

Évaluation des risques de pollution diffuse par l'azote d'origine agricole à l'échelle de bassins versants : intérêts d'une approche par modélisation avec SWAT

Thierry Bioteau^a, Paul Bordenave^a, François Laurent^b et Denis Ruelland^b

La préservation de la qualité des eaux nécessite de mieux comprendre les processus qui régissent les interactions entre les pressions agricoles et le milieu naturel. Grâce aux techniques de modélisation, il est possible de faire des progrès sensibles dans les domaines de la représentation et du fonctionnement de ces processus complexes. Le modèle SWAT présenté ici fournit de nombreux éléments de compréhension de ces phénomènes et offre des perspectives intéressantes pour simuler l'effet des changements de pratiques et d'occupation du sol sur la qualité des eaux.

L'évaluation des effets des activités agricoles sur la qualité des cours d'eau implique une représentation des processus de transferts et de transformation de l'eau et des éléments qu'elle transporte. Dans le contexte du projet de recherche – action intitulé « Pollution agricole et qualité des eaux : de la connaissance des mécanismes à la mise en œuvre de politiques régionales » (ARPENT – DADP Pays de la Loire)¹, les acteurs régionaux ont exprimé un besoin en matière de compréhension et de représentation des processus régissant les interactions entre les pressions agricoles et le milieu naturel, le but étant de disposer de critères de choix pour améliorer l'efficacité des actions.

Les cycles naturels sont en effet complexes à l'échelle d'un bassin versant. Il y a une variabilité spatio-temporelle des flux et des stocks dans les différents compartiments de ce cycle : le sol, les végétaux, la zone non-saturée, la nappe souterraine, les cours d'eau, les zones humides et les plans d'eau. De plus, le transfert n'est pas conservatif pour les éléments polluants transportés par l'eau, comme le démontrent les abattements observés entre les entrées du système et les sorties mesurées sur les cours d'eau.

L'analyse des besoins des partenaires en terme de diagnostic fait apparaître les éléments suivants :

– représentation spatiale des facteurs déterminants : le sol, la topographie, la météorologie, l'occupation

du sol (avec les principales cultures, les prairies, les forêts et les zones urbaines) et les pratiques agricoles ;

– modélisation agronomique permettant de représenter l'effet des pratiques agricoles, de la météorologie et du sol sur la croissance des cultures et ses conséquences en termes de flux d'eau et de nutriments ;

– évaluation de l'effet tampon des matières organiques du sol sur les flux de nutriments ;

– prise en compte sur le long terme de la dynamique de l'eau et des polluants hors de la zone racinaire par ruissellement en surface ou par infiltration dans une nappe souterraine alimentant ensuite les cours d'eau (les délais de réaction peuvent être parfois très longs, de l'ordre de plusieurs années) ;

– possibilité de validation des outils d'évaluation des risques par des mesures de débit et de qualité des eaux, disponibles en certains points du réseau hydrographique ;

– capacité à tester des scénarios de pratiques agricoles et de choix culturaux ;

– adaptation aux données disponibles sur des territoires étendus (plusieurs centaines de km²), en mobilisant au mieux les bases de données existantes (IGN, BRGM, DIREN, Agence de l'eau, réseaux de mesures locaux ou départementaux, etc.).

1. ARPENT – Agroalimentaire régionale, politique publique, entreprises et territoires ruraux en Pays de la Loire, DADP – Délégation permanente à l'agriculture, au développement et à la prospective, INRA.

Contact

a. Cemagref, GERE, 17 avenue de Cucillé, 35044 Rennes.

b. UMR CNRS Espaces géographiques et Sociétés, Université du Maine, 72085 Le Mans Cedex 9.

