

La volatilisation ammoniacale concerne toutes les zones du bassin recevant des effluents d'élevage. Cependant, les parcelles épandues sont plutôt les parcelles éloignées du cours d'eau. Ainsi, les zones les plus humides sont moins concernées par ces émissions. **La modélisation indique sur les trois sites que les flux totaux d'azote émis dans l'atmosphère en provenance de la dénitrification sont quantitativement du même ordre de grandeur dans les sols cultivés de la zone insaturée que dans les zones humides de fond de vallée. La dénitrifi-**

**cation moyenne annuelle calculée dans ces zones humides est de 120 N kg ha<sup>-1</sup> contre 15 N kg ha<sup>-1</sup> dans le reste du bassin versant. Compte tenu des surfaces respectives, le flux d'azote dénitrifié dans la zone, les zones humides calculées par le modèle représente 55 % en moyenne du flux total dénitrifié sur la totalité de la surface.**

#### LA DÉNITRIFICATION CONTRIBUE TRÈS SIGNIFICATIVEMENT À RÉDUIRE LE TRANSFERT D'AZOTE DANS L'EAU

Quelle que soit la méthode de calcul, il est en général mis en évidence en Bretagne une différence entre le solde du bilan annuel de l'azote et le flux annuel d'azote mesuré dans l'eau à l'exutoire. Cette fraction de l'excédent non retrouvée dans l'eau est appelée couramment : abattement (Aurousseau *et al.*, 1995). Sur nos trois sites, l'abattement varie de 33 % à Saint-Léger jusqu'à 49 % à Ploudiry (tableau 8, page 28).

La dénitrification hétérotrophe dans les couches superficielles du sol (0 à 90 cm) explique la totalité de cet abattement à Saint-Léger et Naizin et une forte proportion à Ploudiry.

**Ainsi, à l'échelle du bassin versant, les émissions gazeuses d'azote provenant de la dénitrification**

► **Tableau 8**  
– Abattement moyen et proportion de l'abattement expliqué par la dénitrification sur les sites de Saint-Léger, Naizin et Ploudiry.

|  | Saint-Léger | Naizin | Ploudiry |
|--|-------------|--------|----------|
| % de l'excédent du bilan* non retrouvé dans l'eau (abattement) | 32,5        | 44     | 49       |
| % de l'abattement expliqué par la dénitrification              | 100         | 100    | 87       |

\* Bilan sans l'apport par les pluies.

**hétérotrophe dans les horizons superficiels du sol sont élevées. La transformation de l'azote nitrique en azote gazeux dans les zones humides contribue fortement à réduire les flux de nitrate dans l'eau. Sur le plus long terme, la réduction fonctionnelle de ces zones, toujours en cours selon nos propres observations en raison de l'agrandissement des exploitations, pourrait complètement retarder, voire annuler les effets des améliorations apportées par ailleurs.**

UNE FORTE PROPORTION DE L'EXCÉDENT AZOTÉ EST TRANSFORMÉE EN FORMES D'AZOTE DANGEREUSES POUR L'ENVIRONNEMENT QUE L'ON RETROUVE DANS LES COURS D'EAU ET DANS L'ATMOSPHÈRE

La volatilisation ammoniacale de l'azote des lisiers de porcs au moment des épandages représente 10 % des apports totaux d'azote sur le bassin versant (tableau 9). L'ammoniac n'est pas un gaz à effet de serre mais est néanmoins considéré comme polluant (acidification, pluies acides...).

Le flux total d'azote émis dans l'atmosphère par l'action de la dénitrification hétérotrophe est la somme d'un flux de diazote ( $N_2$ ) non polluant et de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) qui est un gaz à effet de serre. Le modèle BMP1top ne permet pas de calculer la proportion de  $N_2O$  émis dans le flux total d'azote gazeux provenant de la dénitrification. Nous avons estimé ce flux en utilisant la valeur minimum du rapport  $(N-N_2O)/(N-N_2O + N-N_2)$  mesuré à Ploudiry, soit 36 % (tableau 6, page 25). Il s'agit d'une valeur basse par rapport aux données issues de la littérature scientifique et aux mesures effectuées plus récemment à Saint-Léger (Oehler, 2005). Le tableau 10 présente les flux ainsi calculés pour les trois sites et leurs proportions par rapport aux apports d'azote et à l'excédent du bilan de l'azote. Le coefficient moyen d'émission de  $N_2O$  par rapport aux apports est significativement plus élevé que les coefficients généralement utilisés pour l'évaluation de ces pertes (Germon *et al.*, 2003).

Il en résulte que la transformation des zones humides du bassin versant en zones de traitement

▼ **Tableau 9** – Flux annuels moyens d'azote ammoniacal en proportion des apports et de l'excédent du bilan de l'azote sur les bassins versants de Naizin et de Ploudiry.

