

Définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action pour lutter contre les pollutions diffuses en milieu rural

Nadia Carluer¹, Véronique Gouy¹, Cyril Kao², Laurent Piet³, Nadine Turpin⁴, Françoise Vernier³, Marie-Pierre Arlot², Thierry Bioteau⁴, Pascal Boerlen⁴, Cédric Chaumont² et Patricia Saint Cast⁴

Le contexte

Dans le Grand Ouest de la France, la protection de la qualité de l'eau est devenue une préoccupation majeure pour bon nombre d'agriculteurs ; c'est également un objectif pour les organisations agricoles.

Les démarches entreprises en Loire-Atlantique illustrent les initiatives prises pour concilier une agriculture performante et la protection de l'environnement. Sur le bassin versant du Don (600 km²), par exemple, au-delà des actions qui se mettent en place dans le cadre de programmes nationaux ou européens (PMPOA, directive nitrates), plusieurs initiatives ont été engagées sur la base du volontariat et de l'anticipation des agriculteurs. Ces initiatives sont coordonnées par le comité de pilotage de l'opération Ferti-Mieux, première action menée sur le bassin. Ces différentes actions, complémentaires, ne sont encore mises en œuvre qu'à l'échelle de l'exploitation agricole. Elles doivent, pour être bien raisonnées, être intégrées à l'échelle du territoire rural. De plus, si l'on veut pouvoir les rapprocher de modifications de la qualité de l'eau, elles doivent être intégrées à l'échelle de bassins versants.

C'est dans ce but que la Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique et la municipalité de Nozay ont sollicité l'appui du Cemagref pour engager une action de Recherche-Développement. Il s'agit d'étudier finement un petit bassin amont (celui du Cétrais à Nozay, 34 km²), pour formaliser un diagnostic de risque de pollutions diffuses agricoles, qui pourra, à terme, fournir des références et des démarches applicables au bassin du Don, beaucoup plus vaste.

Les objectifs

L'action de Recherche-Développement engagée en 1997 sur le bassin du Cétrais (photo 1) a pour principaux objectifs :

- de quantifier, à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole, le risque potentiel de pollution associé aux pratiques agricoles avant et après leur modification éventuelle ;
- de se donner les moyens de tenir compte des effets combinés et cumulés des différentes initiatives prises individuellement par les agriculteurs sur le taux global de pollution du bassin, en prenant en compte la structure du territoire (zones de production, de transfert, de stockage et d'épuration des eaux) ;

Photo Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique



◀ Photo 1 – Le bassin du Cétrais, vue sur la mine.

Les contacts

1. Cemagref-Lyon
3 bis, quai Chauveau
69336 Lyon Cedex 09
2. Cemagref-Antony
BP 44, 92163 Antony
Cedex
3. Cemagref-Bordeaux
50, avenue de Verdun
33612 Cestas Cedex
4. Cemagref-Rennes
17, avenue de Cucillé
35044 Rennes Cedex

1. Le bassin du Don se prête particulièrement bien à ce type d'aménagement, en raison de la circulation très superficielle des eaux : nombreux fossés et zones engorgées dans le vallon.

– de définir des solutions d'aménagement du territoire pour améliorer la capacité tampon et/ou épuratoire du milieu. Par exemple, pour l'azote, la variabilité climatique et le fonctionnement des sols conduisent fréquemment à un lessivage résiduel non maîtrisable par les seules pratiques agricoles¹. Les dispositifs enherbés peuvent quant à eux retenir et dégrader les produits phytosanitaires ;

– de proposer des méthodes d'extrapolation permettant de passer d'un diagnostic détaillé et coûteux à l'échelle d'un petit bassin pilote à une méthode basée sur des indicateurs, plus économique et rapidement applicable à des territoires beaucoup plus vastes, de quelques centaines de km².

Matériel et méthodes

Le partenariat

Ce projet est pluridisciplinaire. Il regroupe la Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique et quatre équipes du *Cemagref* (figure 1). Un comité lo-

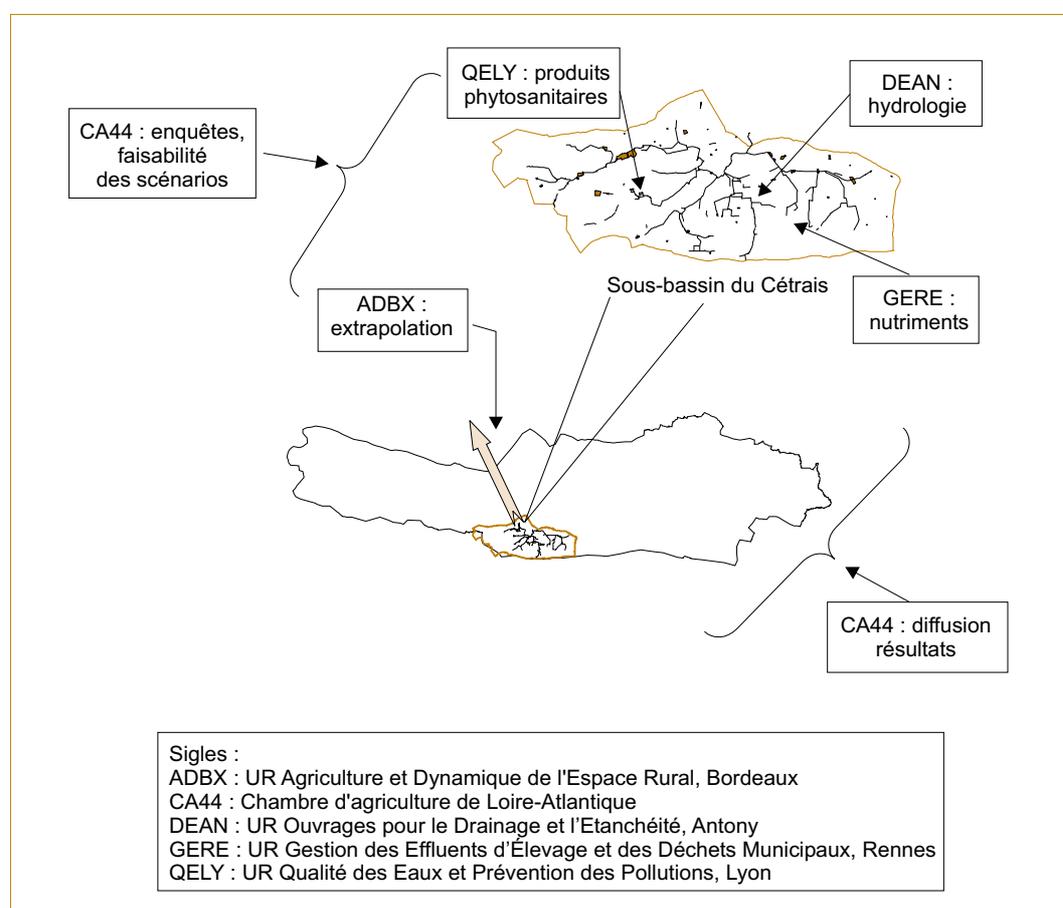
cal intégrant les acteurs (agriculteurs et habitants) suit cette action. Le comité de pilotage de l'opération Ferti-Mieux est également étroitement associé : les résultats obtenus, les avancées envisagées lui sont régulièrement présentés, et son approbation est requise à chaque étape.

Les quatre équipes du *Cemagref* se répartissent de la manière suivante :

– DEAN (« Ouvrages pour le Drainage et l'Étanchéité », *Cemagref*-Antony) : compréhension et modélisation de l'impact du drainage sur les crues et la qualité des eaux, fonctionnement hydraulique des fossés et des zones hydromorphes de bas-fonds ;

– ADBX (« Agriculture et Dynamique de l'espace rural », *Cemagref*-Bordeaux) : SIG et télédétection, changements d'échelle à partir d'indicateurs de risque de pollution ;

– QELY (« Qualité des Eaux et prévention des pollutions », *Cemagref*-Lyon) : transfert des produits phytosanitaires, fonctionnement épuratoire des zones tampon (fossés et bandes enherbées) ;



► Figure 1 – Partenariat et diagnostics réalisés.

– GERE (« Gestion des Effluents d'élevage », *Cemagref*-Rennes) : modélisation des conséquences des pratiques d'élevage (et culturales associées) sur les flux de nutriments dans l'eau.

L'équipement du site

Le bassin du Cétrais est globalement représentatif des bassins versants agricoles de l'Ouest de la France, par ses sols et son climat (donc son comportement hydrologique global). Il présente de plus l'intérêt particulier d'être constitué de sept sous-bassins amonts (figure 2) aux différences marquées d'aménagement et d'utilisation du sol, et d'une zone riparienne enherbée de fond de vallée à l'aval. Son organisation permet ainsi une analyse de l'influence des sols sur la constitution des débits et les exportations de nutriments.

Chacun de ces sous-bassins, nommés PZ1, PZ2, PZ3, 4, 5 et 7, a été équipé à son exutoire d'appareils de mesure des débits en continu. Ce matériel a été utilisé pour les deux premières campagnes de mesures. Les suivis du bassin devant se pérenniser, un préleveur automatique asservi aux dé-

