

François Laurent, Denis Ruelland

GRÉGUM - UNIVERSITÉ DU MAINE
ESO - UMR 6590 CNRS

INTRODUCTION

L'agriculture est responsable depuis quelques années d'une dégradation de la qualité des eaux. Une proportion importante de captages d'alimentation en eau potable connaît une croissance soutenue des teneurs en nitrates ou en produits phytosanitaires, certains d'entre eux doivent tout simplement être abandonnés pour cause de non respect des normes. Les rivières et les plans d'eau présentent des périodes d'eutrophisation de plus en plus étendues du fait des excès d'apports en nutriments (phosphore et azote). Les écosystèmes aquatiques s'appauvrissent suite à la disparition d'espèces sensibles. Cet état n'inquiète plus seulement les scientifiques ou les institutions, les usagers s'élèvent contre cette dégradation et revendiquent leur droit à une eau de qualité. Le coût économique des traitements imposés ou des changements de ressource devient difficile à supporter dans certaines régions particulièrement touchées comme la Bretagne où les consommateurs n'hésitent pas à demander des comptes aux distributeurs.

L'agriculture ne peut pas être considérée comme la seule source de pollution mais alors que les autres facteurs de contamination sont contenus, voire en cours de réduction, les pollutions d'origine agricole s'aggravent dans de nombreuses régions. Pendant longtemps, les pouvoirs publics ont concentré leurs efforts sur les rejets ponctuels d'eaux usées industrielles ou domestiques liés notamment aux zones urbaines. Les pollutions générées par ces sources sont plus facilement identifiables, mesurables et contrôlables et peuvent être réduites par des procédés aujourd'hui dans l'ensemble assez bien maîtrisés. Ainsi, de nombreux investissements dans des stations d'épuration et des réfections de réseaux d'assainissement ont été réalisés ou sont en cours d'engagement en France. La maîtrise des pollutions agricoles est plus complexe. D'abord, ces pollutions ont un caractère diffus ; elles proviennent de zones mal identifiées, aux contours imprécis, à des périodes difficiles à déterminer. Ensuite, ces pollutions ne sont

pas collectables car elles sont émises sur de grandes surfaces et transitent par de multiples chemins jusqu'aux ressources en eau. Enfin, leur réduction peut remettre en cause la performance économique des exploitations puisque les nutriments azotés ou phosphorés comme les produits phytosanitaires conditionnent les rendements.

Les responsables potentiels des pollutions diffuses sont nombreux à l'échelle du bassin versant d'un cours d'eau ou de la zone d'alimentation d'un puits ou d'un forage même si parfois la pollution n'est générée que par l'activité de certains agriculteurs. Les pollutions dépendent des facteurs de production (type de culture, densité de chargement animal, nature des sols...) mais aussi des façons de faire de chacun appelées « pratiques agricoles », ce qui contribue encore à entraver l'identification des responsabilités. Autre difficulté, la pollution ne peut être mesurée que bien en aval des lieux d'émission après un certain temps de transfert dans le milieu. L'accroissement comme la réduction des émissions de polluants n'est pas suivie d'effets immédiats ce qui favorise le flou, l'incertitude et le scepticisme. Les responsabilités sont donc difficiles à cerner et l'effet des actions proposées pour rétablir la qualité des eaux reste incertain en terme de rapport coût/efficacité ou de délai de réponse du milieu.

La question est d'autant plus délicate qu'une réelle réduction des contaminations peut remettre en cause les choix de production des agriculteurs et des filières dans lesquelles ils s'insèrent. En effet, les teneurs sont parfois si élevées qu'un respect des normes de potabilité impliquerait de réviser en profondeur les pratiques de fertilisation, les densités d'élevage ou les choix culturaux. L'enjeu environnemental peut ainsi, dans certains cas, réduire la productivité des exploitations, voire remettre en cause leur viabilité économique. Pour d'autres, là où les contraintes sont moins fortes, ou les choix de production plus réversibles, cet enjeu peut être l'occasion de rationaliser la production en optimisant l'utilisation d'intrants.

LES FORMES DE RÉGULATION DES POLLUTIONS AGRICOLES

Face à l'accroissement des pollutions agricoles, l'Etat et l'Europe ont mis en place des réglementations depuis les années 1990. Les préconisations portent surtout sur la contamination par les nitrates, bien que le phosphore soit le facteur principal d'eutrophisation et que les produits phytosanitaires aient une forte toxicité pour les écosystèmes et pour la consommation humaine. En ce qui concerne les nitrates, les fertilisations sous forme minérale restent peu réglementées par rapport aux effluents d'élevage, ce qui entraîne parfois des conduites paradoxales comme un traitement ou une exportation des effluents organiques excédentaires, compensée au champ par des apports en engrais minéraux.

La politique de réduction des pollutions s'appuie sur une connaissance souvent incertaine des niveaux de pollution. La densité des stations d'observation et la fréquence des mesures associées présentent une forte variabilité sur le territoire national; les cours d'eau exploités pour l'alimentation en eau potable font, par exemple, l'objet d'un suivi plus régulier que des secteurs aux usages moins exigeants. Par le fait, la perception des pollutions est influencée par cette inégalité. Les bassins suffisamment instrumentés sont au centre de toutes les attentions. D'autres, moins connus parce que peu ou pas utilisés pour l'eau potable, peuvent subir des flux de pollution élevés sans qu'ils soient identifiés et que des actions soient engagées pour les réduire. Des agriculteurs peuvent alors se trouver soumis à de fortes pressions sur un bassin versant, alors que leurs voisins, sur un autre bassin, sont beaucoup moins inquiétés. Si la priorité d'action est justifiée au regard des enjeux, cette inégalité reste difficile à admettre dans la profession.