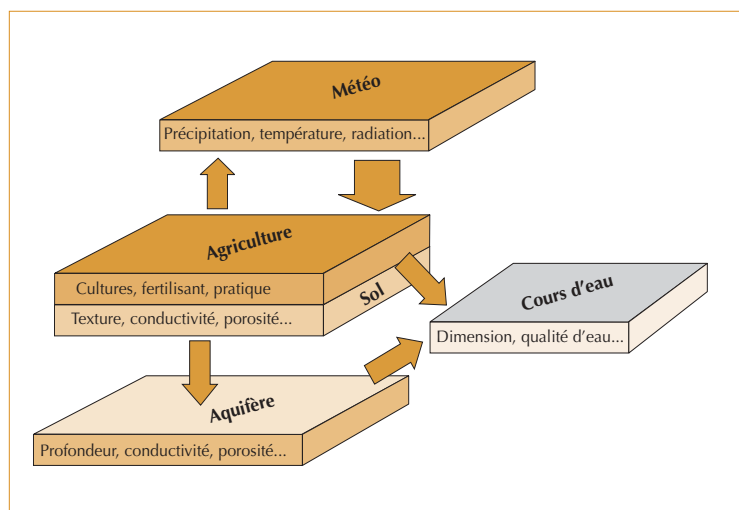
2. SWAT est téléchargeable gratuitement depuis Internet et son code est ouvert, ce qui est un avantage non négligeable pour ajuster le modèle au contexte local.

Il ressort de l'analyse de l'adéquation des outils à ces besoins que les modèles statistiques globaux, mettant en relation des facteurs explicatifs et des variables mesurées, ne permettent pas de comprendre les phénomènes et donc d'identifier les variables de contrôle. Ils peuvent donner de bons résultats dans certains contextes, mais sans analyse des relations entre facteurs du milieu et facteurs de pression agricole. De plus, ils sont inadaptés sur des espaces non mesurés et ne permettent pas de simuler des scénarios de changement de pratiques ou d'assolements. Les modèles physiques sont les plus adaptés à ce contexte.

L'apport des modèles physiques pour le diagnostic

Les modèles physiques ont l'ambition de représenter les processus selon des lois physiques. Les intérêts d'une telle approche résident dans le fait qu'elle offre une prédétermination possible des paramètres par des données sur la zone d'étude et qu'elle suppose un certain réalisme de la transposition vers des espaces où les pollutions ne sont pas mesurées. Les modèles physiques permettent alors de simuler l'effet d'une évolution de l'usage du sol et, par extension, l'effet de modification de pratiques agricoles. Le couplage des modèles physiques avec des systèmes d'information géographique (notamment : Loague and Corwin, 1998 ; Pullar and Springer, 2000) constitue un moyen de spatialiser les phénomènes d'émission et de transfert des polluants. Il est alors possible de hiérarchiser les espaces suivant un critère de sensibilité ou en fonction d'un degré de priorité d'action.

▼ Figure 1 – Description des compartiments de SWAT (Duros, 2001).



Mais, la mise en œuvre de la plupart des modèles physiques est difficile car les paramètres à renseigner sont souvent très nombreux. Beaucoup d'entre eux ne sont pas adaptés à de grandes surfaces du fait de la difficulté de disposer d'informations précises pour renseigner le modèle d'une part, et de la propagation des incertitudes dans les résultats d'autre part (Beven, 1993 ; Bierkens *et al.*, 2000). Par ailleurs, ces modèles doivent souvent être calibrés à partir de longues chroniques de mesures de pollution en sortie de bassin versant pour donner des résultats dans une fourchette de fiabilité suffisante (Carrubba, 2000).

Sur de vastes territoires, il faut accepter des simplifications de la modélisation, ne serait-ce que pour s'adapter aux données disponibles et aux possibilités de calcul. Par l'introduction de fonctions statistiques, voire parfois empiriques, dans plusieurs modules, notamment pour la modélisation hydrologique, le modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) permet des temps de calcul très acceptables. Ainsi, l'écoulement de la nappe est simulé par un modèle simple « à réservoir » dont les principaux paramètres sont calibrés. Par contre, la partie agronomique, et notamment tout ce qui concerne la prise en compte des pratiques agricoles est plus complète (figures 1 et 3).

Ce modèle répond au mieux aux besoins de diagnostic énoncés précédemment. De surcroît, il peut être téléchargé complètement (programmes, documentation, codes sources) gratuitement sur site Internet.

Présentation du modèle SWAT

SWAT², développé aux États-Unis, à l'USDA-Agricultural Research Service (Arnold *et al.*, 1993 ; Arnold *et al.*, 1998), a été conçu pour des grands bassins versants de quelques centaines de km² à plusieurs centaines de milliers de km² (Arnold *et al.*, 2000). Ce modèle physique semi-distribué estime les flux d'eau, de nutriments, de pesticides et de sédiments dans la zone racinaire, dans la nappe souterraine ou dans les cours d'eau.