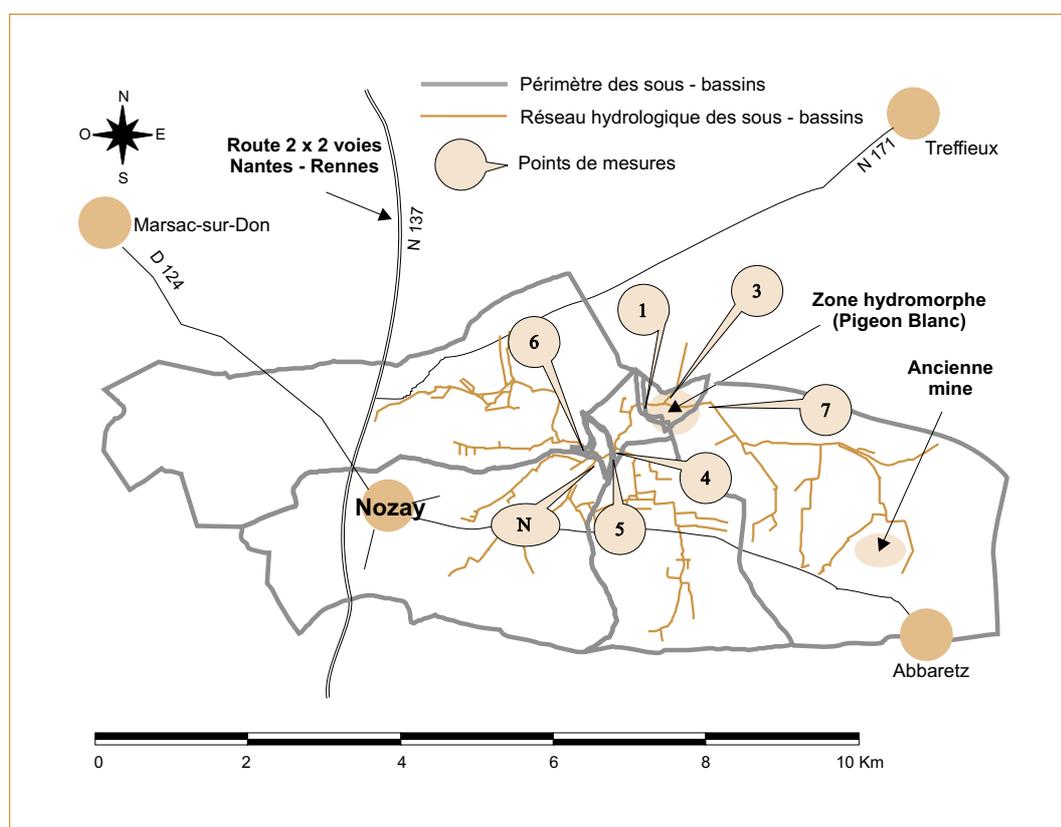
bits et des piézomètres supplémentaires ont été installés sur la zone humide du Pigeon blanc, à l'exutoire du bassin. L'équipement permet de modéliser la dynamique de la nappe et d'évaluer sa capacité épuratrice.

La pluie est mesurée à l'aide d'un pluviomètre à augets basculeurs, placé en PZ1. Les estimations journalières de Météo France à Nozay ont également été utilisées. Un piézomètre profond a été installé en PZ1 avec un suivi de la hauteur de nappe tous les quarts d'heure.

Plusieurs campagnes de mesure de nitrates, chlorures et produits phytosanitaires ont été menées. Cinq images LANDSAT2, couvrant l'ensemble du bassin du Don, ont été acquises pour asseoir la démarche de spatialisation.

La démarche

Nitrates et produits phytosanitaires ont des modes de transfert différents des sols vers les eaux superficielles. De plus, si les travaux sur le stockage, la dégradation, les cheminements de l'azote



◀ Figure 2 – Sites d'étude hydrologique sur le bassin du ru de Cétrais.

sont nombreux, tant en Europe que dans le monde, la quantification de ces mécanismes pour les produits phytosanitaires est beaucoup moins développée. C'est pourquoi deux démarches ont été menées en parallèle sur le bassin du Cétrais :

- pour l'azote, des modèles préexistants ont été adaptés à la spécificité pédoclimatique du bassin ;
- pour les produits phytosanitaires, les modèles préexistants ont été utilisés, mais des recherches supplémentaires sur les mécanismes de transferts se sont révélées nécessaires et ont été amorcées.

L'originalité de la démarche consiste en une mise en commun de différents diagnostics, relevant de disciplines différentes (agronomie, occupation du territoire, hydrologie, hydraulique). Cette mise en commun a permis de caractériser rapidement le bassin, de hiérarchiser les problèmes qui s'y posent, d'identifier les points sur lesquels agir en priorité. Les diagnostics thématiques emboîtés sont les suivants :

- les pratiques agricoles sont analysées par parcelle (par culture et par rotation) pour déterminer le risque de pollution des eaux par les produits phytosanitaires ou les nutriments qu'elles induisent ;
- la sensibilité du milieu est appréciée par la réactivité de chaque sous-bassin aux précipitations et par la vulnérabilité des sols au ruissellement et au lessivage (sensibilité estimée *via* des modèles, validés par les suivis effectués à l'exutoire de chaque sous bassin) ;
- les voies de transfert entre les parcelles et la rivière, les zones tampons existantes, sont repérées et

caractérisées, leur rôle dans les transferts d'eau et de polluants est estimé.

Des analyses chimiques sont réalisées dans le cours d'eau aux points de confluence des sous-bassins. Les paramètres actuellement suivis sont les MES, l'azote nitrique, la conductivité et le pH. Sur deux sous-bassins, un suivi de produits phytosanitaires a été réalisé en 1998 (deux campagnes de mesure, l'une de mai à juillet, l'autre de septembre 1998 à avril 1999). Le suivi du débit permet de plus une quantification des flux à chaque point de mesure. Pour pouvoir intégrer le bassin du Cétrais dans le réseau de bassins retenus au niveau régional pour le suivi du PMPOA, ont été ajoutées à partir de septembre 1998 des mesures d'azote ammoniacal, de phosphore total et orthophosphates, selon le même protocole que les autres bassins du réseau.

Les données recueillies par chaque équipe sont centralisées dans une base de données (figure 3) commune, couplée à un SIRS (Système d'Information à Références Spatiales). Ce dispositif permet une utilisation plus rapide des modèles et facilite la synthèse des travaux de chaque équipe.

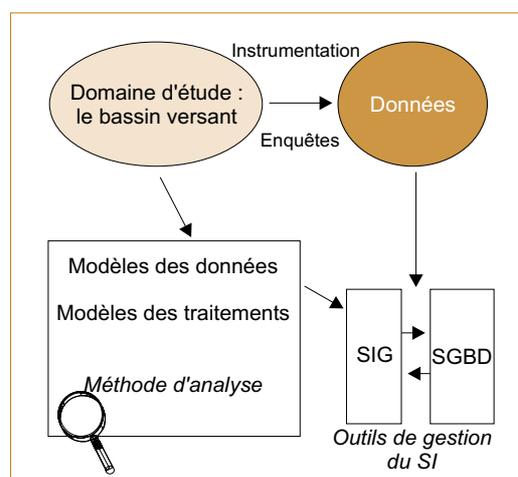
Le diagnostic global ainsi construit permet :

- d'une part la proposition de scénarios d'action intégrant toutes les facettes du problème des pollutions diffuses ;
- d'autre part, de mettre en évidence les critères les plus pertinents à prendre en compte pour appliquer la méthode de façon rapide sur des bassins beaucoup plus vastes, pour élaborer des indicateurs quantitatifs de suivi, qui soient appropriés au problème analysé.

La mise en œuvre d'un système d'information commun aux équipes

L'architecture du SIRS a été conçue par le *Cemagref* de Bordeaux (de Gentile, 1999). Ce dispositif permet une analyse spatialisée des données recueillies, l'utilisation plus rapide des modèles et facilite la synthèse des travaux de chaque équipe. Il contribue à la production d'indicateurs à l'échelle du bassin versant, relatifs aux risques de pollution diffuse par les nitrates ou les produits phytosanitaires, mais aussi à la réalisation de simulations.

La démarche suivie combine donc l'expertise des équipes et une méthode de mise en place d'un SIRS (figure 3) dont les étapes sont les suivantes :



► Figure 3 – Étapes de construction du SIRS.

1. Inventaire de l'information spatialisée et thématique gérée par les différentes équipes.
2. Réalisation d'un modèle conceptuel de données (méthode d'analyse MERISE), choix des échelles et objets spatiaux pertinents. L'objet spatial retenu ici est la parcelle culturale.
3. Mise en cohérence des données des équipes avec le modèle des données.
4. Implémentation de la base sous Access® et Arcview®.
5. Définition des croisements et agrégations de données utiles au diagnostic.
6. Production d'indicateurs de suivi, dans l'optique d'une aide au changement d'échelle bas sin du Cétrais-bassin du Don.

Des échanges méthodologiques ont eu lieu pendant la construction du SIRS au sein du réseau REGLIS « Représentation et Gestion de L'Information Spatialisée » du *Cemagref*.

Le modèle conceptuel des données réalisé (voir encadré page 18) permet de dégager un consensus sur les objets spatiaux et non spatiaux à gérer : la parcelle agricole est ainsi l'objet spatial de référence pour la base concernant le bassin versant du ru de Cétrais. Les objets et relations de type spatial sont identifiés dans le modèle. Ces choix impliquent également une échelle pertinente pour les couches géographiques associées à l'information thématique : ainsi il est nécessaire de disposer des contours des parcelles, des fossés et des haies si l'on veut les gérer.

À partir de ce modèle conceptuel, un modèle logique a été mis en place (définition des tables Access, des relations entre ces tables et des liens avec les couches géographiques). Un modèle relationnel a permis l'implémentation de la base sous Access97® et Arcview3.1® (figure 4). Une maquette de la base a ainsi été réalisée. Dans un premier temps, cette maquette a été mise à jour avec les données disponibles des équipes. Des validations ou des mises en forme de l'information devaient être réalisées par les équipes avant cette mise à jour (par exemple, ré-identification de parcelles, redéfinition de types de rotations, validation de partie de réseau hydrographique ou de point de mesure identifié, affectation d'attributs *via* la codification commune choisie. Pour ce faire, l'ensemble de la base de données (structure et données quand elles avaient pu être reprises) ainsi que les couches géographiques de référence (sous-bassins versants, parcellaire, occupation du sol, réseau hydrographique, pédologie, haies, fossés, etc.) ont été mi-

ses en réseau dans un espace commun rendu accessible aux différentes unités de recherche. Le principe retenu est qu'une donnée est définie et mise à jour par une personne puis rendue accessible à l'ensemble des équipes pour éviter les redondances.

Ce travail de chargement de la base aux formats validés est encore en cours. La base finale une fois constituée, les requêtes effectuées pourront permettre de reconstituer les résultats de croisements ou de calculs à partir des données primaires mises à jour (ex. : calcul de risques de transfert de polluants par parcelles pour une rotation culturale et une chronique climatique donnée). Cette possibilité s'avère particulièrement intéressante pour automatiser les traitements réalisés sur des données mises à jour régulièrement (établissement de risques liés aux pratiques ou à l'occupation du sol, qui sont modifiés chaque année par exemple). Il est possible notamment de tester des scénarios de mise en œuvre de pratiques modifiées ou d'aménagements sur le bassin du ru de Cétrais : modification de l'occupation du sol, modification des rotations sur une parcelle, modification du réseau des fossés et des haies, etc.

Un objectif de la base était aussi de définir, à partir du travail très fin réalisé par les équipes à l'échelle de la parcelle et de l'expertise acquise, des indicateurs suffisamment pertinents mais obtenus à partir de données pouvant être acquises à moindre coût sur d'autres bassins versants, ceci dans l'optique d'une généralisation au bassin versant du Don. Des tests sont en cours avec les unités GERE et QELY pour le calcul d'indicateurs de risque potentiel de transfert d'azote et de molécules phytosanitaires vers les eaux superficielles.