La contrainte environnementale qui pèse sur l'activité agricole devient forte dans certains territoires et peut y limiter la rentabilité des exploitations. Les zonages ont tendance à se multiplier, voire à se chevaucher: Zones Vulnérables, Zones d'Action Complémentaire, Zones d'Excédent Structurel, Périmètres de Protection des captages. Ces zones de protection sont relatives aux excès des exploitations de l'espace agricole considéré, mais aussi à une vulnérabilité plus

élevée du milieu (sols trop perméables, nappes souterraines peu profondes, chevelu de cours d'eau important...) ou à des usages en aval particulièrement exigeants en qualité.

Les Zones vulnérables

Les zones vulnérables sont des « zones qui contribuent à la pollution des eaux par le rejet direct ou indirect de nitrates et d'autres composés susceptibles de se transformer en nitrates d'origine agricole »: décret n° 93-1038. Elles sont cartographiées à l'échelle nationale à partir de réseaux de mesure de la qualité de l'eau et couvrent la moitié de la Surface Agricole Utile française. Dans les exploitations incluses dans ces zones, la fertilisation azotée doit être équilibrée et est plafonnée, pour les matières organiques, à 170 kg d'azote par hectare de surface épanable et par an. Dans les zones vulnérables, le « code des bonnes pratiques agricoles » doit être respecté: périodes et conditions d'épandage de fertilisants en fonction de la pente, de la proximité des cours d'eau, stockage des effluents, élaboration de plans de fumure, tenue d'un cahier d'épandage...

Les Zones d'Excédent Structurel

« Un canton est considéré en excédent structurel lié aux élevages dès lors que la quantité moyenne annuelle d'azote produite par l'ensemble du cheptel du canton, [...], ramené à la Surface Agricole Utile épanable du canton est supérieure au seuil prévu pour les effluents d'élevage » au titre de la directive UE n° 91-676. Le seuil est fixé actuellement à 170 kg/ha épanable. Ces espaces sont considérés comme saturés du point de vue de la production d'azote organique. Des programmes de résorption doivent y être conduits en incluant des actions renforcées telles que: le plafonnement des plans d'épandage, l'obligation de traitement et de transfert des effluents animaux, l'interdiction d'extension des élevages existants.

Les Zones d'Action Complémentaire

Les ZAC sont mises en place dans les bassins versants en amont des prises d'eau superficielles destinées à la consommation humaine et en situation de dépassement pour le paramètre nitrate. Le programme d'actions des ZAC renforce les mesures liées aux zones vulnérables. Chaque agriculteur est dans l'obligation de couvrir ses sols en automne et en hiver afin

de limiter le lessivage de l'azote. Aux bords des cours d'eau, il a obligation de maintenir une bande enherbée, ou des arbres, une zone boisée, des talus et tout aménagement susceptible de limiter le ruissellement et le transfert vers les eaux superficielles. Le retournement des prairies est également réglementé et doit être effectué entre février et octobre. Il est interdit de fertiliser la culture qui suit le retournement d'une prairie car les nutriments nécessaires au développement de la plante sont déjà présents dans le sol.

Les périmètres de protection des captages d'alimentation en eau potable

Des périmètres de protection sont définis autour des prises d'alimentation en eau potable. Trois périmètres intègrent différents niveaux de protection. Le périmètre immédiat (limité à quelques ares) interdit toute activité en dehors du captage. Le périmètre intermédiaire, dit aussi rapproché, permet de distinguer des zones où la fauche est tolérée mais où l'épandage et le pâturage y sont interdits et des zones où les cultures annuelles et les pâturages sont autorisés. Un périmètre éloigné fait simplement l'objet d'une observation renforcée avec une mise aux normes prioritaire des bâtiments d'élevage.

La mise en conformité des exploitations par rapport à ces dispositions réglementaires, ainsi qu'à ceux inhérents aux installations classées pour l'environnement (ICPE), entraîne des coûts d'investissement et de fonctionnement. Le Programme de Maîtrise de Pollution d'Origine Agricole (PMPOA) a été mis en place afin de subventionner les investissements : il débute en 1994 et est réformé en 2003. Le volet agronomique, c'est-à-dire les pratiques agricoles proprement dites, a été très peu développé dans le premier PMPOA, ce qui a limité son impact sur la qualité de l'eau. L'essentiel des financements et des contrôles a donc porté sur les bâtiments et les équipements de stockage et d'épandage. Cette orientation peut s'expliquer par une plus grande facilité à assurer le contrôle d'équipements comme des fosses à purin que le suivi des pratiques de fertilisation des exploitants. Par ailleurs, bien que l'objectif affiché du programme soit la protection de la qualité de l'eau, il a permis d'aider la profession à moderniser l'outil de production. On peut donc estimer que la logique économique et celle de contrôle administratif ont été préférées à celle d'efficacité environnementale. La réforme du

PMPOA de 2003 vise à surmonter une partie de ces faiblesses.