De plus, il permet de simuler les phénomènes dans des lacs et des zones humides. SWAT a donné des validations satisfaisantes sur de nombreux bassins versants dans le monde. Sa validité a d'ailleurs été testée pour de nombreuses tailles de bassin et pour différents types de géologie. L'accès aux variables et paramètres est facilité par une intégration du modèle dans un SIG (Manguerra and Engel, 1998). De nombreux paramètres ont été prédéfinis en

fonction de données américaines, il est donc nécessaire d'adapter un certain nombre de valeurs aux ordres de grandeur français (notamment pour la partie agronomique) pour obtenir des résultats réalistes. À notre connaissance, ce modèle n'a pas encore été appliqué en France pour la simulation de flux d'azote. Il a été utilisé largement aux États-Unis et dans certains pays européens surtout pour des problématiques d'érosion.

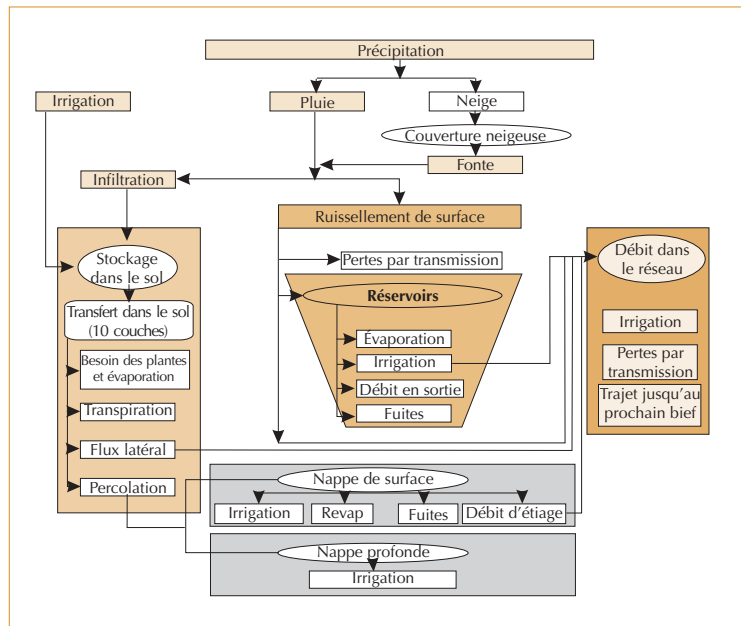
L'unité spatiale de base au calcul est la HRU (*Hydrologic Response Unit*) qui est le résultat de la combinaison d'un type de sol, d'une classe d'occupation du sol et d'un sous-bassin versant. Dans chaque HRU, les volumes représentés sont : le sol, l'aquifère peu profond et l'aquifère profond. Chaque HRU est supposée présenter un comportement agro-hydrologique homogène. Les flux estimés pour chaque HRU sont alors sommés par sous-bassin de manière à obtenir un flux global transmis entre les sous-bassins.

Les processus actifs dans le sol sont l'infiltration, l'évapotranspiration, le prélèvement par les végétaux, l'écoulement latéral et l'écoulement vers des horizons inférieurs (figure 2).

L'évapotranspiration est calculée en fonction de l'évapotranspiration potentielle (différentes méthodes sont disponibles), de la surface foliaire, de la teneur en eau du sol et de la profondeur d'enracinement.

L'écoulement vertical d'horizon en horizon se produit lorsque la teneur en eau de l'horizon supérieur dépasse la capacité au champ et que l'horizon inférieur n'est pas saturé ; le flux est déterminé par la perméabilité des horizons et peut s'inverser. La percolation à la base du sol alimente ensuite la zone non saturée puis l'aquifère peu profond. Ce dernier contribue alors à l'écoulement du cours d'eau avec une fonction de retard tandis qu'une fraction du flux de cette nappe peut alimenter une nappe profonde. Le flux vers cette nappe profonde correspond à une sortie du système, un retour est néanmoins possible *via* l'irrigation. Les échanges entre la nappe peu profonde et les cours d'eau peuvent s'inverser (par infiltration du cours d'eau dans la nappe), la nappe peut également subir une évaporation à partir du sol.