Le diagnostic du bassin

Le diagnostic hydrologique du bassin, capacité potentiellement « tampon » de la zone hydromorphe de bas fond

Le diagnostic hydrologique montre que le bassin du Cétrais est un bassin sur schiste, aux sols peu épais et en grande partie hydromorphes : la circulation de l'eau y est superficielle ou de faible profondeur ; la réponse du bassin aux événements pluvieux est donc rapide, avec un comportement saisonnier très marqué. La qualité de l'eau se constitue dès l'amont du bassin (pour les nitrates), la zone humide de bas-fond située à l'exutoire n'a pas la capacité de stockage suffisante, en temps et en volume, pour permettre une dénitrification efficace.

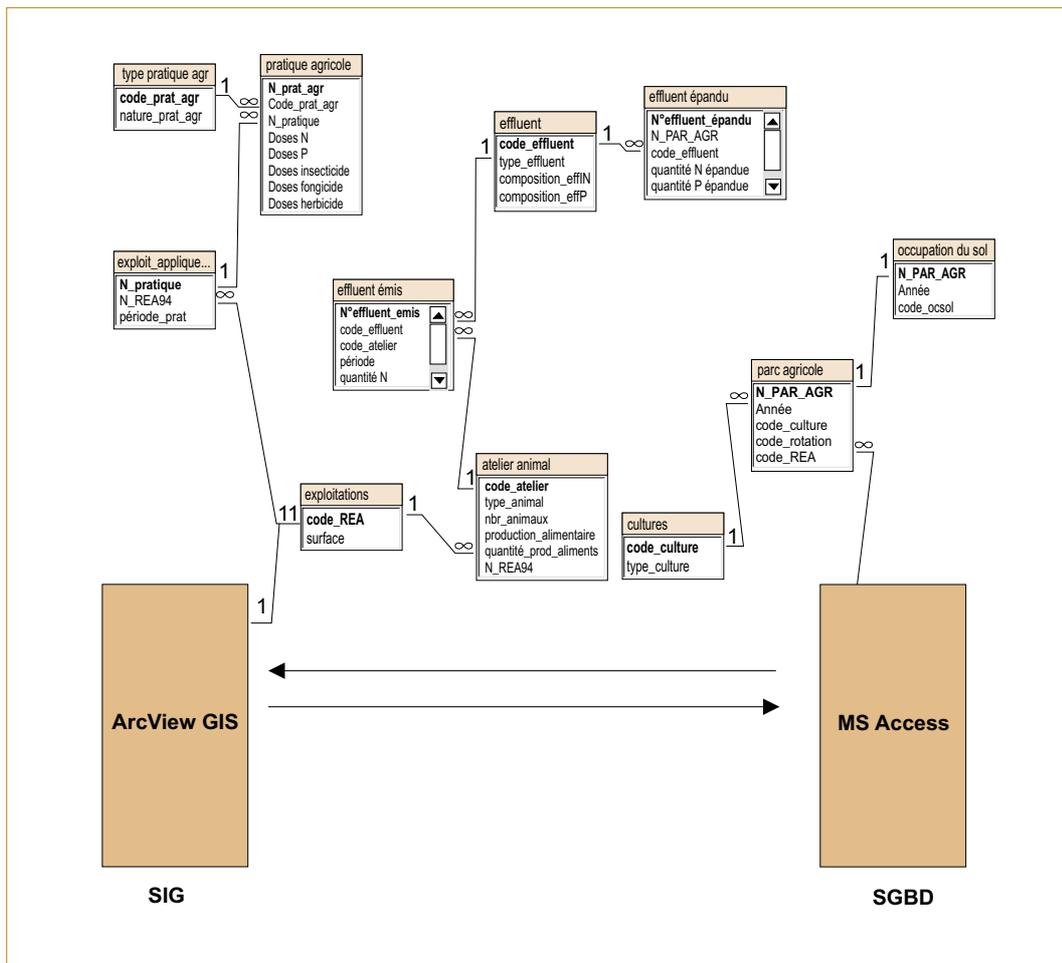


Figure 4 – Principe de la structure relationnelle utilisée pour implémenter la base de données SIRIS.

L'unité de recherche DEAN a mené un suivi hydraulique et un suivi de la qualité de l'eau (azote) en plusieurs points du réseau hydrographique. Ces suivis ont été complétés de plusieurs études visant à mieux comprendre le comportement hydrologique du bassin : étude hydrogéologique du bassin (en collaboration avec la Faculté d'Angers), étude pédologique dans les zones hydromorphes de fond de talweg (effectué par l'INRA de Rennes). Par ailleurs, la zone hydromorphe de bas fond, au lieu-dit le Pigeon Blanc à l'exutoire du Cétrais, a été lourdement instrumentée, afin de permettre la compréhension de la dynamique de la nappe dans cette zone et l'évaluation de sa capacité épuratrice (photo 2).

Le comportement hydrologique du bassin commence donc à être correctement cerné. Il s'agit d'un bassin sur schiste, aux sols peu épais et en grande partie hydromorphes : la circulation de

l'eau dans le bassin de Cétrais est superficielle ou de faible profondeur ; la réponse du bassin aux événements pluvieux est donc rapide, avec un comportement saisonnier très marqué, allant jusqu'au tarissement du ruisseau à l'été.

Le réseau hydrographique, naturel et artificiel (fossés à ciel ouvert et réseaux de drainage par tuyaux enterrés) est très dense ; les parcelles sont donc rarement très éloignées d'une branche du réseau hydrographique.

Une évaluation de la capacité de stockage de la zone hydromorphe de bas-fond du Pigeon Blanc en période hivernale a été effectuée (Ait Saadi, 1998), en s'appuyant sur une modélisation hydraulique du réseau et des fossés d'assainissement traversant la zone, *via* le modèle hydraulique à surface libre MAGE : le réseau hydrographique présente une capacité de stockage importante. Les débordements apparaissent très tôt lors de la mon-



▲ Photo 2 – La zone humide du Pigeon Blanc et le site instrumenté.

tée des eaux, et leur volume représente plus du quart du volume d'eau présent dans tout le réseau (pour une crue décennale). Ces volumes gagnent cependant rapidement le lit mineur des fossés, ce qui confère au réseau une capacité de laminage faible. Une réduction de la section des ouvrages en travers dans les rus, qui a également été simulée, augmenterait les volumes d'eau débordés et les superficies inondées. Le laminage de la pointe de crue serait alors plus marqué, mais les durées de débordement resteraient faibles.

Par ailleurs, les zones de production, de transfert et d'épuration des nitrates sur le bassin versant ont été identifiées (Potier, 1998) en valorisant l'ensemble du suivi de qualité des eaux. On peut ainsi classer les sous-bassins en fonction de la sensibilité de leurs sols au lessivage des nitrates. Indépendamment de la lame d'eau écoulée et par ordre décroissant de sensibilité au lessivage, on trouve :

PZ6 > PZ4 > PZ1 > PZ5 > PZ3 > PZ7 > PZN

Plusieurs enseignements importants pour la maîtrise de la qualité de l'eau doivent être retenus.

- Le transport de la pollution azotée sur ce bassin dépend fortement du cycle de l'eau. Les plus grandes quantités exportées se réalisent en effet pendant la saison de drainage intense, par le lessivage d'un stock important de nitrates.
- Les sous-bassins hydrologiques montrent une forte homogénéité des comportements hydrologiques et des niveaux de concentration, sans doute

à cause de la faible épaisseur des sols et du fort taux de drainage (naturel ou artificiel) qui caractérisent l'ensemble du bassin : les sous-bassins étudiés ont un comportement analogue à des « parcelles drainées », tant pour leur réponse en débit qu'en concentration en nitrates exportés. Il a été possible de hiérarchiser les bassins versants au vu des flux d'azote qu'ils exportent, et de déterminer des secteurs d'intervention prioritaires pour initier des modifications de pratiques agricoles.

- Cette étude montre également que la qualité de l'eau se constitue dès l'amont du bassin, pour ce qui concerne les nitrates. Or, il ne paraît pas possible pour l'instant d'envisager une épuration suffisante au niveau de la zone humide de bas fond : les flux élevés en nitrates correspondent en effet à des périodes de fort débit, et le stockage dans la nappe au niveau de cette zone humide est insuffisant, en volume et en temps, pour permettre une dénitrification efficace. Les mesures à prendre pour réduire la contamination des eaux par les nitrates sont donc à envisager dès le niveau du groupe de parcelles.

L'estimation du risque de pollution par les nutriments d'origine agricole

Le diagnostic agronomique et de systèmes d'élevage montre que globalement le bassin du Cétrais présente un excès d'apport d'azote relativement faible. Par contre, la gestion des rotations et des arrière-effets des apports organiques et des retournements de prairies sont mal intégrés dans le raisonnement de la fertilisation par les agriculteurs, ce qui entraîne des risques de lessivage d'azote importants sous la zone racinaire.

La méthode retenue

De nombreux diagnostics de risque de pollution par les nutriments agricoles ont été proposés. Ces diagnostics peuvent s'appliquer, selon le degré de précision recherché et les informations disponibles :

- sur l'exploitation dans son ensemble. Il s'agit alors de déterminer de façon globale quel est le niveau de pollution potentiel de l'exploitation, permettant une comparaison avec d'autres exploitations. C'est le cas du diagnostic Corpen, du bilan apparent ;
- sur des parcelles ou des groupes de parcelles :
 - ✗ soit pour obtenir une information précise sur une parcelle particulière (Comifer², GLEAMS³, LIXIM), l'opération pouvant être répétée sur chaque parcelle de l'exploitation,
 - ✗ soit en considérant l'exploitation comme la somme de ses parcelles (Bascule, DEXEL, indices de risque).

2. COMIFER : Comité Français pour le développement de la Fertilisation raisonnée. L'équation du Comifer est utilisée couramment par les conseillers agricoles pour les bilans de fertilisation.

3. GLEAMS : Ground water Loading Effects of Agricultural Management System.

Ces diagnostics peuvent être :

- statiques (ils explicitent un risque de pollution sur une période donnée) : c'est le cas des bilans ;
- dynamiques (ils décrivent l'évolution d'un système sol – plante sur un laps de temps précis) : c'est le cas des modèles.

Le choix a été fait ici de réaliser un diagnostic statique à la parcelle, qui permet de représenter la variabilité des phénomènes dans l'espace sans demander une trop lourde acquisition des données.