En association avec ces réglementations, des démarches émanant des collectivités locales sont mises en œuvre sur des espaces jugés prioritaires parce qu'ils sont plus pollués, ou parce qu'un usage majeur est menacé par la dégradation de la qualité des eaux. Les actions conduites sont soutenues par les Agences de l'Eau soit de façon ponctuelle, soit dans le cadre d'outils comme les contrats de rivière. Les contrats de rivière permettent d'engager des actions cohérentes à l'échelle du bassin versant. Ces actions portent entre autres sur la pollution diffuse d'origine agricole. Il s'agit de sensibiliser et d'informer les différents acteurs (notamment des agriculteurs), d'implanter des bandes enherbées le long des rivières et des plans d'eau, de fournir une aide à l'achat d'équipements spécifiques... Les contrats de rivière constituent souvent un outil d'appui aux Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE). Ces derniers représentent des structures de concertation et de décision pilotées par une Commission Locale de l'Eau (CLE), associant usagers, élus et représentants de l'Etat. Ils concernent des bassins versants de plusieurs milliers de km² ou des nappes souterraines régionales. Sur ces entités, les acteurs sont appelés à se réunir et à trouver ensemble des solutions globales ou localisées, dans un processus de concertation qui s'échelonne sur plusieurs années.

Les réponses aux enjeux de la pollution diffuse émanent également de la profession agricole qui intègre de plus en plus ces questions d'environnement. De nombreux agriculteurs souhaitent dépasser les postures défensives en proposant des actions plus respectueuses de la qualité de l'eau et compatibles avec leurs systèmes de production. Les dispositions réglementaires associées aux préoccupations des usagers de l'eau ont certes stimulé les initiatives, individuelles ou collectives, mais ces dernières sont également fondées sur une réelle prise de conscience des externalités négatives générées par les excès du productivisme. Des initiatives prennent corps dans des réseaux d'agriculteurs : Forum pour une agriculture raisonnée (FARRE), Réseau d'Agriculture Durable (RAD), ou en agriculture biologique. Les agriculteurs y participant proposent des améliorations et cherchent à les faire partager auprès d'autres agriculteurs et à un public plus

large. Les niveaux de remise en cause sont différenciés : le réseau FARRE insiste plus sur l'optimisation technique et la fertilisation raisonnée sans diminuer les rendements, le RAD adopte une approche plus intégrée de l'exploitation agricole avec une diminution des intrants et un équilibre entre la production animale et végétale pouvant conduire à modifier les choix culturaux et à réduire la productivité, l'AB exclue quant à elle le recours aux produits issus de l'agrochimie.

PROBLÉMATIQUE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES

La multiplicité des actions envisageables, comme la complexité des interactions entre les activités agricoles et le milieu, rendent difficile l'estimation de l'efficacité des choix. Les acteurs sont confrontés à des questions complexes du type : quel est le degré de responsabilité des différentes activités agricoles dans la pollution des eaux (types de cultures, formes des fertilisants, périodes de sols nus...)? Quels sont les espaces les plus vulnérables à une altération par les pollutions agricoles? Quelle est la participation relative de chaque sous-bassin versant à la pollution générale? Quelles sont les actions les plus adaptées au système de production existant? Quelles sont les préconisations offrant le meilleur rapport coût/efficacité?

Ces questions sont cruciales pour définir une stratégie d'actions qui conduise à une amélioration de la qualité des eaux et ne disperse pas les énergies. Aucune méthodologie n'est aujourd'hui complètement satisfaisante pour y répondre, mais certaines voies méritent d'être explorées par la recherche afin de réduire le fossé entre la connaissance scientifique et la mise en œuvre de solutions. Notre projet s'inscrit dans une démarche de recherche-action qui s'appuie sur les questions des acteurs pour les reformuler en questions scientifiques et proposer des méthodologies adaptées à ces besoins (Laurent et al., 2002).

LE PARTENARIAT EN RECHERCHE – ACTION

L'intervention de chercheurs dans un processus de décision a été souvent débattue. Smith et Gilden (2002) soulignent que, dans les problématiques environnementales, les scientifiques doivent sortir d'une attitude prescriptive et participer au processus de décision dans les structures locales. Ces anthropologues ont observé

sur différents espaces que les acteurs locaux tendent à dévaluer ou à ignorer les apports des scientifiques, s'ils perçoivent les expertises comme extérieures aux rites et pratiques qui constituent leur identité culturelle. Les acteurs ont tendance à réinterpréter les connaissances scientifiques et techniques à partir de leurs expériences et de contextes locaux car ils se méfient des interventions de personnes extérieures au territoire, fussent-elles des scientifiques. Le manque de communication est réciproque et rend les rapports entre chercheurs et acteurs locaux souvent inefficaces. « Les acteurs locaux ne croient pas que les scientifiques puissent résoudre des problèmes locaux et les scientifiques ne donnent pas de valeur aux savoirs locaux » (Smith and Gilden, 2002).

Dans des projets s'inscrivant dans le paradigme du développement durable, recherche et action ne peuvent pas être déconnectées l'une de l'autre, ni même considérées de façon asymétrique (une recherche indépendante de l'action et une action dépendant de la recherche), elles doivent être indissociables (Jollivet, 2001). Il s'agit de les articuler dans une démarche d'ensemble pour faire face aux problèmes actuels et à venir sur le territoire.

Les acteurs locaux souhaitent trouver des solutions ou tout au moins des recommandations face aux problèmes spécifiques auxquels ils sont confrontés sur leur territoire. Mais les solutions idéales sont rarement réalistes, il convient le plus souvent d'établir des compromis entre acteurs, de procéder par étape en respectant la hiérarchie des problèmes à résoudre et en tenant compte des moyens disponibles. Une approche emboîtée dans l'espace et dans le temps s'avère souvent la plus efficace : si les objectifs généraux sont fixés sur l'ensemble du territoire, ils doivent être implantés et conduits différemment sur des sous unités spatiales (EPA, 2000). Certaines avancées peuvent alors être mises en évidence et confirmer la validité des efforts entrepris. Ainsi, des sous-bassins versants ateliers tendent à se développer dans les différentes structures de gestion de grands bassins versants : des actions pilotes y sont entreprises afin de convaincre et de mobiliser les acteurs.