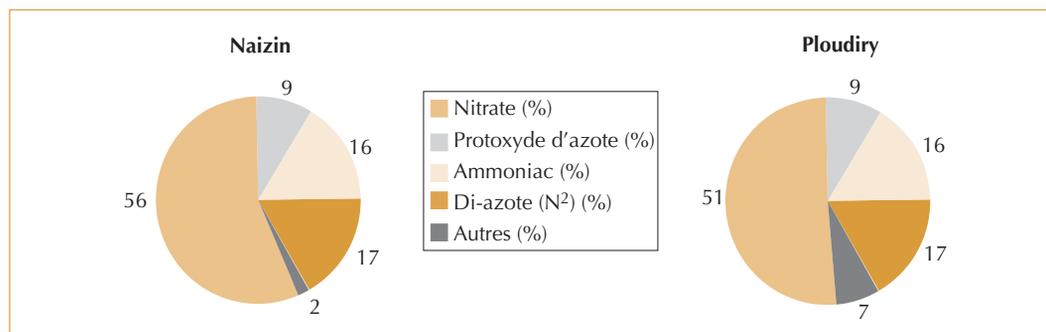
|   | Naizin | Ploudiry |
|---|--------|----------|
| Flux d'azote ammoniacal/apports*            | 9 %    | 10 %     |
| Flux d'azote ammoniacal/excédent du bilan** | 16 %   | 16 %     |

\* Rappel : flux évalués uniquement pour les épandages sous forme de lisiers.

\*\* Bilan incorporant l'apport par les pluies.

▼ **Tableau 10** – Flux annuels moyens de protoxyde d'azote attribués à la dénitrification hétérotrophe et proportions par rapport aux apports et à l'excédent du bilan de l'azote sur les sites de Saint-Léger, Naizin et Ploudiry.

|  | Saint-Léger | Naizin | Ploudiry |
|--|-------------|--------|----------|
| Flux moyens annuels de protoxyde d'azote ( $N-N_2O$ kg ha <sup>-1</sup> de ST) | 9,7         | 11,5   | 14,4     |
| Flux de protoxyde d'azote/apports  | 5,7 %       | 5,8 %  | 6,4 %    |
| Flux de protoxyde d'azote/excédent du bilan                                    | 12 %        | 11 %   | 11 %     |



◀ Figure 7  
– Répartition de l'excédent du bilan azoté entre les différentes formes d'azote sur les bassins versants de Naizin et Ploudiry en %.

des excédents azotés, comme cela a pu être parfois envisagé, n'est pas neutre d'un point de vue environnemental en raison des risques d'augmentation des flux de protoxyde d'azote vers l'atmosphère. L'abattement des flux d'azote dans la zone insaturée mériterait d'être plus étudié en relation avec le travail du sol et les techniques d'épandage des effluents d'élevage.

Ces résultats laissent aussi penser que la nécessaire réduction des fuites d'ammoniac dans l'air avant ou pendant l'épandage des effluents augmentera les risques de fuites dans l'eau ou dans l'air sous des formes peut-être plus polluantes, si les doses d'effluents épandues ne sont pas réduites en conséquence.

L'ensemble des résultats nous permet de proposer pour Naizin et Ploudiry un bilan assez complet du devenir des excédents azotés réparti, suivant les différentes formes de l'azote, entre les flux *a priori* non polluants (di-azote) et les flux présentant un risque pour l'environnement (nitrate, azote ammoniacal et protoxyde d'azote) sans hiérarchiser ces risques (figure 7). Il ressort de cette répartition que les flux présentant un risque sont prépondérants. Ils représentent 81 % de l'excédent du bilan à Naizin et 77 % à Ploudiry.

Notre modélisation sous-estime davantage les fuites gazeuses que celles dans l'eau, car elle ne tient pas compte ni de la volatilisation ammoniacale lors des épandages de fumier, ni de toutes

les pertes d'azote provenant de la volatilisation ammoniacale dans les bâtiments d'élevage et lors du stockage des effluents. Ceci laisse supposer que les fuites d'azote de l'ensemble du système se font majoritairement dans l'atmosphère.

### Quels effets attendre de l'optimisation des pratiques agricoles selon les scénarios envisagés et dans combien de temps ?

**Un effet très significatif sur la réduction de l'excédent du bilan de l'azote, variable suivant les bassins versants (tableau 11).**

**Une réduction significative des flux de nitrate dans l'eau et d'azote dans l'atmosphère, permettant de repasser en dessous de 50 mg l<sup>-1</sup> de nitrate dans l'eau en moyenne annuelle à l'échéance de 2015.** Les stratégies d'optimisation les plus simples et les plus acceptables *a priori* par les agriculteurs (scénario BPA1 et BPA2) ont une efficacité à terme de 20 % à 38 % par rapport au scénario BPA0 pour la réduction des concentrations en nitrate dans l'eau, ce qui est largement suffisant pour abaisser la concentration moyenne annuelle en dessous de 50 mg l<sup>-1</sup> de nitrate (tableau 12).