La méthode du calcul des pertes par lixiviation est celle préconisée par le Comifer, avec les références de la Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique. Quelques modifications ont été nécessaires pour tenir compte de la fixation d'azote par les légumineuses en place, ou les restitutions au pâturage. On estime le reliquat en fin de période en tenant compte de l'itinéraire technique, des arrière-effets, du fonctionnement du sol. Nous ne détaillons pas ici la formule utilisée. La démarche suivie s'articule en trois étapes :

- mise au point d'une méthode permettant d'adapter l'équation du Comifer aux prairies pâturées ;
- test de l'équation modifiée sur quelques parcelles, pour lesquelles on dispose d'analyses de reliquats d'azote à des périodes bien identifiées (figure 5) ;
- application à l'ensemble des parcelles du bassin.

Les résultats des bilans effectués

L'application de ce bilan à l'ensemble des parcelles du bassin (les rotations sont connues sur 86 % de la SAU) a permis de calculer les pertes en azote pour chaque type de rotation.

Six grands types de rotations ont été identifiés :

- ✗ céréales – prairies : un an de céréale, et quatre ou cinq ans de prairies (voire plus pour deux blocs) ;
- ✗ maïs – prairie : la durée de la prairie est souvent courte (trois ou quatre ans) ;
- ✗ maïs – céréales – prairie : c'est la rotation la plus développée en surface sur le ru de Cétrais ;
- ✗ céréales – prairie : avec ou sans un RGI ;
- ✗ rotations avec oléoprotéagineux ;
- ✗ autres rotations.

Chaque rotation présente des risques de lixiviation d'azote qui lui sont propres.

Toutes les rotations du bassin présentent un excédent d'azote : les apports d'engrais, compte

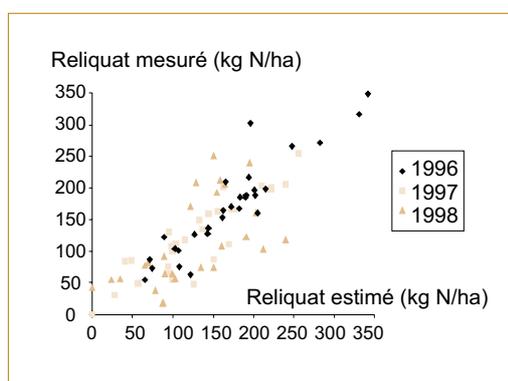


Figure 5 – Reliquats d'azote estimés et mesurés en début de période de drainage sur quelques parcelles.

tenu des fournitures du sol, sont largement supérieurs aux exportations. Les rotations qui présentent le plus grand risque de perte d'azote sont celles comportant des oléoprotéagineux. Les rotations comportant une succession céréale – maïs présentent des pertes estimées, lors de cette succession, très importantes. La fertilisation est difficile à maîtriser, car les arrière-effets sont importants (photo 3).

Les pertes moyennes par lixiviation sur la rotation sont liées à la différence entre les quantités d'azote exportées par les cultures et la somme des fournitures d'azote à ces cultures. Cette différence ne suffit cependant pas à prévoir les pertes avec précision : on peut avoir globalement sur la rotation un apport équivalent aux exportations sans

Photo Cemagref, juin 1998



Photo 3 – La non-prise en compte des arrière-effets des apports organiques des années antérieures a conduit l'agriculteur à surfertiliser son blé, ce qui a provoqué une verse.

que, dans le temps, les apports et les besoins ne coïncident (ce qui provoque des pertes vers l'eau).

Un raisonnement par culture sur la rotation est donc nécessaire pour conclure.

La comparaison avec les flux mesurés dans l'eau Le SIG a permis de sommer sur chaque sous-bassin les pertes d'azote estimées parcelle par parcelle. La somme de ces pertes a alors été comparée aux flux d'azote mesurés à chaque exutoire pendant l'hiver 1997-1998 : on obtient une estimation correcte des flux à chaque exutoire, ce qui constitue une validation intéressante (figure 6).

Une année donnée, les flux dans l'eau sont liés d'une part, aux quantités d'azote minéral présentes dans les sols en début de période de drainage, d'autre part à la sensibilité au lessivage des sols (chaque sous-bassin a un comportement particulier), et enfin à la lame d'eau écoulée. Ainsi, on a pu montrer que l'hiver 1998-1999, qui a subi des précipitations plus abondantes, a vu lixivier 20 tonnes d'azote supplémentaires sur le bassin, lixiviation due uniquement à la différence de lame drainante.

Au total, ce diagnostic apporte des résultats novateurs : il permet de décrire avec une précision satisfaisante les flux qui se retrouvent dans l'eau, ainsi que la teneur en azote des sols à différentes périodes de l'année. Surtout il permet de faire la part entre pratiques de l'année, arrière-effets des pratiques des années antérieures, et sensibilité du milieu et du climat dans la genèse des pollutions azotées. Il semble que la sensibilité du sol aux transferts joue un rôle aussi important que les pratiques agricoles sur la quantité d'azote transférée du sol vers les eaux.

Le diagnostic du risque de pollution par les produits phytosanitaires

Les substances à suivre ont été choisies de façon raisonnée et trois produits ont été retenus pour les analyses dans le réseau hydrographique. Les premiers résultats des campagnes de mesure montrent des transferts significatifs de produits phytosanitaires. Certains fossés présentent des capacités épuratoires élevées.

Les travaux menés par l'équipe « Pollutions Diffuses » de QELY sur le bassin du Cétrais visent d'une part à établir un diagnostic de la contamination du bassin par les produits phytosanitaires, et d'autre part à proposer des actions au niveau des pratiques et/ou de l'aménagement du bassin (dispositifs enherbés par exemple), afin de limiter les transferts. Pour parvenir à établir un diagnos-

tic à l'échelle du bassin versant, il a semblé primordial d'étudier le potentiel épurateur des connexions hydrauliques parcelles/rivière que constituent les fossés présents sur le bassin.

Ainsi les études menées fin 1997 et en 1998 ont été déclinées de la façon suivante :

- 1 - Choix des substances à suivre.
- 2 - Première évaluation de la contamination du bassin par les phytosanitaires.
- 3 - Étude du rôle épuratoire des fossés.

Nous ne présentons ici que l'essentiel de la démarche suivie et des résultats obtenus.

Le choix des substances à suivre

Au début du projet, il n'y avait pas de données locales relatives à la contamination des eaux par les produits phytosanitaires sur le bassin de Cétrais. Le travail a donc débuté par le choix des substances actives à suivre dans les eaux.

Pour ce faire, la méthode SIRIS a été mise en œuvre, en se basant sur les données de N. Chaumond (1997) pour la connaissance du bassin et des produits utilisés, et sur la base de données de la DERF pour les propriétés physico-chimiques des molécules.

Cette méthode permet de classer le risque d'exposition du milieu aquatique aux différentes molécules utilisées sur le bassin, en tenant compte de la surface sur laquelle elles sont utilisées, de leur solubilité, de leur demi-vie, et de leur coefficient d'adsorption.

Le choix des produits à suivre dans le réseau hydrographique du bassin de Cétrais a alors été réalisé selon les critères suivants :

- produits ayant des caractéristiques différentes du point de vue de la mobilité et des dates d'application et ayant donc des rangs SIRIS bien distincts ;
- facilité d'analyse (afin d'éviter tout problème d'identification lors du suivi des traces) ;
- produits ayant déjà fait l'objet d'étude de rétention sur les dispositifs enherbés (méthodes d'analyse validées, capacité de rétention sur ces dispositifs connus et pouvant servir de référence).

Les trois produits ainsi choisis sont : l'**atrazine**, l'**isoproturon (IPU)** et le **diflufenicanil (DFF)**. Les deux premiers ont les rangs les plus élevés et le troisième a un rang beaucoup plus faible (figure 7).

L'atrazine est appliquée au printemps alors que les deux autres le sont en automne : ils ne sont donc pas forcément confrontés aux mêmes types d'écoulements (drainage et/ou ruissellement de surface).

La première évaluation de la contamination du bassin par les phytosanitaires

Les échantillons ont été prélevés à l'aval de deux sous bassins en majorité agricoles, PZ4 et PZ6, où des mesures de débits et des analyses de nitrates sont également réalisées par les équipes DEAN et GERE (figure 2).

Les résultats montrent l'existence de transferts tant sur PZ4 que sur PZ6. Seule l'atrazine a été identifiée à un niveau supérieur à 0,1 mg/l au cours de la campagne de printemps et les concentrations maximales mesurées (qui ne sont pas forcément les pics réels de concentration dans le cours d'eau) sont observées en été. L'atrazine est encore détectée, à un niveau moindre de concentration, durant l'automne qui suit le traitement. Pour ce qui concerne l'IPU et le DFF, ils n'ont été détectés qu'après le traitement des céréales d'hiver, à la fin de l'automne. Ces résultats confortent ce que l'on sait par ailleurs sur le comportement de ces molécules : l'IPU est en général peu rémanent, et le DFF assez peu mobile ; on les observe en général dans le réseau de surface seulement quelques semaines (voire quelques mois pour le DFF plus rémanent) après la période de traitement.

Les flux de polluants ont pu être évalués pour l'événement majeur du 27 octobre 1998 grâce à une mesure de débit conjointe à l'échantillonnage. Les concentrations sont plus élevées en PZ4 mais les flux sont supérieurs en PZ6 du fait d'une surface cultivée et de débits plus importants sur ce sous-bassin. Toutefois, les taux de transfert par rapport aux quantités appliquées sont assez voisins pour l'IPU sur les deux sous-bassins. En revanche, le taux de transfert du DFF en PZ6 est presque 15 fois celui en PZ4. Comme ce produit est surtout transféré sous forme particulaire, on peut supposer que les phénomènes d'érosion sont plus marqués en PZ6 qu'en PZ4, ce qui serait cohérent avec les natures des sols et les pentes plus prononcées sur ce sous-bassin. Ces résultats justifient la réalisation d'un diagnostic phytosanitaire sur le Cétrais.

Le diagnostic des risques de transfert des produits phytosanitaires sur le bassin du Cétrais

Compte tenu des résultats des campagnes d'échantillonnage, un modèle de transfert à la parcelle a

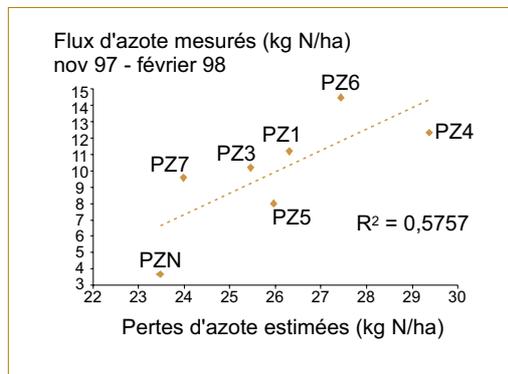


Figure 6 – Comparaison des flux d'azote sur chaque sous-bassin, estimés par le diagnostic des pratiques agricoles et mesurés dans l'eau.