Un partenariat construit en amont des projets et intégrant des chercheurs dans les processus locaux de questionnement, de négociation et de décision, semble

être une voie pour que la recherche puisse contribuer à une amélioration de la gestion du territoire. La recherche-action est un « processus social de construction progressive donnant toute leur place aux acteurs concernés » (Sebillotte, 2000). L'implication des chercheurs dépasse la résolution d'un problème, il s'agit plutôt d'accompagner les décideurs, de faire comprendre et de faire émerger des tendances (Roy and Bouyssou, 1993). On attend des chercheurs pas tant des solutions qu'« une capacité à rendre les problèmes, les enjeux, les causes et les effets enfin intelligibles au décideur, mais également au citoyen » (Thériault et Prélaz-Droux, 2001).

MODÉLISATION DES POLLUTIONS AGRICOLES À L'ÉCHELLE DE BASSINS VERSANTS : UN EXEMPLE DE PROJET DE RECHERCHE – ACTION

- Principes et objectifs du projet

Le projet présenté est porté par une équipe de recherche transdisciplinaire d'une dizaine de chercheurs et de quatre ingénieurs et techniciens. Les disciplines représentées sont l'agronomie, la géographie, la géomatique et la sociologie. Cinq institutions de recherche sont associées : le Cemagref de Rennes, l'École Supérieure d'Agriculture d'Angers, l'Institut National d'Horticulture, l'Université d'Angers et l'Université du Maine avec l'UMR CNRS Espaces Géographiques et Sociétés. Ce projet s'insère dans le programme ARPENT en Pays-de-la-Loire et est coordonné au niveau national par l'INRA avec d'autres projets de recherche – action sur le développement agricole et l'environnement.

Le projet a pour ambition de faciliter l'élaboration et le pilotage des politiques régionales de développement agricole intégrant des ambitions environnementales. A cette fin, il vise à analyser les risques de pollution de l'eau liés à l'activité agricole, dans des termes opérationnels et aux échelles compatibles avec l'intervention des instances régionales. Les recherches méthodologiques portent sur 2 bassins versants (figure 1) : la Moine dans le Maine-et-Loire (385 km²) et Le Rochereau en Vendée (204 km²). Ces bassins sont situés en zone vulnérable et en Zone d'Action Complémentaire. L'amont du bassin de la Moine fait l'objet d'un contrat de bassin versant avec l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne.

Des retenues de barrage alimentent en eau potable l'agglomération de Cholet (Moine) et l'est vendéen (Rochereau).

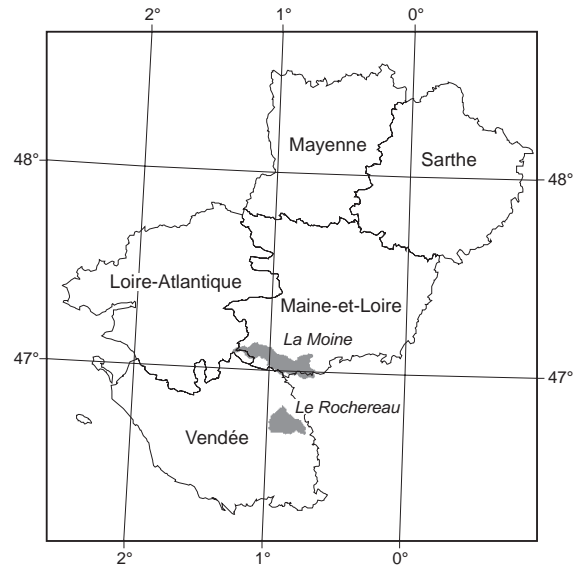


Figure 1 : Situation des bassins tests dans les Pays de la Loire

L'élaboration et le déroulement du projet de recherche s'appuient sur un partenariat avec des professionnels. Les organismes sont associés dans un Comité de Suivi : la DRAF des Pays de la Loire, la Chambre Régionale d'Agriculture, la DIREN, la DRASS, l'Agence de l'eau Loire Bretagne, une coopérative agricole, une association de défense de l'environnement, une association de consommateurs et un réseau d'agriculture raisonnée. Sur les deux zones d'étude, des collaborations sont également développées avec les syndicats d'alimentation en eau potable, les représentants des agriculteurs et les animateurs de SAGE.

Ces organismes souhaitent disposer d'une méthode pour réaliser le diagnostic des risques de pollution à l'échelle de bassins versants de taille moyenne (plusieurs centaines de km²) afin de mettre en évidence les liens entre activités agricoles, milieux et qualité des eaux. Ils s'interrogent d'une part sur la variabilité spatiale des risques et de leurs causes et d'autre part sur l'efficacité des actions potentielles. Notre hypothèse est qu'il est possible de réaliser ce diagnostic sur des surfaces importantes avec une méthode économe en paramètres et en données d'entrée. Cette méthode

nécessite de :

- mobiliser les bases de données disponibles auprès des organismes de production de données (IGN, BRGM, DIREN, Agence de l'Eau, Ministère de l'Agriculture, etc.) ou auprès de collectivités locales (dans le cadre du suivi de la qualité des ressources en eau ou du suivi des rejets de stations d'épuration par exemple);
- déterminer (si certaines données essentielles au diagnostic font défaut) des méthodes d'acquisition d'informations adaptées à cette échelle, c'est-à-dire permettant de réaliser un compromis satisfaisant entre les temps et les coûts d'acquisition ou de traitement et la précision minimale nécessaire au diagnostic;
- mettre en œuvre un modèle adapté à la résolution spatiale et temporelle des données et aux besoins de diagnostic pour traiter ces informations et déduire des indicateurs de risque de pollution azotée et phosphorée. Cette troisième tâche pose la question des formes et des modes de communication des résultats de la recherche en termes de supports à la prise de décision;
- définir des scénarios d'évolution des activités agricoles en fonction d'incitations (proposées par les acteurs locaux ou générées par les politiques agricoles) et appréhender leur impact sur la qualité des eaux à l'échelle de bassins.