Aucun des scénarios ne permet d'atteindre 25 mg l<sup>-1</sup> après 21 ans de simulation. Le scénario qui s'en rapproche le plus (BPA3 à Saint-Léger)

▼ Tableau 11 – Réductions de l'excédent du bilan de l'azote sur les trois bassins versants en pourcentage de l'excédent du scénario BPA0.

|             | Scénario BPA1 | Scénario BPA2 | Scénario BPA3 |
|-------------|---------------|---------------|---------------|
| Saint-Léger | – 19 %        | – 35 %        | – 34 %        |
| Naizin      | – 25 %        | – 45 %        |               |
| Ploudiry    | – 23 %        | – 40 %        |               |

▼ Tableau 12 – Concentrations moyennes annuelles dans l'eau aux exutoires calculées après 21 ans de mise en œuvre des modifications ( $\text{NO}_3^-$  :  $\text{mg l}^{-1}$ , moyennes des trois dernières années) et réductions (%) par rapport au scénario BPA0 pour les trois sites.

| Sites | Saint-Léger              | Naizin        | Ploudiry      |
|-------|--------------------------|---------------|---------------|
| BPA0  | $52 \pm 1 \%$            | 67            | 58            |
| BPA1  | $41 \pm 4 \%$ (– 21,2 %) | 49 (– 25,8 %) | 43 (– 25,9 %) |
| BPA2  | $40 \pm 4 \%$ (– 23,1 %) | 41 (– 37,9 %) | 38 (– 34,5 %) |
| BPA3  | $33 \pm 5 \%$ (– 37,0 %) | -             | -             |

nécessite une modification assez poussée du système de production, *a priori* moins acceptable rapidement par les éleveurs et en tous les cas plus difficile à mettre en œuvre. On note pour ce scénario que la réduction des flux et concentrations dans l'eau est supérieure à celle que l'on pouvait attendre en regardant l'évolution de l'excédent du bilan.

Pour Naizin et Ploudiry, plus excédentaires que Saint-Léger, le scénario BPA2 est nettement plus efficace que le scénario BPA1 alors qu'à Saint-Léger, l'écart entre les deux scénarios en fin de modélisation est inférieur à l'incertitude. Cette réduction s'explique, d'après le modèle, par une augmentation du flux d'azote minéral vers l'azote organique pendant les dix premières années, puis par un flux inverse. Ceci pourrait provenir du fait que, sur ce bassin, les effluents épandus sont exclusivement des fumiers, plus favorables dans un premier temps à l'organisation qu'à la minéralisation. Il nous faut rester prudent sur la réalité de cette dynamique en raison de la simplification des fonctions calculant les échanges entre l'azote minéral du sol et l'azote organique. Sur les autres bassins versants, l'évolution constatée à Saint-Léger est masquée car les effluents épandus sont plus souvent du lisier, plus favorable à la minéralisation.

La réduction moyenne des flux d'azote dans l'atmosphère pour les scénarios BPA1, BPA2

et BPA3 est respectivement de 12, 15 et 20 % par rapport au scénario BPA0. Cette réduction est essentiellement due à la réduction des flux d'azote provenant de la dénitrification hétérotrophe. Sur Naizin et Ploudiry, les fuites d'azote dans l'atmosphère sous forme ammoniacale restent identiques à celles du scénario BPA0. La variation inter-site des flux d'azote gazeux est beaucoup plus faible que celle des flux dans l'eau (5 % au maximum).

**Le temps nécessaire pour atteindre moins de 50  $\text{mg l}^{-1}$  de nitrate est de 4 à 8 ans pour le site le moins excédentaire (Saint-Léger) et supérieur à 10 ans pour les deux autres (tableau 13).**

Les effets de l'incertitude liée aux paramétrages du modèle sont relativement faibles en ce qui concerne les évaluations à terme des concentrations. Ils sont beaucoup plus élevés pour les temps plus longs (tableaux 12 et 13).

#### Quelques conséquences pour l'évaluation concrète d'une modification des pratiques agricoles à l'échelle du bassin

La réduction relative de la concentration de l'eau par rapport au scénario BPA0 (figure 8) montre sur tous les sites que les effets ne sont pas linéaires dans le temps. Selon cette présentation, et si on admet que les méthodes utilisées sur les bassins