Le ruissellement quotidien est modélisé à partir de la méthode du *Curve Number* (CN) du *Soil Conservation Service* de l'*United States Department of Agriculture* (USDA, 1972). À chaque catégorie de sol est affecté un CN représentant un potentiel de ruissellement, selon trois classes de teneur en eau.



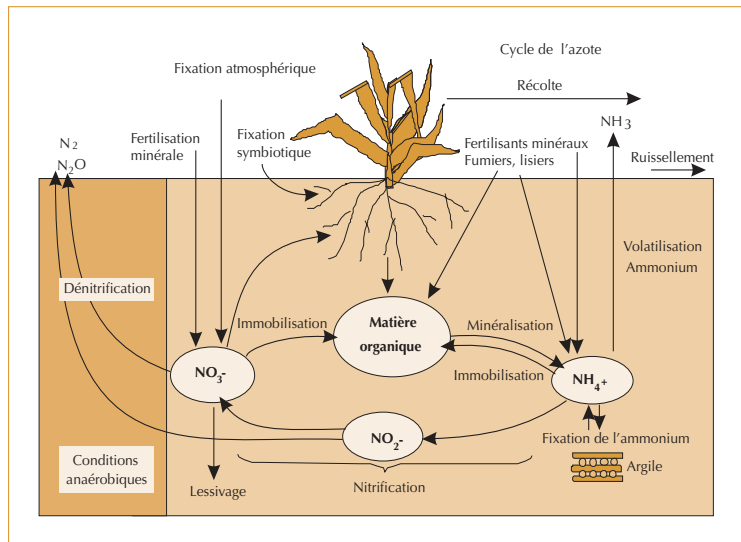
La figure 3 présente les différentes transformations de l'azote modélisé par SWAT et les échanges de matières entre l'atmosphère, le sol et le sous-sol.

▲ Figure 2 – Structure du fonctionnement de SWAT (Duros, 2001).

Les données spatiales en entrée du modèle sont :

- les sols,
- la topographie,
- la météorologie,
- l'occupation du sol (il est possible d'introduire des successions culturales sur plusieurs années),

▼ Figure 3 – Cycle de l'azote modélisé dans SWAT (Neitsch et al., 2000).



- les lacs réservoirs,
- les rejets de stations d'épuration,
- les prélèvements d'eau.

Les données sont gérées par le système d'information géographique ArcView® ou GRASS®.

À ces entités spatiales sont associées des données non spatiales concernant le paramétrage détaillé des cultures et des itinéraires techniques associés (dates de semis, fertilisations...), des sols, de l'aquifère peu profond, des chenaux, des prélèvements et rejets et des réservoirs. Parmi ces nombreux paramètres, le modèle se montre particulièrement sensible au CN, à la réserve utile du sol et à un coefficient d'évaporation (Arnold *et al.*, 2000). Le coefficient de vidange de la nappe vers le ruisseau (*alpha base flow*) est également sensible, il est donc important de l'ajuster pour reproduire au mieux les décrues et le débit d'étiage.

Mise en oeuvre

Présentation des zones d'étude

Le modèle SWAT est mis en œuvre sur deux bassins versants des Pays de la Loire : la Moine (385 km²) dans le sud-ouest du Maine et Loire, et le Rochereau (206 km²) à l'est de la Vendée (carte 1).

Ces deux bassins sont constitués de roches métamorphiques et magmatiques recouvertes d'altérites peu épaisses, à dominante limoneuse. Le relief de plateau y est plus ou moins vallonné, incisé de cours d'eau s'écoulant dans des vallées étroites. La pluviométrie annuelle moyenne sur

30 ans est de 805 mm sur le Rochereau et de 752 mm sur la Moine (source MétéoFrance). Les pics de concentration en nitrates ont lieu entre novembre et mars et peuvent dépasser la norme de 50 mg.l⁻¹ sur les deux bassins (CALLIGEE, 1998 ; SIAEP, 1999 ; Buffard, 2001). Les flux de phosphore entraînent par ailleurs des problèmes d'eutrophisation des plans d'eau. L'agriculture est centrée sur l'élevage bovin viande et le hors sol. Dans ces agrosystèmes, les excédents sont majoritairement apportés sur les cultures de maïs, ce qui conduit à leur surfertilisation (Bordenave et Orain, 1998). L'espace agricole est consacré par ordre d'importance aux prairies, au maïs, au blé et au colza. Les enjeux sont élevés puisque des barrages alimentent en eau potable l'agglomération de Cholet sur la Moine (CALLIGEE, 1998 ; Buffard, 2001) et un ensemble de communes sur le Rochereau (SIAEP, 1999 ; Berthelot, 2002).