Enjeux de la modélisation des flux de pollution à l'échelle de bassins versants

Le projet vise donc à définir les conditions de réalisation d'un diagnostic des risques de pollution diffuse d'origine agricole sur des territoires relativement étendus. Les recherches méthodologiques sur les transferts de polluants agricoles sont menées principalement sur de petits bassins versants expérimentaux, où les processus peuvent être étudiés et représentés finement à partir de nombreuses instrumentations. Mais les travaux élaborés sur ces petits territoires (quelques hectares à quelques km²) sont difficilement transposables parce qu'ils nécessitent une description très fine de l'espace étudié.

Les travaux conduits sur des territoires de plusieurs centaines de km² sont plus rares car les données d'entrée ou de validation nécessaires aux modèles sont difficilement disponibles à ces échelles ou présentent une forte hétérogénéité de qualité et de fréquence d'observa-

tion. La modélisation doit alors être simplifiée afin d'établir un compromis entre la disponibilité des données et la fidélité de la représentation des processus déterminants.

Les bassins versants de taille dite moyenne constituent un enjeu pour la protection des eaux puisqu'ils correspondent à un niveau central d'intervention publique dans le cadre notamment des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. La demande en matière de supports à la prise de décision est donc importante et les approches développées à l'échelle de petits bassins expérimentaux ne peuvent pas y répondre. Nous cherchons ainsi à développer une méthode économe en données d'entrée afin de faciliter la diffusion d'une approche par modélisation.

SWAT : un modèle adapté à une problématique de bassin versant

Le modèle agro-hydrologique américain SWAT (développé par l'USDA, Arnold et al., 1998) a été retenu pour le projet car il constitue un outil adapté à petite et moyenne échelle. Par ailleurs, l'accès aux variables et paramètres est facilité par une intégration du modèle avec un Système d'Information Géographique au sein d'interfaces ergonomiques.

L'intérêt d'un tel modèle est triple :

- Caractériser le fonctionnement du système et les relations entre pressions agricoles, milieu et qualité des eaux, en hiérarchisant le rôle des différents facteurs;
- Cartographier les niveaux de pollution sur des secteurs non mesurés et les facteurs de risque et de vulnérabilité (indices tels que la lame écoulée hors du sol, le lessivage, le ruissellement, le stockage dans le sol et dans la nappe aquifère des nutriments, etc.);
- Étudier l'impact de scénarios de changement de pratiques ou de choix culturels sur la qualité des eaux.

Le modèle est appliqué sur les deux bassins versants tests afin d'apprécier sa pertinence, ses exigences en termes de données et la sensibilité des résultats à la précision des données. Une des questions centrales du projet consiste en effet à déterminer la faisabilité d'un diagnostic avec les données publiques ou avec des données acquises avec des temps de traitement raisonnables sur de grands territoires (Bioteau et al., 2002). Le modèle SWAT requiert des données d'entrée spatialisées : cultures ou successions culturales, topographie, météorologie et sols. Il combine à ces données des paramètres globaux comme les pratiques agricoles asso-

ciées aux successions culturales pour estimer les flux dans la zone sous-racinaire, les nappes et les cours d'eau.

Mise en œuvre du modèle

Bien que SWAT offre une souplesse quant à l'intégration des données, celles-ci nécessitent d'être adaptées et structurées pour constituer les entrées du modèle. Le problème se pose alors de la disponibilité des données spatialisées qui sont rarement numérisées et souvent dispersées; l'acquisition et la structuration des informations constituent d'évidence une étape clef pour la généralisation du modèle (Figure 2). Un traitement diachronique à partir d'images satellites SPOT a permis de constituer une couverture de successions culturales avec une précision acceptable à cette échelle (Ruelland et al., 2004). La topographie a été exploitée par traitement d'un Modèle Numérique de Terrain de l'IGN (BD Alti®). Les données météorologiques ont été extraites des fichiers produits par MétéoFrance (BD Climat®). Les cartes de sols ont été levées dans le cadre de l'étude (Laurent et Rossignol, 2003). Les informations sur les pratiques agricoles résultent de dires d'experts et d'une enquête réalisée auprès d'un échantillon d'agriculteurs (Béziers de la Fosse, 2001; Bernard et al., 2002).

L'intégration des jeux de données a permis aux étapes de calage et de validation du modèle. Ces étapes nécessitent de confronter les sorties du modèle sur une période et en des points où des mesures sont disponibles. Ainsi, le calage et la validation des sorties du modèle s'appuient sur les mesures de débits et de concentrations effectuées aux stations d'observations du RNDE (Réseau National de Données sur l'Eau) par la DIREN des Pays de la Loire. La fréquence des mesures est quotidienne pour les débits; concernant les concentrations, elle est de l'ordre de 6 à 8 observations par an pour la Moine et de 24 par an sur le Roche-reau. Le modèle a d'abord été calé par rapport aux mesures des débits de manière à représenter correctement le cycle de l'eau sur les bassins. Ensuite, la calage a porté sur les rendements des cultures et les flux de nitrate et de phosphore mesurés en rivière.