été utilisé afin d'identifier les « pratiques à risque ». Par ailleurs, on s'est attaché à intégrer dans le raisonnement les potentialités de dissipation des produits entre les parcelles et le cours d'eau, notamment par la prise en compte du rôle épuratoire des fossés.

L'étude du rôle épuratoire des fossés

Si l'on veut étendre le diagnostic à l'ensemble du bassin, il est nécessaire d'acquérir des informations complémentaires. En effet, une inconnue déterminante dans le cas des phytosanitaires, contrairement à celui des nitrates, réside dans les possibilités de dissipation intervenant entre la parcelle d'application et la ressource aquatique concernée. Notamment, un facteur qui paraît déterminant est la connexion hydraulique parcelle/rivière qui peut être assurée par un contact direct, un réseau de fossés, la présence de talwegs plus ou moins marqués. Le même raisonnement pourrait à l'in-

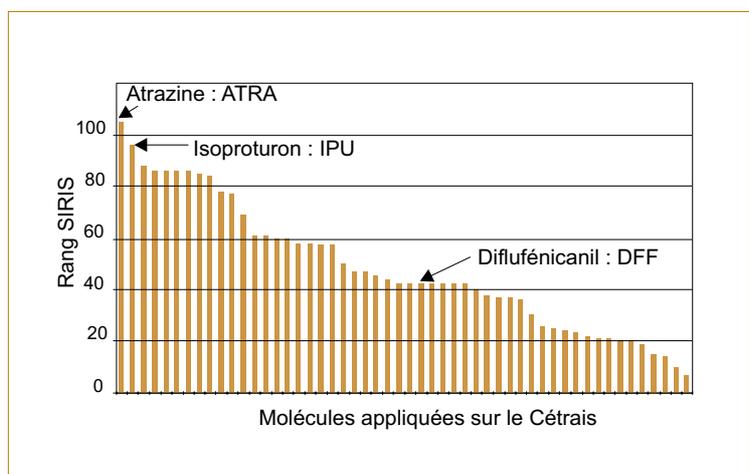


Figure 7 – Classement SIRIS des produits répertoriés sur le bassin du Cétrais.

verse être tenu pour des éléments « protecteurs » vis-à-vis de la contamination (zones tampon, talus, ou même certains fossés peu « passants »...), qui minimiseront le risque de contamination due à une parcelle à proximité d'un cours d'eau.

Dans la mesure où des références existent en matière de rétention des produits sur les dispositifs enherbés (Patty, 1997), il a semblé pertinent d'étudier plutôt le rôle des fossés dans la connexion parcelle/rivière.

Ces fossés peuvent avoir des rôles divers : certains assureront une fonction de transfert, d'autres au contraire un rôle de rétention des phytosanitaires avant leur arrivée dans la rivière.

Une expérimentation de terrain a été mise en œuvre début 1998 pour étudier les possibilités de rétention des fossés (Garon-Boucher, 1998; Charnay, 1998). Elle a consisté en l'injection pendant environ 10 minutes d'une solution aqueuse contenant deux produits phytosanitaires (l'isoproturon et le diflufenicanil) et un traceur (l'ion chlorure) dans un fossé herbacé de bordure de parcelle (photo 4), recevant un débit constant



Photo Cemagref

► Photo 4 – Fossé avec végétation vivante.

d'environ 2,5 l/s. Des échantillons d'eau ont été prélevés à pas de temps régulier (2 minutes) à 25 et 50 m en aval du point d'injection pendant environ 1 heure.

Les quantités de produits en solution ont été analysées et les résultats montrent que le diflufenicanil est retenu à 37 % à 25 m et à 54 % à 50 m. Quant à l'isoproturon, plus soluble et moins adsorbé, il est tout de même retenu à 12 % à 25 m et 27 % à 50 m (Charnay, 1998).

Ces premières conclusions confirment que les fossés peuvent jouer un rôle dans la limitation du transfert des produits et incitent à poursuivre ce type d'étude pour des conditions variées de débit et de type d'occupation de fossé. Une étude plus approfondie du devenir des produits dans le fossé est nécessaire pour estimer le degré de rétention et les possibilités de disparition (par dégradation, absorption...) ou de relargage des produits.

La mise en œuvre du modèle Gleams

Le modèle GLEAMS (Knisel, 1980 ; Leonard, 1990) a été utilisé pour estimer un risque au départ de la parcelle, sur une rotation pour deux produits de mobilités différentes : l'IPU et le DFF. Le modèle a été testé pour huit parcelles dédiées au blé d'hiver, dont une drainée (Turpin *et al.*, 2000), sur PZ4 ; il ne prend pas en compte directement le drainage, qui est simulé grossièrement en adaptant les conditions aux limites. Cette démarche a été validée sur le site ITCF de la Jaillière, aux sols similaires à ceux du Cétrais, où ce modèle a été appliqué sur des parcelles drainées pour lesquelles on connaît les chroniques de concentrations et de flux en phytosanitaires dans les eaux de ruissellement et de drainage.

Nous nous contentons de résumer ici les principaux résultats : les variables utilisées et le détail des résultats figurent dans Carluier *et al.*, 2000. Les types de rotation rencontrés sur les parcelles testées pour les trois années de simulation sont : Maïs/Blé/RGI (quatre parcelles), Maïs/Blé/Orge (deux parcelles), Colza/Blé/Orge, Orge/Blé/Colza, Colza/Blé/Maïs (une parcelle).

Pour le DFF, moins mobile mais plus persistant que l'IPU, les potentialités de transfert se recourent bien avec les volumes ruisselés, aucun transfert ne se faisant par percolation.

Pour l'IPU, plus mobile dans le sol et dont la persistance n'est que de quelques mois, les transferts par ruissellement ne peuvent être directement re-

liés aux volumes totaux ruisselés. Les pertes sont par contre mieux corrélées au volume ruisselé pendant la période d'application. Dans les deux cas, le risque de transfert par ruissellement est plus important pour les parcelles ayant un sol peu profond et un socle plus ou moins imperméable. La parcelle drainée présente un taux de transfert presque deux fois plus élevé que les autres parcelles pour ce qui est de la percolation de l'IPU. Pour les parcelles non drainées, le taux de transfert est directement relié à la profondeur du sol considéré.

Si l'on raisonne en quantités totales transférées sur une rotation, ce ne sont pas systématiquement les rotations présentant deux cultures de céréales d'hiver qui montrent les plus fortes valeurs.

Par ailleurs, une parcelle recevant deux doses à 1 kg/ha d'IPU sur une rotation présente moins de risque de transfert que trois autres parcelles ne recevant qu'un seul traitement sur la rotation, à 1,5 kg/ha. Cette situation est liée tant à l'étalement de l'apport sur deux ans qu'aux caractéristiques des sols : notamment, pour des caractéristiques voisines par ailleurs, la profondeur du sol joue un rôle prépondérant (plus grande capacité de stockage de l'eau, de rétention et de dégradation des polluants).

Au total, pour un même produit, le risque de transfert sur une parcelle est très dépendant de son fonctionnement hydrologique et du taux d'application. Un ruissellement proche de la date d'application, la présence de drains ou de sols peu profonds constituent un facteur aggravant.

Ces résultats demanderaient à être confrontés à des mesures de terrain. Ils permettent toutefois une première estimation de l'influence respective des pratiques agricoles (rotation, doses et dates d'application) et du milieu (caractéristiques des sol, présence de drainage) dans le risque de transfert des produits phytosanitaires depuis les parcelles culturales.

L'approfondissement du diagnostic en vue de l'élaboration de scénarios d'action

Le recensement des connaissances et des réalisations techniques

Les principales familles de solutions envisageables pour les différents types de contaminations ont été recensées (modification des pratiques agricoles, aménagements préventifs ou curatifs), et évaluées compte tenu de la connais-

sance que l'on avait du bassin du ru de Cétrais à l'issue du diagnostic effectué.

Le suivi du fonctionnement des zones spécifiques du bassin versant et de parcelles agricoles

Des expérimentations complémentaires ont été menées pour affiner les diagnostics effectués. L'évolution des stocks d'azote minéral sous neuf prairies pâturées a été suivie pendant une année, ce qui a permis d'adapter aux prairies l'équation de bilan utilisée pour évaluer les risques de perte d'azote sous les cultures annuelles. Le suivi fin de la zone hydromorphe de bas fond a permis de comprendre la dynamique de nappe dans cette zone et de modéliser son fonctionnement hydraulique. Enfin, des expériences d'injection de produits phytosanitaires dans des fossés a montré que certains fossés jouent un rôle important dans la limitation des transferts de ces produits.

Par ailleurs, des expérimentations ont été menées, d'une part pour aller plus loin dans le diagnostic que ne le permettaient les données disponibles au début du projet, d'autre part pour avancer dans la compréhension des structures susceptibles de jouer un rôle-tampon.

Ainsi, le suivi fin des stocks de nitrates sur plusieurs parcelles a permis d'améliorer la pertinence de l'équation de bilan utilisée pour représenter l'évolution des stocks d'azote à la parcelle. L'ensemble des suivis effectués (à la parcelle et à différents points du réseau hydrographique) a en outre permis la validation de la méthode utilisée. La mise en œuvre du modèle GLEAMS (pour les nitrates) introduit une composante dynamique dans le suivi de l'azote d'origine agricole sur le bassin.