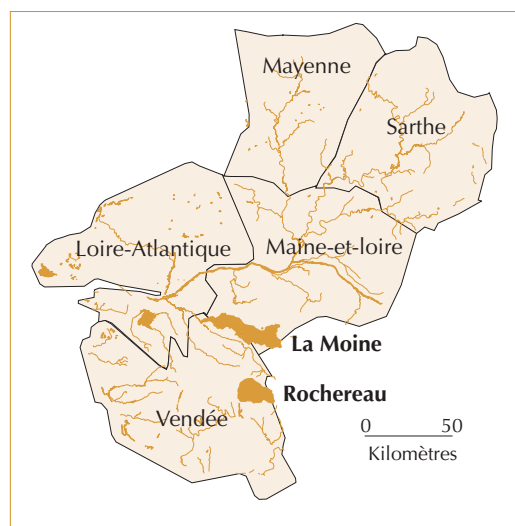
SWAT a été conçu et validé sur différents types de milieux et de systèmes agricoles. Nous le testons dans un contexte de socle altéré, en climat océanique et avec une dominante d'élevage. La mise en œuvre sur deux bassins versants similaires permet de valider sa pertinence dans ce contexte. Dans l'avenir, nous envisageons l'extension à de plus grands bassins des Pays de la Loire intégrant une plus grande diversité des milieux et des activités agricoles.

Données

Les interfaces SIG développées autour du modèle SWAT ont été conçues aussi bien pour gérer les données spatiales que pour automatiser et faciliter la préparation des jeux de données d'entrée. Ces interfaces permettent donc de manipuler, d'extraire et de convertir les informations spatiales dans un format compatible avec le modèle. Elles facilitent les paramétrages liés aux simulations.

La première phase consiste à générer les HRU (*Hydrological Response Units*) en combinant 3 couches cartographiques au sein du SIG ArcView® (figure 4) :

- le découpage en sous-bassins a été réalisé à partir de données topographiques issues de modèles numériques de terrain de l'IGN (BD Alti®, résolution de 50 mètres). C'est la résolution du MNT qui fixe la résolution des autres thèmes géographiques. Aussi, il peut être judicieux d'interpoler cette grille d'altitude à une résolution plus fine si on veut conserver plus d'informations sur l'occupation du sol ;



► Carte 1 – Situation des bassins tests dans les Pays de la Loire.

– la couche cartographique d'occupation du sol résulte :

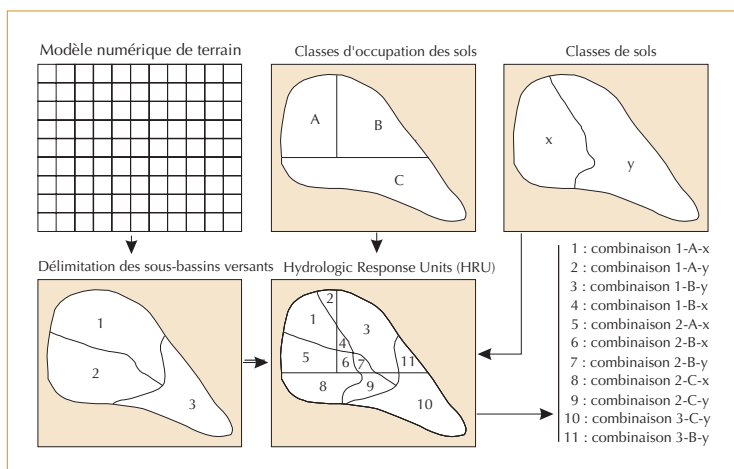
- sur la Moine, d'un traitement de 3 scènes SPOT de janvier, juin et août 2000 (résolution de 20 m) sous le logiciel Erdas Imagine® ;
- sur le Rochereau, l'occupation du sol est déduite d'un travail de photo-interprétation à partir d'orthophotoplans (résolution de 2,5 m). Nous prévoyons d'intégrer prochainement sur ce bassin des images satellites puisque, bien qu'offrant une moins bonne résolution par rapport à la photo-interprétation, la télédétection est une méthode plus précise pour l'identification des cultures en place et plus adaptée à l'étude des successions par suivi annuel ;