Résultats

La validation des débits sur 2000-2001 donne des résultats satisfaisants avec un indice de Nash de 0,70 sur le Roche-reau et de 0,76 sur la Moine.

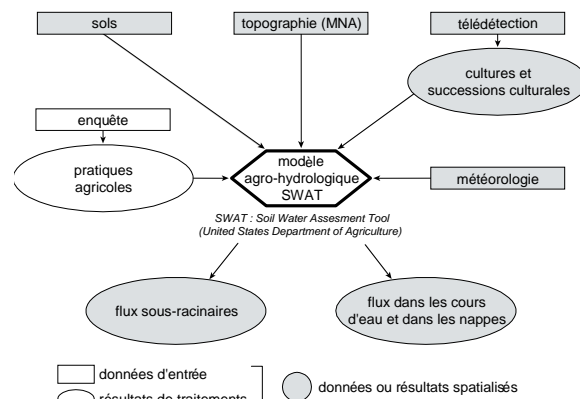


Figure 2 : Schéma méthodologique de mise en œuvre du modèle

Les résultats de rendements sont aussi en adéquation avec la réalité: par exemple, en moyenne sur la période 1999-2001, le modèle simule, pour des sols de profondeur moyenne, 50 quintaux de blé par hectare et 13,0 tonnes de matières sèches de maïs ensilage pour respectivement 55 quintaux et 13,1 tonnes obtenus par enquête.

Les simulations des flux azotés et phosphorés reproduisent de façon acceptable les dynamiques observées (figure 3a et 3b). L'erreur quadratique moyenne entre les flux observés et simulés en N-NO₃ sur la

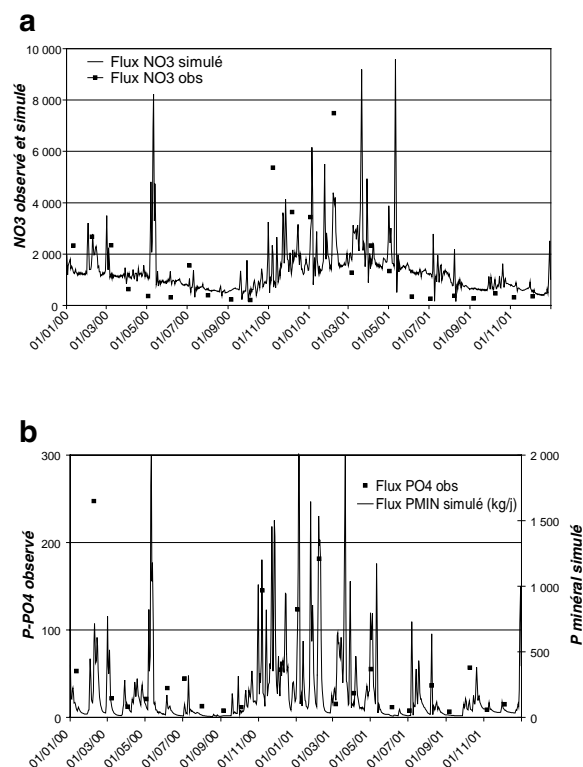


Figure 3 : Simulation des flux azotés (a) et phosphorés (b) avec SWAT à la station de Roussay-sur-Moine (en kgN-NO₃/j, kgP/j et en kgP-PO₄/j)

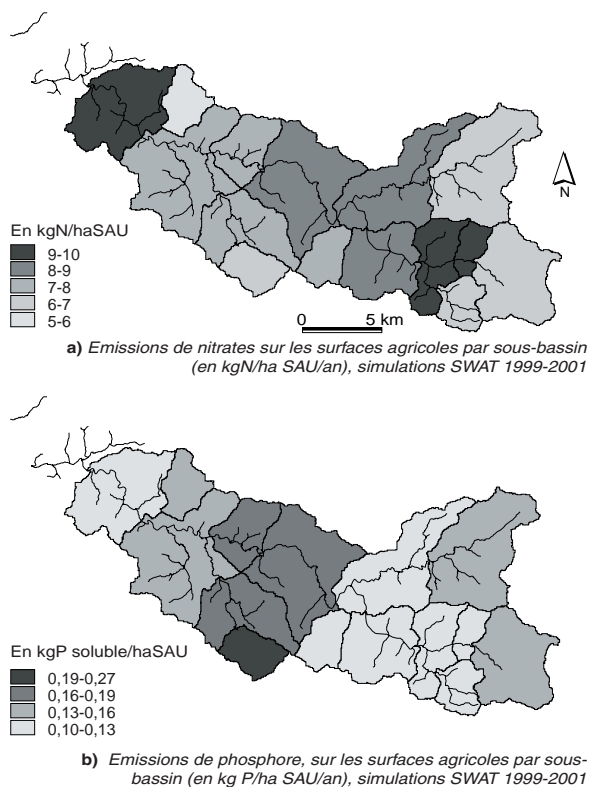


Figure 4 : Représentation spatiale des simulations de flux azotés et phosphorés sur le bassin de la Moine

période 2000 – 2001 s'élève à 31 kg/j pour une moyenne de 1593, ce qui est satisfaisant. Soulignons cependant que les mesures restent à faible fréquence, des incertitudes subsistent donc quant à leur représentativité.

Les résultats des simulations peuvent aussi être spatialisés au niveau des sous-bassins afin d'apprécier la hiérarchie des risques de transfert (figure 4a et 4b). Les cartes produites présentent la simulation des flux

d'azote et de phosphore par sous bassin en supposant des pratiques agricoles homogènes dans l'espace.