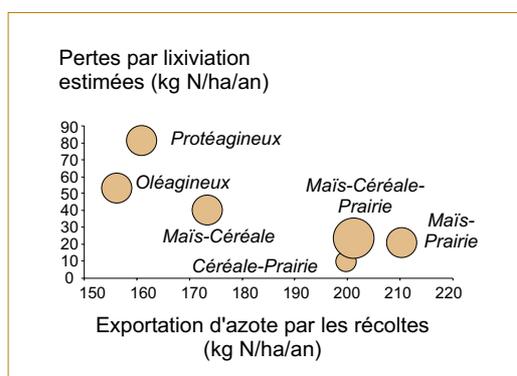
Le suivi fin de la zone hydromorphe de bas fond du Pigeon Blanc a permis de comprendre la dynamique de la nappe. Les simulations hydrauliques effectuées ont montré que la capacité de laminage et de stockage de cette zone était réduite : au vu des temps de résidence des eaux en surface, même aménagée, cette zone serait manifestement insuffisante pour abattre significativement les flux en nitrates en période hivernale, c'est-à-dire quand ces flux sont les plus élevés. Les solutions au problème de nitrates sur le bassin de Cétrais se situent donc à l'amont, au moins au niveau des sous-bassins qui le constituent, sans doute à un niveau plus proche de celui de la parcelle. Ceci étant, à l'issue du travail effectué sur la contamination par les nitrates, il semble que la modifica-

tion des pratiques agricoles, si elle est souhaitable (pour réduire l'excédent constaté sur les différents types de rotation), n'est sans doute pas suffisante, compte tenu de la difficulté à contrôler les arrière-effets des cultures précédentes. Des solutions complémentaires restent donc à trouver.

Contrairement aux nitrates, les produits phytosanitaires sont susceptibles d'être significativement dégradés ou retenus au cours de leur transfert depuis la parcelle jusqu'au réseau hydrographique. Ils diffèrent en effet des nitrates sur plusieurs points :

- Les principaux flux de produits phytosanitaires sont liés à des épisodes pluvieux suivant de peu l'application d'un produit. Hors celles-ci ont lieu au printemps ou à l'automne, quand la végétation est active.
- De surcroît, les sols sont alors en général moins saturés que pendant la saison de drainage intense, où ont lieu les principaux lessivages de nitrates. La nature n'est potentiellement donc pas inerte vis-à-vis du transfert des produits phytosanitaires, comme elle peut l'être pour celui des nitrates.
- Dans ces conditions, le cheminement suivi par les produits phytosanitaires importe, puisqu'il peut leur fournir l'occasion d'être adsorbés, puis dégradés.

Cette hypothèse est confortée par l'expérience réalisée sur le bassin de Cétrais, qui consistait à injecter deux produits dans un fossé, et à suivre leur évolution. Cette expérience a montré une forte atténuation du signal ; des expériences similaires menées sur d'autres types de fossés conforteront ces résultats (*cf.* paragraphe précédent).



► Figure 8 – Exportations moyennes d'azote, pertes moyennes par lixiviation et surface des principales rotations du Cétrais. La taille des cercles indique la proportion de la surface ou du bassin occupée par chaque rotation.

L'analyse des effets cumulés

Une première analyse indique que, parmi les systèmes de production rencontrés sur le Cétrais, on ne peut pas en individualiser qui polluent plus (ou moins) que les autres.

Par contre, il s'avère que les rotations ont un rôle distinct (figure 8), certains types de rotations présentent un risque de lixiviation de l'azote toujours important, d'autres un risque toujours faible. Ainsi, les rotations céréalières (de type céréales – maïs, ou qui incluent des protéagineux) sont des rotations plus à risque :

- d'une part elles exportent moins d'azote (en moyenne annuelle) que les autres ;
- d'autre part, elles présentent des risques de lixiviation beaucoup plus élevés. Ces rotations couvrent plus du tiers de la surface agricole du bassin.

Par ailleurs, la marge de manœuvre des agriculteurs en matière de raisonnement de leur fertilisation est relativement réduite. En effet, les effets directs des fertilisants apportés (c'est-à-dire la part de l'azote qui est disponible pour les plantes l'année de l'apport de l'engrais, minéral ou organique) représente pour toutes les rotations du bassin à peine la moitié des fournitures d'azote minéral dans les horizons cultivés. Les autres sources d'apport sont essentiellement les arrière-effets des pratiques des années antérieures (fourniture d'azote minéral par mobilisation de l'azote organique des apports d'effluents d'élevage, maïs aussi de l'azote organique accumulé sous prairie et libéré lors de leur retournements).

Sous les rotations avec prairies, il semble que le sol ait tendance à stocker de l'azote (organisation sous les prairies). Dans ce cas, le « solde » du sol est négatif. Au contraire, sous les rotations céréalières le sol semble fournir de l'azote minéral par mobilisation de la matière organique (« solde » du sol positif).

Un outil de diagnostic a été proposé aux agriculteurs en 1999/2000 pour qu'ils évaluent eux-mêmes le risque de pollution par les nitrates, selon leurs choix de rotation et d'emploi d'engrais organiques.

Le changement d'échelle

Les objectifs

Les paragraphes précédents ont montré l'importance de la connaissance précise de certaines variables (productions agricoles, pratiques cultura-

les associées, rotations, types de sols...) pour pouvoir prédire ou simuler le risque de pollution associé à chacune d'elle. L'extrapolation « directe » du calcul de ce risque à l'échelle du bassin du Don (600 km²) nécessiterait la connaissance au même degré des mêmes variables.

Or, un tel changement d'échelle n'est, en général, pas possible ou se révèle alors très coûteux tant les données dont il faut disposer sont complexes à recueillir de façon exhaustive. À cette échelle, on doit donc recourir à des méthodes adaptées ou trouver les moyens d'extrapoler de façon « indirecte » les méthodes mises au point sur les petits bassins. De même, on doit manipuler des objets et faire appel à des données facilement accessibles et pertinentes vis-à-vis du nouveau système étudié. Ne disposant pas de données mesurées de façon exhaustive ou échantillonnées finement, on a le plus souvent recours à des sources et méthodes de traitement statistiques. On peut également mobiliser des données mesurées directement à petite échelle⁴, comme les données issues de la télédétection spatiale.

La méthode

Les diagnostics de risque de pollution par l'azote utilisés sur le bassin du Cétrais mettent en évidence l'importance des rotations et des pratiques agricoles associées sur la genèse de la pression polluante. Sur le Don, si l'on peut connaître l'occupation du sol par télédétection, il n'est pas envisageable d'enquêter toutes les exploitations pour obtenir une description de leurs pratiques. Une première méthode pour approcher ces pratiques a été testée ici : elle tend à rapprocher les cultures des systèmes de production, pour obtenir une répartition par parcelle de ces systèmes. Cette méthode devra être complétée dans un second temps, soit en rapprochant les rotations de types d'exploitations potentiellement polluantes, soit en rapprochant les systèmes de production de pratiques plus ou moins risquées.

Afin d'essayer d'extrapoler à l'échelle du Don les diagnostics établis sur le ru de Cétrais, il nous a paru important, dans un premier temps, de disposer de la répartition des types de production agricole au sein de ce grand bassin. Or, l'examen des données disponibles pour un tel objectif révèle un obstacle qui a motivé le travail décrit ci-après :

- les données statistiques du « Recensement des Exploitations Agricoles » (REA), collectées par la Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique, per-

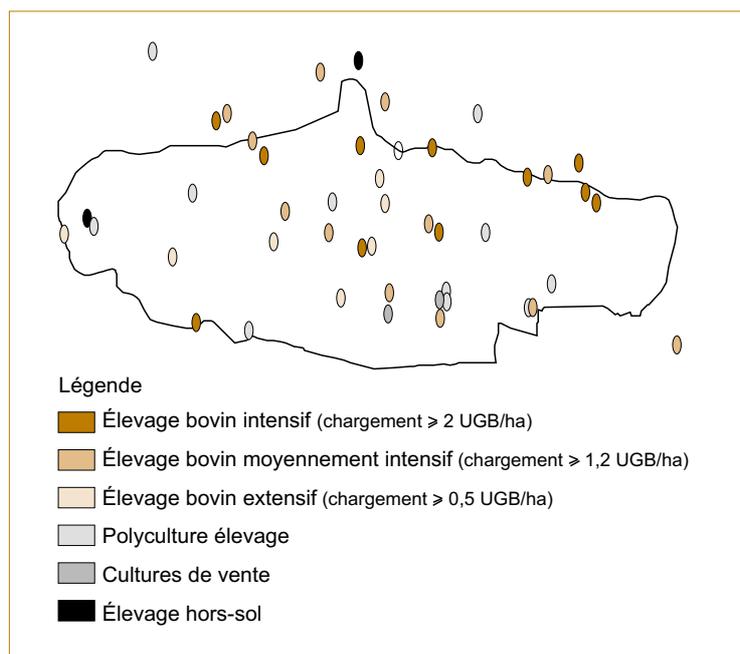
mettent de disposer d'informations concernant les exploitations agricoles du département. Ces données permettent de classer ces exploitations en grands types de systèmes de production agricole, grâce à la définition d'une typologie établie sur des critères de structure (Surface Agricole Utile, nombre d'Unités Gros Bovins,...). Néanmoins, on ne dispose pas de la connaissance du parcellaire des exploitations, mais seulement de la localisation de leur siège, ce qui conduit à une visualisation « pointilliste » de la répartition de ces types dans l'espace (figure 9).

- les informations concernant l'occupation du sol peuvent être obtenues grâce au traitement d'images satellitales. On peut alors connaître le type de culture en tout point de l'espace mais l'on n'a pas les moyens de savoir à quelle exploitation appartiennent les parcelles ainsi mises en évidence ; on ne peut donc associer un type de système de production défini grâce à la typologie précédente en chaque point de l'espace.

Il est ainsi impossible de connaître directement et facilement la répartition spatiale précise des types de systèmes de production agricoles à l'échelle d'un grand bassin versant comme celui du Don. On a donc essayé de mettre au point une méthodologie permettant de concilier les deux sources de données présentées ci-dessus afin d'associer un type de système de production à chaque point de l'espace agricole.

4. « Petite échelle » s'entend ici pour une grande surface, bien que l'on ait de plus en plus tendance à l'employer dans le sens opposé.

▼ Figure 9 – Localisation des résultats de la typologie aux sièges des exploitations – cas du ru de Cétrais.



On a construit un modèle permettant de calculer « l'attraction » exercée par chaque type d'exploitation en tout point de l'espace, à partir de la connaissance :

- de la localisation du siège de chaque exploitation et du type auquel celle-ci appartient ;
- de la surface agricole de chaque exploitation ;
- de l'occupation agricole du sol en chaque point de l'espace ;
- et de la probabilité qu'une culture apparaisse dans l'assolement de chaque type.