– la couche cartographique des sols :

- sur la Moine, la carte provient d'un travail de levés de terrains (à partir de 753 points de sondage) réalisée en 2001-2002 (Euriat and Tritz, 2002) ;
- sur le Rochereau, elle résulte d'une étude de la chambre d'agriculture de Vendée.

Les couches cartographiques des sols et des usages du sol renvoient à des bases de données contenant des paramètres descriptifs que l'utilisateur peut adapter. Ainsi, la base de données sur les cultures permet de renseigner des paramètres agronomiques tels que les températures de base à la croissance, les degrés jours (*Heat Units*) nécessaires pour atteindre la maturité de la plante, la profondeur d'enracinement, le taux de matière sèche, la part récoltée, etc. Ces valeurs doivent être adaptées aux conditions locales. La base de données des sols contient des éléments mesurés comme la granulométrie ou la profondeur et des propriétés hydrologiques (perméabilité, porosité efficace, réserve utile, etc.) que nous avons renseignées à partir de fonctions de pédotransfert appliquées aux classes de texture (Rawls and Brakensiek, 1982).

Les données météorologiques journalières (précipitations, températures minimales et maximales) ont été acquises pour la période 1990-2002 auprès de MétéoFrance et font référence aux stations de Cholet et de Montfaucon-sur-Moine (sauf pour les températures sur cette station) pour la Moine, et aux stations de Pouzauges et de Chantonay pour le Rochereau. Enfin, les données de vitesse du vent, de température au point de rosée et de radiations solaires moyennes mensuelles sont issues de la station de la Roche-sur-Yon pour les deux bassins.



L'évapotranspiration potentielle à la résolution temporelle considérée est générée par SWAT pour chaque simulation selon la méthode de Hargreaves (Hargreaves and Samani, 1985) à partir de ces données climatiques.

▲ Figure 4 – Méthode de définition des HRU.

Les mesures de débits journaliers utilisées pour le calage du modèle proviennent des stations de mesure de la DIREN. Pour le Rochereau, la station utilisée est située sur le Grand Lay et draine les 2/3 de la surface totale du bassin versant. On fera l'hypothèse pour la calibration, que le comportement hydrologique est homogène sur tout le bassin. Ces points de mesure sont au nombre de trois sur la Moine (Cholet, Roussay et Saint-Crespin). La station de mesure utilisée ici est située en aval du bassin à proximité de sa confluence avec la Sèvre nantaise et draine une surface de 363 km². Les concentrations mesurées de polluants (nitrates, phosphates, ammonium...) sont issues du RNDE (Réseau national de données sur l'eau, géré par la DIREN et l'Agence de l'eau) et concernent 2 stations sur la Moine (Cholet, Clisson) avec 6 à 8 prélèvements par an (d'autres mesures de qualité plus fréquentes vont nous être communiquées par la ville de Cholet). Sur le Rochereau, 17 stations sont suivies par le Syndicat d'alimentation en eau à une fréquence d'un prélèvement tous les 15 jours. Ces données ont été utilisées pour la calibration du modèle sur les bassins d'étude.