Sur le tableau 1, la hiérarchie de risques de lessivage en fonction des combinaisons de sols et de successions est très nette. Ces estimations de risques sont très variables selon les successions intégrant une même culture ; elles soulignent l'importance de prendre en compte les successions culturales dans l'analyse plutôt qu'une simple cartographie des cultures. Des variations dans la hiérarchie des risques liés aux successions en fonction du sol peuvent aussi être relevées car la dynamique et l'amplitude des processus de transferts impliqués (ruissellement, écoulement latéral de subsurface et infiltration dans la nappe) interfèrent avec les pratiques agricoles.

Au niveau des deux bassins tests, la vulnérabilité des sols semble être un facteur prédominant pour expliquer les différences de des risques (Laurent et Rossignol, 2003). Ainsi, sur la Moine, les risques de lessivage selon les sols varient d'un facteur 10 sous la succession maïs – maïs (figure 5). La répartition des sols détermine par ailleurs les différences de hiérarchie entre le phosphore et le nitrate : par exemple, les sols limono-argileux hydromorphes retiennent (ou dénitrifient) l'azote contenu dans le sol (figure 5a) mais sont aussi soumis au ruissellement favorisant les transferts de phosphore (figure 5b).

La compréhension de cette variabilité de la vulnérabilité au transfert en fonction des polluants est fondamentale. Cette variabilité implique que des choix de gestion peuvent être contradictoires entre le phosphore et l'azote. En l'occurrence, sur le bassin de la Moine, la problématique est celle du phosphore du fait de l'eutrophisation importante des barrages d'alimentation en eau potable, tandis que les concentrations en nitrate restent tout à fait acceptables. Les priorités de gestion doivent donc s'orienter vers des espaces qui n'émettent pas forcément le plus d'azote. Il en va autrement du Rochereau où la pollution nitratée est élevée.

	NO ₃ sur brunisols lithiques et leptiques* (kgN/ha)	NO ₃ sur brunisols redoxiques** (kgN/ha)	P soluble sur brunisols lithiques et leptiques* (kgP/ha)	P soluble sur brunisols redoxiques** (kgP/ha)
Prairie permanente	11,6	0,8	0,01	0,01
Prairie temporaire	12,3	1	0,01	0,02
Maïs – RGI	13,3	1,3	0,07	0,07
Blé – maïs	17,7	0,8	0,05	0,02
RGI – blé	20,2	2	0,06	0,04
RGI – maïs	21,1	1,9	0,13	0,09
Blé – RGI	21,2	1,9	0,06	0,03
Blé – blé	25,0	2,9	0,23	0,23
Maïs – maïs	25,5	2,5	0,51	0,40
Maïs – blé	39,5	3,2	0,12	0,04

* les brunisols lithiques et leptiques sont des sols peu profonds (< 60 cm), sains et sablo-limoneux

** les brunisols redoxiques sont des sols profonds (> 100 cm), hydromorphes et limono-argileux

Tableau 1 : Risque annuel de lessivage en fonction des successions (1999-2001) sur la Moine

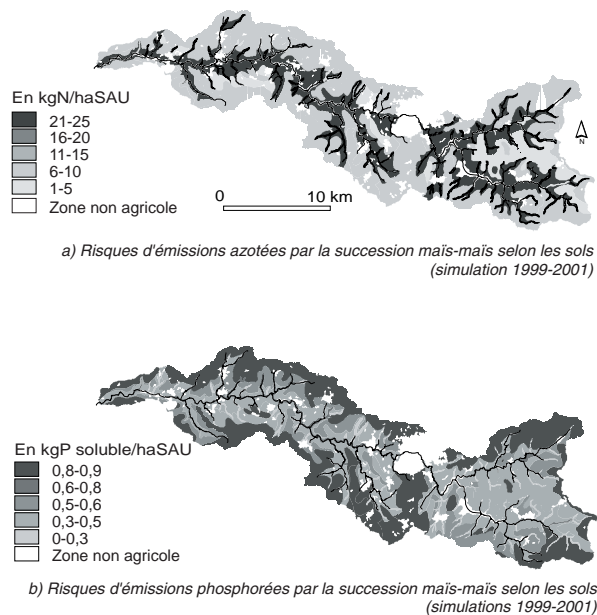


Figure 5 : Risques d'émissions azotées et phosphorées par la succession maïs-maïs sur la Moine

CONCLUSION

L'amélioration de la qualité des ressources en eaux est un objectif environnemental majeur pour satisfaire au mieux les usages et pour atteindre un « bon état écologique » des masses d'eau (conformément à l'objectif fixé par la loi cadre pour 2015). Cette reconquête de la qualité des eaux implique une évolution des activités agricoles vers une meilleure gestion des intrants voire des choix cultureux en fonction des caractéristiques du milieu. Les collectivités territoriales et d'autres usagers souhaitent travailler avec le monde agricole afin de trouver des solutions concertées et, si nécessaire, les soutenir par des actions de communication ou des indemnités compensatoires. Ceci pose la question d'indicateurs d'efficacité entre les moyens mis en œuvre et le gain potentiel en qualité.