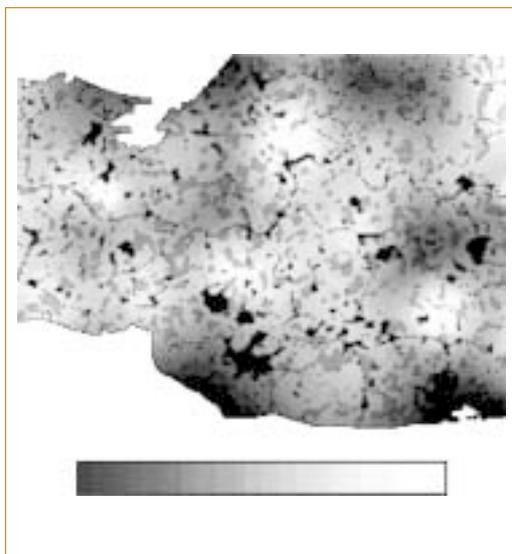
Ce modèle s'inspire du modèle gravitaire fréquemment utilisé en analyse spatiale (Jayet, 1993). Avec cette approche, le potentiel $P_{i,j}$ du type d'exploitation j au point de l'espace i s'écrit :

$$P_{i,j} = p(os(i) \in j) \cdot \sum_{k \in j} \frac{S_k}{d_{k,i}^2}$$

où la probabilité que l'occupation du sol présente en i apparaisse dans l'assolement du type j , k représente une exploitation de type j , S_k la surface agricole de cette exploitation k , et $d_{k,i}$ la distance du siège de l'exploitation k au point i . On obtient ainsi une carte du potentiel de chaque type en tout point de l'espace (figure 10).

Une fois ce potentiel calculé pour l'ensemble des types et sur tout le bassin versant, une méthode d'affectation permet d'attribuer, à chaque point, le type dominant, sous la contrainte du respect des surfaces totales des types à l'échelle du bassin.

Dans un premier temps, le travail a été conduit à l'échelle du petit bassin versant du ru de Cétrais.



► Figure 10 – Extrait de la carte de potentiel du type « Polyculture élevage ».

Pour celui-ci en effet, on dispose non seulement de l'ensemble des données nécessaires à la mise en œuvre de la méthode, mais également de la connaissance du parcellaire de chaque exploitation : on peut donc, à cette échelle, déterminer la répartition spatiale réelle des types en tout point de l'espace, ce qui permet de tester la validité de la démarche proposée.

La figure 11 permet de comparer la répartition réelle avec la répartition calculée grâce à notre modèle. Une comparaison point par point permet de calculer que le bon type a été affecté dans 45 % des cas. Au-delà de ce résultat statistique global mitigé, l'analyse visuelle montre que les grands ensembles sont assez bien retrouvés par notre méthode : zone d'élevage hors-sol à l'ouest et un peu au centre, zone de polyculture élevage à l'ouest et au sud-est, élevage bovin au centre et à l'est.

La méthode a ensuite été généralisée à l'échelle de l'ensemble du bassin versant du Don. L'occupation du sol a été obtenue grâce à une classification supervisée de deux images du satellite Landsat. Les mêmes calculs que précédemment ont alors été mis en œuvre grâce à la typologie réalisée sur les 1 018 exploitations agricoles que compte le bassin versant.

Les perspectives

La méthode développée ici permet d'affecter à chaque point de l'espace un type de système de production agricole, ce qui permet de réaliser une cartographie de ces types à l'échelle d'un grand bassin versant.

Les premiers résultats obtenus sont encourageants, montrant que, globalement, la localisation des types obtenue met bien en évidence les grands ensembles spatiaux.

De nombreuses pistes restent à explorer pour compléter ce travail. On peut citer par exemple :

- améliorer la méthode de calcul en testant d'autres modèles spatiaux (distance minimum, modèle entropique...) et/ou la méthode d'affectation du type pour obtenir un pourcentage plus élevé de points bien placés à l'échelle du ru de Cétrais ;
- valider les résultats obtenus à l'échelle du bassin du Don sur d'autres zones que le seul ru de Cétrais ;
- étudier la stabilité temporelle des ensembles spatiaux obtenus en reproduisant la méthode sur plusieurs années consécutives ou l'intérêt de raisonner directement sur plusieurs années en utilisant



▲ Figure 11 – Comparaison entre la distribution spatiale réelle des types (a) et la distribution calculée (b) – cas du ru de Cétrais.

les rotations et pas seulement l'occupation du sol à une année n ;

- mettre au point une méthode permettant d'aboutir à un résultat équivalent mais ne nécessitant pas la connaissance exhaustive des sièges d'exploitations, donnée qui n'est en général pas disponible sur d'aussi grands territoires.

Dans l'état actuel de l'avancement de ce travail, l'utilisation de cette méthode pour l'extrapolation des diagnostics établis à l'échelle du ru de Cétrais nécessite des études complémentaires. En effet, la typologie réalisée grâce au REA et spatialisée ici repose sur des critères de structure des exploitations. Or, un même type de structure peut présenter une grande hétérogénéité en termes de pratiques culturales effectivement mises en œuvre et donc de niveau de risque associé.

Une prochaine étape consiste ainsi à conduire une étude statistique de la fréquence de « types de pratiques » au sein de chacun des types de systèmes. L'utilisation conjointe de ces fréquences, de la spatialisation présentée ici, de la carte d'occupation du sol ainsi que d'autres connaissances à l'échelle du bassin du Don (types de sol, pentes, distance aux cours d'eau) devrait permettre de mettre au point une méthodologie permettant de calculer des indicateurs de risque de pollution diffuse à l'échelle du bassin du Don.

Une telle méthode pourrait alors être utilisée soit pour extrapoler à l'échelle de grands bassins des résultats ou des préconisations obtenus à l'échelle de sites ateliers expérimentaux, soit d'aider à la définition des périmètres sur lesquels une étude plus détaillée pourrait être envisagée, afin de concentrer les efforts et les moyens de recherche et d'action sur ces zones critiques.

Conclusion

Les travaux menés en 1997 et 1998 sur le ru de Cétrais ont permis :

- d'élaborer et de tester un diagnostic de risque de pollution par l'azote sur un bassin agricole de petite taille ;
- de poser les bases de la généralisation de ce diagnostic à des bassins de plus grande taille ;
- de mettre en évidence des besoins de connaissance complémentaire sur le rôle des fossés dans les transferts de produits phytosanitaires.

En s'intéressant simultanément aux nitrates et aux produits phytosanitaires, la démarche mise en œuvre a conduit à une économie de moyens, notamment sur l'acquisition de données hydrologiques, ou les enquêtes auprès des agriculteurs (les itinéraires techniques culturaux n'ont été relevés qu'une seule fois, par exemple). Ce rapprochement a aussi permis une comparaison des démarches de diagnostics utilisées par les équipes : des différences de comportement et de périodes « à risque » pour les nitrates et les produits phytosanitaires ont ainsi été jugées fondamentales pour le diagnostic – ce qui n'était pas évident au début de l'étude.

Ces travaux ont débouché sur l'élaboration d'un outil permettant aux agriculteurs de diagnostiquer eux-mêmes le risque de pollution par les nitrates résultant de leurs choix de rotations et de stratégies d'utilisation de leurs engrais organiques. Cet outil est testé au cours de l'année culturale 1999-2000.

Chaque équipe a fait le point sur les méthodes de diagnostic existant dans son domaine, en mettant en avant les points forts et les limites de chacune des méthodes abordées (Turpin *et al.*, 1999).

Cette démarche a permis de mettre en évidence une différence d'approches entre les équipes, compte tenu des différences de comportement et de périodes « à risque » pour les nitrates et les produits phytosanitaires.

Ainsi, on peut envisager un indicateur :

[pratique × sol × lame drainée]

pour le risque de contamination par les nitrates à la parcelle, et une moyenne de ces indicateurs (ou un indicateur fondé sur la moyenne des variables utilisées) pour un sous-bassin dans ce type de milieu.

Par contre, il ne n'apparaît guère possible d'utiliser le même type d'indicateurs pour les produits phytosanitaires, et des travaux supplémentaires sont nécessaires pour mettre au point des indicateurs adaptés au risque d'exposition du milieu par les produits phytosanitaires. On peut penser qu'ils seront du genre :

[pratique × (1/Koc, DT50) × lame d'écoulement rapide × connexion de la parcelle au réseau hydrographique]

Il est également possible que le type d'indicateur évoqué pour les nitrates ne soit plus suffisant pour des milieux différents de celui du bassin du Don (notamment à sols plus profonds, ou à la densité de drainage moindre).

Nous avons alors tenté de mettre au point une méthode globale de diagnostic à l'échelle du bassin versant. Un guide a été rédigé, en s'appuyant sur celui rédigé du Corpen pour les seuls produits phytosanitaires (Corpen, 1996). Il s'agit toutefois essentiellement de la présentation générale d'une démarche, plutôt que d'un guide très détaillé, car il s'est avéré peu réaliste de construire une démarche de diagnostic *ex nihilo* : il fallait l'appuyer sur un bassin, et sur un problème donné (à résoudre, identifier et prévenir suivant le cas).

Des travaux restent nécessaires pour élaborer des outils à des échelles plus larges pour le suivi de modifications de pratiques sur de grands bassins versants.



Résumé

Une méthode de diagnostic de risque de pollution des eaux par les nutriments et les phytosanitaires a été mise au point sur le bassin du ru de Cétrais. Elle intègre les pratiques des agriculteurs sur plusieurs années, la sensibilité des sols aux transferts, les voies de transfert préférentielles entre les parcelles et l'exutoire du bassin. Le phosphore provenant essentiellement du bourg, aucune investigation particulière sur le phosphore agricole n'a été menée. Pour l'azote, les tests indiquent que le diagnostic est pertinent, c'est-à-dire qu'il permet de décrire avec une précision satisfaisante les quantités d'azote qui se retrouvent dans l'eau. Le raisonnement de la fertilisation sur la durée des rotations semble être l'élément prépondérant des émissions d'azote, dont la rapidité de transfert va ensuite dépendre de la vulnérabilité des sols. Pour les produits phytosanitaires enfin, les premières conclusions confirment que certains fossés peuvent jouer un rôle important dans la limitation du transfert des produits des parcelles vers l'eau. Pour l'azote, la capacité épuratoire de la zone humide de bas-fonds situées à l'exutoire du bassin (lieu-dit le Pigeon Blanc) a été évaluée en tenant compte de son fonctionnement hydraulique. Une méthodologie est proposée pour élaborer un diagnostic de pollution à l'échelle de bassins versants plus étendus.