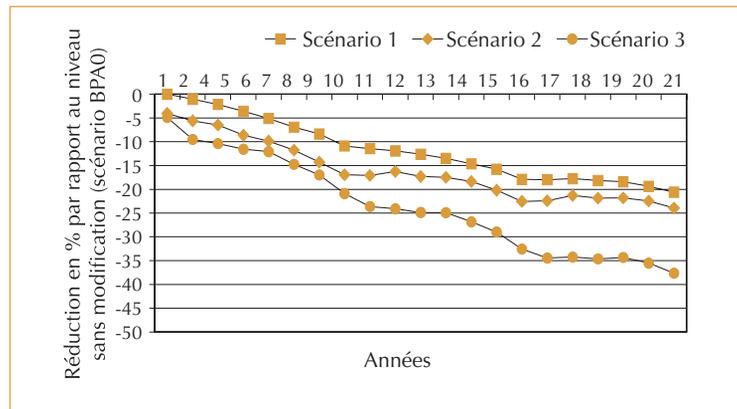
► Tableau 13 – Nombre d'années nécessaires pour atteindre moins de 50  $\text{mg l}^{-1}$  de nitrate dans l'eau à l'exutoire du bassin versant.

| Sites | Nombre d'années nécessaires pour atteindre moins de :        |        |          |   |        |          |
|-------|--|--------|----------|---|--------|----------|
|       | 50 $\text{mg l}^{-1}$ de $\text{NO}_3^-$ en moyenne annuelle |        |          | 50 $\text{mg l}^{-1}$ de $\text{NO}_3^-$ tous les jours |        |          |
|       | Saint-Léger  | Naizin | Ploudiry | Saint-Léger   | Naizin | Ploudiry |
| BPA1  | 2 ans $\pm$ 1  | 10 ans | 9 ans    | 6 ans $\pm$ 2   | 13 ans | 10 ans   |
| BPA2  | 1 an $\pm$ 1   | 7 ans  | 8 ans    | 7 ans $\pm$ 2   | 12 ans | 10 ans   |
| BPA3  | 1 an $\pm$ 1   | -      | -        | 5 ans $\pm$ 1   | -      | -        |

versants pour mesurer la concentration de l'eau permettent de détecter des variations annuelles de 5 %, des évolutions significatives par rapport à la situation actuelle devraient apparaître clairement au bout de 5 ans avec le scénario BPA1 et au bout de 1 à 2 ans respectivement avec les scénarios BPA2 et BPA3. Pour le scénario BPA3, ce temps est certainement beaucoup plus court que celui nécessaire pour adapter les systèmes de production.

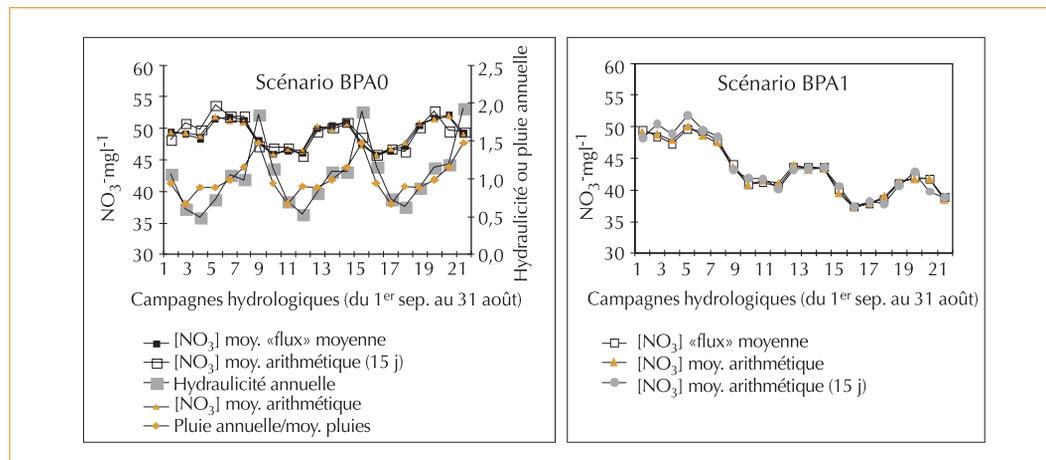
La principale difficulté à laquelle se retrouvent confrontés les praticiens est que justement ils ne disposent pas d'une référence d'évolution pour le scénario sans modifications (scénario BPA0 pour nous) propre à leur bassin versant. Il devient donc difficile d'estimer une amélioration compte tenu des effets de la variation climatique et de l'incertitude sur les mesures. Bien que les concentrations annuelles de nitrate dans les eaux soient moins dépendantes de la pluviosité annuelle que les flux d'azote, on note cependant que, même à l'échelle inter-annuelle, les concentrations restent très dépendantes de la pluviosité et de l'hydraulicité annuelle (figure 9, scénario BPA0). **La simple variation de la pluviosité annuelle provoque des variations des concentrations bien plus importantes que les modifications des pratiques agricoles (figure 9, scénario BPA1).**

À apport azoté constant, et du simple fait du caractère cyclique des événements climatiques,



des baisses de concentration pendant 6 à 7 ans, suivies de périodes de remontée peuvent être observées. Ceci confirme qu'il faut au moins disposer de mesures des débits en rivière pour interpréter une série de mesures de concentrations. Malgré cela, il restera difficile de mettre sûrement en évidence un effet des modifications des pratiques sur les flux et concentrations du nitrate dans les eaux de surface sur des périodes de quelques années. Cela reste possible selon nous sur une période d'une dizaine d'années si on complète les mesures dans l'eau par des indicateurs sur l'évolution des pratiques agricoles et notamment par le calcul systématique d'un bilan de l'azote. En tous les cas, une méthodologie d'interprétation des chroniques des flux et

▲ Figure 8 – Réductions de la concentration annuelle de l'eau en nitrate par rapport au scénario BPA0 pour les trois scénarios (BPA1, BPA2, BPA3) pendant 21 ans.