L'approche retenue par l'équipe trans-disciplinaire de chercheurs en Pays de la Loire est centrée sur un modèle agro-hydrologique. Les cartes et les tableaux obtenus par les simulations permettent aux acteurs de mieux saisir les implications de certaines actions. Encore faut-il les informer des limites d'utilisation de ces outils, des incertitudes calcul et autres réserves scientifiques: ces informations sont difficiles à partager avec les partenaires qui sont dans une logique d'action et qui attendent du monde scientifique et technique des prescriptions. Le risque est alors que les résultats puissent

être instrumentalisés par certains en omettant une partie des informations les accompagnant. Il est possible de réduire ce type de risque à l'amont, lors de la conception des formes de restitution, par une bonne compréhension de la logique des acteurs locaux et des interprétations potentielles des documents délivrés. Ceci ne peut être effectif que par un rapprochement entre chercheurs et acteurs, par une démarche volontaire de co-construction des projets de recherche et une compréhension des processus de concertation.

Remerciements

Ces travaux ont été réalisés grâce au soutien financier du programme ARPENT – DADP Pays de la Loire (Contrat de Plan Etat – Région Pays de la Loire).

Références

- Arnold, J. G., P. M. Allen and G. Bernhardt (1993). « A comprehensive surface-groundwater flow model », *Journal of Hydrology* (142): 47-69.
- Arnold, J. G., R. S. Muttiah, R. Srinivasan and P. M. Allen (2000). « Regional Estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. », *Journal of Hydrology* (227): 20-41.
- Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah and J. R. Williams (1998). « Large area hydrologic modeling and assessment, Part 1: Model Development » *JAWRA* 34 (1): 73-90.
- Bernard, C., Coisman, M., Duclos, C., Escano, A., Jarry, J.-P., Gentil, E., Lety, D., et Nivet, F. (2002). *Étude des pratiques de fertilisation sur le bassin versant de la Moine*. Angers, mémoire 4^e année, ESA.
- Béziers La Fosse, A., H. Canon, J. C. Crespo, A. Jézégou, Q. Liu, D. Nivet, J. C. Paepegaey, S. Picault, E. Rocheteau, R. Sauvage et P. H. Viau (2001). *Étude des pratiques de fertilisation sur le bassin versant de la Moine*. Angers, mémoire 4^e année, ESA.
- Bioteau, T., P. Bordenave, F. Laurent et D. Ruelland (2002). Évaluation des risques de pollution agricole à l'échelle de bassins versants: intérêts d'une approche par modélisation hydrologique avec SWAT. *Ingénieries – EAT*, vol. 32, pp. 3-13.

- EPA (2000). Top 10 Watershed Lessons learned, www.epa.gov/owow/watershed/lessons Environmental Protection Agency, USA. 2002.
- Joerin, F., A. Nembrini, M.-C. Rey and G. Desthieux (2001). « Information et participation pour l'aménagement du territoire », *Revue Internationale de Géomatique* 11 (3-4): 309-332.
- Jollivet, M. (2001). Le développement durable, notion de recherche et catégorie pour l'action. Canevas pour une problématique hybride. in M. Jollivet, *Le développement durable, de l'utopie au concept, de nouveaux chantiers pour la recherche*. Paris, Elsevier: 97-116.
- Jost, C. (2001). « Système de support à la décision pour une gestion concertée de l'eau. », *Revue Internationale de Géomatique* 11 (3-4): 446-467.
- Laurent, F., T. Bioteau, P. Bordenave, P. Rapon, N. Turpin, A. Aveline, M. Cannavacciuolo, Y. Crozat, C. Hérault, R. Le Guen, G. Pain, P. Vigué, J. P. Rossignol, S. Kermadi, D. Ruelland, A. Trébouet, J. Huet et G. Dupé (2002). Retours d'expérience sur la constitution d'un projet de recherche - action sur les pollutions agricoles en région Pays de la Loire. *Recherche Pour et Sur le Développement Régional, 17 au 18 décembre, Actes du Séminaire de Montpellier*, tome II: 123-150.
- Laurent, F. et J.-P. Rossignol (2003). Cartographie des propriétés hydriques des sols à partir de la lithologie et des pentes, Application au bassin versant de la Moine (Maine-et-Loire, France). *Étude et Gestion des Sols*, vol. 10 (3), pp. 155-170.
- Novotny, V. (1999). « Integrating Diffuse/Nonpoint Pollution Control and Water Body Restoration into Watershed Management. », *JAWRA* 35 (4): 717-727.
- Ruelland D., Laurent, F. et A. Trébouet (2004). Spatialisation de successions culturales à partir d'images HRV de SPOT pour une intégration dans un modèle agro-hydrologique. Paris: Contemporary Publishing International, GB Ed., *Téledétection*, vol. 4, n° 3: 231-250.
- Roy, B. and D. Bouyssou (1993). *Aide multicritère à la décision, méthodes et cas*. Paris, economica.
- Sebillotte, M. (2000). « Des recherches pour le développement local, partenariat et transdisciplinarité. », *Revue d'Economie Régionale et Urbaine* (3): 535-556.
- Sebillotte, M. (2002). *Les fondements épistémologiques de l'évaluation des recherches tournées vers l'action*. DADP 2002, Montpellier.
- Smith, C. and J. Gilden (2002). « Assets to Move Watershed Councils From Assessment to Action », *JAWRA* 38 (3): 653-662.
- Srinivasan, R., T. S. Ramanarayanan, J. G. Arnold and S. T. Bednarz (1998). « Large area hydrologic modeling and assessment, Part 1: Model Application » *JAWRA* 34 (1): 91-101.
- Thériault, M. and R. Prélaz-Droux (2001). « SIG et développement du territoire » *Revue Internationale de Géomatique* 11 (3-4): 469-474.
- von Wieren-Lehr, S. (2001). « Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal oriented concepts to close the gap between theory and practice » *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 115-129.