Abstract

A non point source pollution diagnosis method has been built and tested on Cétrais watershed (Western part of France). This method includes a description of farmers' practices for several years, the ability of soils to transfer nutrients and pesticides, and the main pathways between fields and the watershed outlet. As phosphorus was mainly provided by a little town, this diagnosis method has not been applied for phosphorus. For nitrogen, measurements in water indicate that the method seems relevant, because it describes with a relatively good precision the amounts of nitrogen flowing from fields to the water. Fertilisation reasoning appears to be the main cause for nitrogen losses, especially because of manuring methods and grasslands ploughing, which allows accumulation of delayed nitrogen release. The ability of soils to transfer nutrients will then determine the speed of leaching. For pesticides, the first investigations confirm that some ditches are able to decrease the amounts transferred from the fields to the river. The ability of a wetland located near the outlet to collect the water coming from the river has been evaluated.

Bibliographie

- AIT SAADI, L., 1998, *Transfert de crues sur de petits bassins versants agricoles : évaluation de la capacité de stockage d'une zone humide de bas fond*, DEA d'Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie, Paris VI, 49 p.
- BOUTIN, G., 1998, *Identification des surfaces potentiellement épandables sur le bassin versant du ru de Cétrais*, Rapport de stage de deuxième année de maîtrise de sciences et techniques Géotechnologie Environnementale à l'Université de Poitiers.
- CARLUER, N., VERNIER, F., PIET, L., TURPIN, N., GOUY, V., KAO, C., 2000, *Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural : définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action*, Thème mobilisateur Cemagref : « Concilier l'Agriculture et l'Environnement », Rapport de restitution, 54 p.
- CHARNAY, L., 1998, *Étude de la capacité de rétention des produits phytosanitaires par les fossés : rôle des sédiments*, Mémoire de DEA Analyse Physico-chimique, Chimie Analytique, Université Claude Bernard de Lyon – École Supérieure de Chimie Physique Électronique de Lyon – Cemagref, 54 p.
- CHAUMOND, N., 1997, *Détermination des risques de pollution par les nitrates et les produits phytosanitaires dans le bassin versant de Cétrais. Propositions d'aménagements*, Mémoire de fin d'études, ENSA de Rennes.
- COMIFER, 1996, *Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles*, Comifer, 59 p.
- COMIFER (en préparation), *Calcul de la fertilisation azotée des prairies*.
- CORPEN, 1996, *Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Propositions pour une démarche de diagnostic*. 106 p.
- GENTILE (de), A., 1999, *La mise en place d'un SIRS pour une gestion des données agri-environnementales du bassin versant du Cétrais*, Mémoire de DESS de Géosciences Appliquées, septembre 1999, 48 p. + annexes.
- GACHELIN, J., 1998, *Cartographie des principaux systèmes de production agricole à l'échelle d'un grand bassin versant. Exemple du bassin versant du Don*, Mémoire de fin d'études de l'ENSAR, 47 p.
- GARON-BOUCHER, C., 1998, *Rétention des produits phytosanitaires par les végétaux des fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain*, Mémoire de DEA Analyse Physico-chimique, Chimie Analytique, Université Claude Bernard de Lyon – Cemagref, 32 p.
- GENESLAY, C. 1998, *La part relative des sources ponctuelles dans la pollution par l'azote et le phosphore sur le bassin versant du ru de Cétrais*, Rapport de stage de première année de maîtrise de sciences et techniques Géotechnologie Environnementale à l'Université de Poitiers.
- JAYET, H., 1993, *Analyse spatiale quantitative*, Économica, Paris, 202 p.
- KNISEL, W.G., 1980. CREAMS, A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Knisel W.G. Ed. *US Department of Agriculture, Conservation, Research Report n°26*, 643 p.
- LEONARD, R.A., 1990, *Movement of pesticides into surface waters. Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modeling*, Soil Science Society of America Book n°2, CHENG H.H. : p. 303-350.
- POTIER, C., 1998, *Identification des zones de production, de transfert et d'épuration des nitrates à l'échelle d'un petit bassin versant agricole hydromorphe*, DEA d'Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie, Paris VI, 50 p.
- TURPIN, N., CANN, C., *et al.*, 1996, *Expérience pilote de Landivisiau – rapport final à l'Union européenne dans le cadre des expériences pilotes « Life » visant à restaurer la qualité des eaux de la rade de Brest*, Cemagref Rennes - INRA Rennes – EDE Finistère, 35p.
- TURPIN, N., CARLUER, N., KAO, C., *et al.*, 1999, *Action de recherche : développement de lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural sur le bassin du ru de Cétrais – rapport de synthèse FEOGA n°5B-01- 11- D0060*, Cemagref, octobre 1999, 22 p.
- TURPIN, N., CARLUER, N., KAO, C., *et al.*, 2000. Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural, Démarche de diagnostic de risques sur le bassin versant du Cétrais. *Ingénieries*, n° 22, p. 3-16.
- VENAMBRE, F., 1998, *Localisation des zones hydromorphes par l'étude de la flore prairiale*, Stage de maîtrise de l'UFR de Caen.
- VOISIN, M. 1998, *Utilisation d'un modèle pour estimer les flux d'azote*, Rapport de stage MEX à l'École Supérieure d'Agriculture d'Angers.

Le point de vue d'un partenaire

La Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique

Pierre Leparoux
Chambre d'agriculture de Loire-Atlantique
Rue Géraudière
44939 Nantes Cedex 9

En tant qu'organisme de développement, la Chambre d'agriculture a un rôle de questionnement vis-à-vis de la recherche et un rôle d'interface entre l'agriculture et la recherche.

Un rôle de questionnement vis-à-vis de la recherche

Au bout d'un an, nous nous sommes rendu compte qu'il n'était pas intéressant d'envisager des techniques curatives sur la dénitrification. La recherche nous a orientés vers d'autres solutions, notamment vers la hiérarchie des modifications de pratiques à mettre en œuvre. Les équipes de recherche ont répondu à des questions que nous nous posions ou à des intuitions que nous avions. Il a été intéressant pour nous de pouvoir valider notre démarche empirique par le calcul ou par la modélisation.

Je prendrai deux exemples :

1. Nous pensions que le reliquat entrée – hiver était un bon indicateur du risque potentiel de lessivage des nitrates pendant la période hivernale. Nous l'avions constaté à partir de mesures empiriques faites par des agriculteurs. Nous avons pu valider cette hypothèse en confiant une série de données au laboratoire du Cemagref d'Antony.
2. Nous pensions qu'il y avait une relation entre le reliquat à l'entrée de l'hiver et les pratiques d'épandage excédentaire de matières organiques. Cette hypothèse a été confirmée par les calculs et les modèles qui sont décrits ici.

Un rôle d'interface entre l'agriculture et la recherche

Nous sommes dans le domaine de la recherche appliquée. Nous travaillons sur un terrain d'observation et non sur un terrain d'expérimentation, ce qui pose un certain nombre de difficultés.

Gérer des phénomènes perturbateurs

J'en donnerai trois exemples :

1. Alors qu'une équipe avait mis en place une instrumentation du bassin sur des mesures hydrologiques, nous avons découvert un jour que la municipalité de Nozay avait engagé le curage de son ruisseau principal, ce qui modi-

fiait complètement le régime. Heureusement, nous avons pu intervenir rapidement.

2. De la même manière, lors de la première année de suivi, un agriculteur, qui pourtant était au courant du protocole, a décidé de retourner une prairie pour y implanter un maïs pour ses besoins fourragers. Là encore, nous sommes intervenus auprès de l'agriculteur.

3. Nous sommes confrontés à un autre phénomène perturbateur, qui lui n'est pas accidentel : les modifications de la rotation. Le suivi de la dynamique du lessivage des nitrates dans un bassin versant ou à la parcelle doit être analysé à l'échelle de la rotation (succession de cultures dans le temps). Or, cette notion de rotation n'existe pas en pratique. En clair, la rotation décidée au départ peut évoluer en fonction de l'évolution des prix agricoles, des stocks fourragers, du climat, etc, ce qui perturbe le suivi. La notion de rotation reste opérationnelle en tant que description et modélisation des pratiques, il faut cependant être prudent dans l'interprétation des résultats qui découlent de modèles utilisant cette notion.

Ajuster des échelles de temps et des échelles spatiales différentes entre les acteurs

Les rythmes temporels et les échelles spatiales des agriculteurs, des organismes de développement et de la recherche ne sont pas les mêmes.

Ajuster les échelles de temps

Les agriculteurs vivent au rythme des saisons. On ne peut pas faire des enquêtes ni restituer des données à n'importe quel moment de l'année ; il faut le faire au moment où les agriculteurs sont disponibles. Il faut donc arriver à faire coïncider les rythmes des agriculteurs, ceux des organismes de développement et ceux de la recherche. En effet, si l'on ne fait pas certaines mesures à des moments précis, on perd une année. Par exemple, nous avons voulu mettre en place l'année dernière des mesures de reliquats après récolte derrière des céréales. Cela paraît simple mais c'est en réalité très complexe car cela met en jeu différents opérateurs au mois de juillet, en période de congés, où les passations de consignes entre personnes, services ou organismes se font mal. Résultat, notre campagne de mesures a complètement échoué.

Ajuster les échelles spatiales

Raisonnement sur un bassin versant paraît simple. On détermine une unité hydrologique avec des lignes de crêtes : c'est une unité opérationnelle et pertinente.

Mais elle ne coïncide pas avec les unités administratives. Nous avons travaillé sur un bassin versant réparti entre deux communes : 90 % du bassin était situé dans la commune de Nozay et 10 % dans la commune voisine. La Chambre d'agriculture avait conduit des enquêtes sur la partie du bassin versant située dans la commune de Nozay. Ces enquêtes relevaient de contrats passés avec le conseil général et avec la commune de Nozay. Or, Nadine Turpin avait besoin de données sur la totalité du bassin versant pour son étude.

Par ailleurs, si un bassin versant est un système fermé du point de vue hydrologique, c'est un système ouvert du point de vue des pratiques agricoles. Les flux qui s'opèrent entre les bassins versants sont très difficiles à cerner parce que l'on ne connaît pas forcément les agriculteurs concernés.

Donner du sens aux recherches menées pour les acteurs de terrain

Notre rôle n'est plus seulement de vulgariser auprès des agriculteurs et des collectivités ce que fait la recherche mais aussi de solliciter la recherche pour trouver des réponses aux questions que les uns et les autres se posent sur le terrain.

Pour conclure, je dirai que nous avons obtenu des réponses aux questions que nous nous posions mais que ces réponses ont généré d'autres questions. Nous sommes très impatients de passer à la phase suivante, celle du changement d'échelle. En particulier, la question qui nous préoccupe dans le cadre d'une opération Fertimieux est la suivante : comment peut-on évaluer une action de modification des pratiques agricoles ? Nous espérons disposer d'indicateurs opérationnels rapidement. □