▲ Figure 9 – Concentrations annuelles en nitrate modélisées pour les scénarios BPA0 et BPA1 à Saint-Léger pendant 21 campagnes hydrologiques suivant trois modes de calcul :  $[NO_3]$  « flux » moyenne = flux d'azote annuel / flux d'eau annuel ;  $[NO_3]$  moyenne arithmétique = moyenne annuelle des concentrations journalières ;  $[NO_3]$  moyenne arithmétique (15 jours) = moyenne annuelle des concentrations en prenant une valeur tous les 15 jours ; hydraulicité annuelle = débit annuel / débit moyen ; pluie annuelle / moy. = pluie annuelle / pluie moyenne.

des concentrations en azote paraît indispensable (Aurousseau *et al.*, 2004). En ce sens, l'étude montre que la simulation et la modélisation agro-hydrologique dynamique sur quelques bassins versants bien instrumentés et de petite taille (pour obtenir des données précises), peuvent compléter les indicateurs habituels en permettant de définir une évolution et un objectif probables à terme, tenant compte à la fois de l'évolution des intrants et des exportations, de l'évolution des usages du sol liés aux modifications éventuelles des systèmes de production, et de la variabilité climatique.

### Conclusions et perspectives

Les simulations montrent que l'utilisation raisonnée des effluents d'élevage pour la fertilisation des cultures est efficace à moyen terme pour la réduction des concentrations d'azote dans les rivières et des pertes d'azote dans l'atmosphère. L'évaluation des risques environnementaux d'une filière de gestion des effluents d'élevage doit se faire sur des pas de temps longs, de l'ordre de quelques dizaines d'années.

Avant, pendant et bien après l'épandage, les émissions d'azote sous des formes gazeuses polluantes – ammoniac, oxydes d'azote et gaz à effet de serre tels que le protoxyde d'azote – sont quantitativement importantes. Elles sont au moins du même ordre de grandeur que les flux vers les eaux de surface.

Sur nos trois sites d'application, il semble bien que les pertes de di-azote et de protoxyde d'azote, calculées par la modélisation et affectées à la dénitrification hétérotrophe dans les horizons superficiels du sol, concernent l'ensemble du territoire épandu et pas seulement les zones humides.

Ceci signifie que l'évaluation d'une filière de gestion environnementale doit aussi prendre en compte les caractéristiques agronomiques et hydrodynamiques du territoire épandu, sinon il sera impossible d'évaluer les risques de rejets de pollution et par là d'évaluer sa « durabilité ».

Il faut cependant garder à l'esprit que les systèmes modélisés sont plus complexes que leur représentation, quel que soit le soin apporté à l'élaboration du modèle et à l'acquisition des données nécessaires à son utilisation. En particulier, les bassins sont soumis à des variations climatiques importantes d'une année à l'autre ;

ces variations climatiques provoquent des aléas dans le fonctionnement du sol, et génèrent un « bruit de fond » qui peut masquer, à l'échelle d'un bassin versant, une tendance à la diminution des pollutions. La modélisation se révèle dans ce cas bien adaptée à la fourniture d'éléments utiles à la prise de décision et à informer les gestionnaires et les élus locaux sur les tendances d'évolution des flux, indépendamment des variations inter-annuelles.

Par ailleurs, les bassins d'élevage constituent des territoires sur lesquels agissent des acteurs. La modélisation apporte des éléments pour déterminer l'évolution de ces systèmes, sous l'hypothèse que tous les acteurs adoptent les bonnes pratiques agricoles préconisées. Il est maintenant bien connu que cette adoption n'est jamais réalisée de façon simultanée sur un territoire. L'évolution des pratiques agricoles ne peut, au contraire, que s'inscrire dans la durée : ainsi, la Suisse a rendu obligatoire en 1999 l'adhésion des agriculteurs à une charte d'agriculture « intégrée », respectueuse de l'environnement, mais il a fallu attendre 2003 pour que 98 % de la surface agricole respecte cette charte (Office fédéral de l'Agriculture, 2004).

Les résultats présentés ci-dessus ont été obtenus en supposant la mise en œuvre des modifications sur l'ensemble de la surface du bassin versant et pour toutes les exploitations. Il reste à évaluer quels seraient les effets d'une application des scénarios uniquement (i) aux zones les plus sensibles à la production et au transfert de nitrate (zones critiques) ; (ii) aux seules exploitations qui ne sont pas déjà optimisées...

Les scénarios d'optimisation technique de la fertilisation sont relativement faciles à définir. Pour réduire encore plus les flux d'azote dans l'eau et dans l'atmosphère, il faudrait évaluer des scénarios permettant d'obtenir un solde nul du bilan de l'azote (apports – exportations). De tels scénarios sont cependant difficiles à construire. La principale difficulté provient du fait que la baisse de la dose de fertilisation en dessous de l'optimum de fertilisation peut provoquer une baisse des exportations du fait de la diminution des rendements, d'où une réduction de l'excédent du bilan non proportionnelle à la réduction des apports. Pour définir de tels scénarios, il faudrait redéfinir l'ensemble des itinéraires techniques et pas seulement la fertilisation. Il n'est pas sûr que l'on dispose aujourd'hui de toutes les données techniques nécessaires.

Enfin, compte tenu de l'incertitude existant sur les données d'entrée et sur les paramètres, il serait souhaitable de poursuivre ces simulations en reconstituant des séquences climatiques tenant compte de la fréquence d'apparition des années

exceptionnelles. D'une façon générale, il reste à évaluer les incertitudes principales pour fournir un résultat à la fois plus sûr en termes de prévision et plus généralisable à d'autres situations. □

---

#### Remerciements

Nous tenons ici à remercier vivement les nombreuses collaborations qui ont permis la réalisation de notre étude depuis 1994 et plus particulièrement le conseil général du Morbihan (pour Naizin), le conseil régional de Bretagne (pour Naizin et Saint-Léger) ; CPER 2000-2006, Arvalis-Institut du végétal et notamment Joël Thierry pour Saint-Léger, l'ENSAR, le programme AgribmpWater pour Saint-Léger, le programme Acta « Pollutions diffuses et qualité des eaux » pour Saint-Léger.

---

#### Résumé

L'objectif de l'étude est de déterminer le niveau de concentration en nitrate dans les eaux de surface et le niveau des émissions gazeuses d'azote ( $N_2O$ ,  $N_2$ ,  $NH_3$ ) que l'on peut atteindre par l'adoption d'une meilleure gestion environnementale de l'épandage des effluents d'élevage. Les sites d'application sont trois petits bassins versants d'élevage de l'Ouest de la France. Nous avons utilisé pour cela un système d'information à références spatiales (SIRS) interfacé avec des logiciels constructeurs de jeu de données à partir de scénarios et un modèle agro-hydrologique distribué continu. Les résultats montrent sur chaque site que le total annuel de l'azote perdu dans l'eau sous forme de nitrate et dans l'atmosphère sous forme de di-azote et de protoxyde d'azote est du même ordre de grandeur que l'excédent annuel du bilan minéral de l'azote. Le coefficient moyen d'émission de  $N_2O$  par rapport aux apports est significativement plus élevé que les coefficients généralement utilisés pour l'évaluation de ces pertes. Les flux totaux d'azote émis dans l'atmosphère sont quantitativement aussi élevés dans les sols de la zone insaturée que dans les zones humides de fond de vallée. Les stratégies d'optimisation les plus simples et les plus acceptables au premier abord par les agriculteurs ont une efficacité d'environ 25 % au bout de 21 ans pour la réduction des concentrations dans l'eau, ce qui en général conduit à repasser en dessous de  $50 NO_3 mg l^{-1}$  mais ne suffit pas pour atteindre  $25 mg l^{-1}$  au bout de 21 ans. La mise en œuvre des modifications provoque aussi une réduction des flux d'azote dans l'atmosphère de 12 à 20 % par rapport aux pratiques actuelles. Le temps nécessaire pour atteindre ces résultats est au moins de 10 ans. Il paraît que l'évaluation d'une filière de gestion environnementale des effluents doit prendre en compte des temps de quelques dizaines d'année. Elle doit aussi tenir compte des usages du sol et des caractéristiques agronomiques et hydrodynamiques du territoire d'épandage, sinon il sera impossible d'évaluer les risques de reports de pollution et la « durabilité » des nouveaux systèmes proposés.

### Abstract

The aim of this paper is to estimate the level of nitrogen emissions (into the air and water compartments) that can result from the adoption of alternative farming practices and manure management. The modelling has been tested on three breeding watershed in the Western part of France. The framework that we developed includes a GIS connected with, on the one side, softwares which design scenarios for farming practices and on the other side a continuously distributed agro-hydrological model. The results on these three watersheds emphasize that the total annual nitrogen load that is emitted into the air ( $N_2$  and  $N_2O$ ) and into the water (nitrate) has the same magnitude than the annual mineral N surplus. The model has estimated the mean emission index for  $N_2O$  at a 5 % of the inputs level, which is significantly higher than the coefficients that are usually used for these emissions. The total loads into the atmosphere are as important from cultivated soils on the unsaturated area in the watersheds than from riparian areas.

Management strategies that are the simplest and the more likely to be accepted by the farmers have proven to decrease the total N loads at the outlet of the watershed by 25 % after 21 simulated years. For the studied watershed, this decrease is high enough to attain nitrate concentrations below 50 mg/l, but not below 25 mg/l. The optimised management strategies reduce the emissions into the air from 12 to 20 % when compared to the current farming practices. The model predicts that these results cannot be attained before at least 10 years of improved management.

As a consequence, the environmental evaluation of better management practices requests at least some ten years. Evaluating the sustainability of the newly designed systems also request to consider at the same time the use of soil and the agronomic and hydrodynamic characteristics of the system. In other words, the risks of pollution displacements from one compartment to the other have to be evaluated too.

## Bibliographie

- AUROUSSEAU, P., VINSON, J., MORISSON, C., PRIOUL, F., DE BARMON, V., 2004, Éléments d'une méthodologie pour l'interprétation des chroniques de concentration et de flux d'azote à la sortie des bassins versants de Bretagne, *in Actes du colloque interrégional « BV futur : Savoirs et Savoir-Faire sur les bassins-versants »*, Éd. : LUCAS, J.-R., LIGNEAU, L., Chambre régionale d'agriculture de Bretagne, Maison de l'agriculture, Rennes Cedex.
- AUROUSSEAU, P., BAQUE, M.-C., SQUIVIDANT, H., 1995, *Les bassins versants en Bretagne et leur charge polluante*, Rapport de convention DRAF de BRETAGNE, Rennes, 30 p.
- BIOTEAU, T., BORDENAVE, P., TURPIN, N., VERNIER, F., 2004, *Base de données spatio-temporelles : conception et utilisation pour le suivi des pratiques à l'échelle des bassins versants*, working paper, 25 p.
- BIOTEAU, T., LE GALL, B., BENOIST, J.-C., BIRGAND, F., BORDENAVE, P., LE SAOS, E., RAPION, P., SERRAND, P., SAINT CAST, P., TURPIN, N., 2000, *Testing of the Harp guidelines #6 and #9, first report : methods*, Cemagref, Rennes, 54 p.
- BONTEMS, P., ROTILLON, G., TURPIN, N., 2005, Self-selecting agri-environmental policies with an application to the Don watershed, *Environmental and Resource Economics*, n° 31, p. 275-301.
- BORDENAVE, P., 2004, Rapport annuel 2004 à la Région Bretagne du programme « B2 : Gestion des effluents d'élevage et impact environnemental des systèmes de production. Rapport d'étape N°2. Décembre 2004 » dans le cadre du Contrat de Plan État Région 2001-2006. Sites d'étude : bassins versants de Naizin et de Saint-Léger.
- BORDENAVE, P., BOURAOUI, F., GASCUEL-ODOUX, C., MOLENAT, J., MEROT, P., 1999, Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles, *in MERCERON, Actes du colloque Pollutions diffuses : du bassin-versant au littoral, 23 et 24 septembre, Ploufragan (Saint Brieuc)*, Éd.. IFREMER, p. 311-333.
- BORDENAVE, P., ORAIN, B., 1998, Évaluation des effets des pratiques agricoles sur les flux d'azote à l'échelle d'un bassin versant d'élevage intensif, *Ingénieries-EAT*, n° 15, p. 19-32.
- CHAMBAUD, H., BRAS, A., LAURENT, F., QUENTRIC, O., VERTES, F., LE GALL, A., 2004, Maîtrise des flux d'azote et de phosphore à l'échelle de l'exploitation et incidence sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant dans les régions d'élevage intensif de l'Ouest de la France, *in Actes du colloque interrégional « BV futur : Savoirs et Savoir-Faire sur les bassins-versants »*, Éd. : LUCAS, J.-R., LIGNEAU, L., Chambre régionale d'agriculture de Bretagne, Maison de l'agriculture, Rennes Cedex.
- CONAN, C., BOURAOUI, F., 2003, Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France), *Journal of Environmental Quality*, 32(6), p. 2026-2032.
- FOURRIE, L., MOUCHART, A., 2005, *Systèmes d'élevage intensif, 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 culture*, rapport final, ACTA.
- GERMON, J.-C., HENAULT, C., CELLIER, P., CHENEY, D., DUVAL, O., GABRIELLE, B., LAVILLE, P., NICOUILLAUD, B., PHILIPPOT, L., 2003, Les émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) d'origine agricole. Évaluation au niveau du territoire français, *Étude et Gestion des Sols*, vol. 10, 4, p. 315-328.
- KNISEL, W.-G., 1993, GLEAMS : Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems, version 2.10. November 1993, University of Georgia, Coastal Plain Experiment Station, Biological and Agricultural Engineering Department.
- KNISEL, W.-G., TURTOLA, E.-U., 2000, Gleams model application on a heavy clay soil in Finland, *Agricultural Water Management*, 43(3), p. 285-309.
- MAILLET-MAZERAY, J., THIERRY, J., 2004, Bassin versant de la Fontaine du Theil : Produire et reconquérir la qualité de l'eau : actions et résultats sur la période 1998-2003, *in Actes du collo-*

que interrégional « BV futur : Savoirs et Savoir-Faire sur les bassins-versants », Éd. : LUCAS, J.-R., LIGNEAU, L., Chambre régionale d'agriculture de Bretagne, Maison de l'agriculture, Rennes Cedex.

MOAL, J.-F., 1994, *Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage – Quantification et étude des facteurs d'influence*, thèse université de Perpignan-Cemagref Rennes, 230 p.

NEITSCH, S.-L., ARNOLD, J.-G., WILLIAMS, J.-R., 1999, Soil and Water Assessment Tool. User's Manual. Version 99.2. Grassland, Soil And Water Research Laboratory, Agricultural Research & Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station : Service 808 East Blackland Road, Temple, Texas 76502.

OEHLER, F., BORDENAVE, P., DURAND, P., 2005, Spatial variations of denitrification and N<sub>2</sub>O emissions in a farming catchment, soumis à *Agriculture, Écosystems & Environment*, octobre 2005.

OEHLER, F., 2004, *Rapport d'avancement (2<sup>e</sup> année) pour la région Bretagne de la thèse intitulée « Identification des processus et des zones d'abattement des excédents azotés à l'échelle d'un petit bassin versant en zone d'élevage »*, Cemagref Rennes, Région Bretagne.

OFFICE FÉDÉRAL DE L'AGRICULTURE, 2004, *Rapport agricole 2004*, Berne, 229 p.

PAUWELS, H., LACHASSAGNE, P., BORDENAVE, P., FOUCHER, J.-C., MARTELAT, A., 2001, Temporal variability of nitrate concentration in a shist aquifer and transfer to surface water, *Applied Geochemistry*, vol. 16, p. 583-596.

RAPION, P., BORDENAVE, P., 2002, *Pratiques agricoles et pollution azotée diffuse des eaux de surface : exemples d'évaluation d'impact sur trois bassins versants d'élevage intensif*, Actes du Colloque « Hydrosystèmes, Paysages, Territoires », Laboratoire Géographie des milieux anthropisés, université des Sciences et Technologies de Lille, 6-8 septembre 2001.

RIVIERE, J.-M., DUPONT, C., TICO, S., ANNEZO, J.-F., 1989, *Caractérisation des sols de Bretagne, méthode tarière*, Document mult., Chambre régionale d'agriculture de Bretagne, 26 p.

RUIZ, L., ABIVEN, S., DURAND, P., MARTIN, C., VERTES, F., BEAUJOUAN, V., 2002a, Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budgets, *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), p. 497-505.

RUIZ, L., ABIVEN, S., MARTIN, C., DURAND, P., BEAUJOUAN, V., MOLENAT, J., 2002b, Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : II. Temporal variations and mixing processes, *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), p. 507-513.

RYDEN, J.-C., SKINNER, J.-H., NIXON, D.-J., 1987, Soil core incubation system for the field measurement of denitrification using the acetylene-inhibition, *Soil. Biol. Biochem.*, vol. 19, n° 6, p. 753-757.

SKAGGS, R.-W., AMATYA, D.-M., EVANS, R.-O., PARSONS, J.-E., 1994, Characterization and evaluation of proposed hydrologic criteria for wetlands, *J. Soil and Water Conservation*, 49(5), p. 501-510.

STOW, C.-A., BORSUK, M.-E., STANLEY, W., 2001, Long-term changes in watershed nutrient inputs and riverine exports in the Neuse River, North Carolina, *Wat. Res.*, vol. 35, n° 6, p. 1489-1499.

THIERRY, J., BERTHELOT, C., MAILLET-MEZERAY, J., MOREL, A., BORDENAVE, P., SERRAND, P., GUERINEAU, F., 2004, *Pratiques agricoles durables et qualité des eaux dans le bassin versant expérimental de la Fontaine du Theil*, Rapport d'étape, ARVALIS Institut du Végétal, Rennes.

VELTHOF, G.-L., KUIKMAN, P.-J., OENEMA, O., 2003, Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions, *Biol. Fertil. Soils*, n° 37, p. 221-230.

VERNIER, F., TURPIN, N., BIOTEAU, T., 2001, *Méthode de mise en place d'une base de données spatialisée et de cartographie sur un bassin versant agricole. Guide méthodologique (et CD-ROM)*, Cemagref Bordeaux ADBX et Cemagref Rennes GERE.