Les pratiques agricoles associées aux cultures et prairies prennent en compte les dates de semis, de récolte, les apports en nutriments sous différentes formes, le travail du sol, le maintien de résidus et les successions. Les pratiques peuvent être différenciées pour chaque HRU afin d'introduire, s'il y a lieu, une variabilité spatiale. Cependant, « sur

	Indice de Nash	R ²
La Moine sans calibration 1997-1999	0,55	0,57
La Moine calibration 1997-1999	0,73	0,74
La Moine validation 2000-2001	0,76	0,82
Rochereau sans calibration 1997-1999	-0,12	0,15
Rochereau calibration 1997-1999	0,63	0,79
Rochereau validation 2000-2001	0,70	0,83

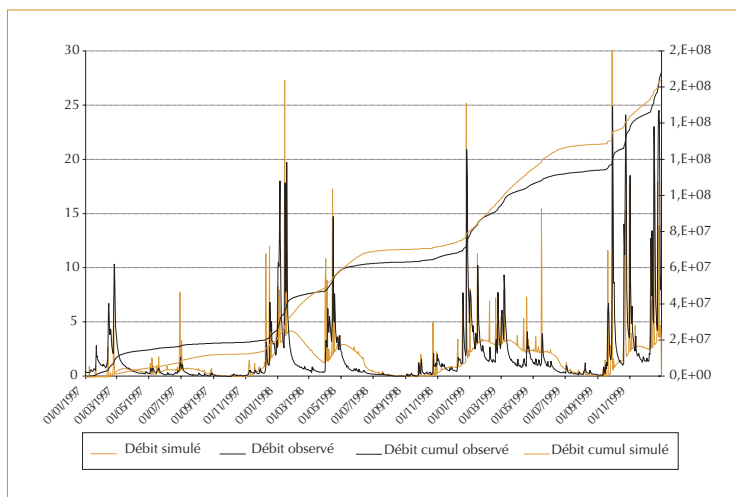
▲ Tableau 1 – Efficience du modèle SWAT sur les périodes de calage et de validation.

les grands bassins, on se heurte au temps nécessaire à l'acquisition de la donnée : on ne peut être exhaustif donc il faut trouver des moyens pour compenser ce handicap » (Turpin et Bioteau, 2002). Actuellement, le paramétrage est fondé sur des valeurs moyennes issues d'enquêtes à « dire d'experts » sur le Rochereau (chambre d'agriculture de la Vendée) et d'un échantillon d'agriculteurs enquêtés sur la Moine (Béziers La Fosse *et al.*, 2001 ; Charpentier *et al.*, 2001). Ce paramétrage sera affiné en 2003 par une représentation de pratiques s'écartant de la moyenne et d'une différenciation spatiale de ces pratiques.

▼ Figure 5 – Débits simulés (avant calage) et observés à la station DIREN du Rochereau (à gauche en m³/s pour les débits journaliers et à droite en m³ pour les débits cumulés).

Calibration et validation du modèle

La procédure de calibration/validation consiste à séparer la durée des observations en deux entités :



– une période de calibration durant laquelle les paramètres sont modifiés dans le but d'obtenir la meilleure adéquation entre observations et simulations,

– une période de validation où, à partir des valeurs précédentes de paramètres, l'écart entre observations et simulations est mesuré ; en effet, une qualité essentielle du modèle est sa capacité à représenter les processus quelles que soient les conditions climatiques.

LES DÉBITS JOURNALIERS

Les graphiques ci-après présentent les résultats de SWAT pour les flux d'eau avant et après calibration. Les paramètres « clés » modifiés sont le coefficient de ruissellement (*Curve Number*), le coefficient d'évaporation du sol, le paramètre de vidange de nappe (*Alpha Base Flow*) et le temps de percolation entre le sol et la nappe (*Ground Water Delay*).

Il faut noter que cette première étape de calage des flux d'eau n'est pas déconnectée des pratiques agricoles et des caractéristiques biologiques des plantes cultivées présentes sur le bassin. En effet, des biomasses produites trop faibles ou trop élevées vont avoir une incidence sur le bilan de l'eau, sur le coefficient de ruissellement et sur le flux cumulé. Ainsi, les modules étant interconnectés, il est nécessaire de renseigner dès cette étape les pratiques agricoles.

Les calibrations ont été réalisées pour les deux bassins versants sur la période 1997-1999, les validations sont effectuées sur les années 2000-2001. Les résultats présentés dans les graphiques et le tableau révèlent une assez bonne adéquation du modèle aux données mesurées. En effet, l'indice de Nash (Nash and Suttcliffe, 1970) comme le coefficient de détermination R² sont satisfaisants pour la période de calibration comme pour celle de validation (tableau 1). Notons que par rapport au R², l'indice de Nash offre une évaluation plus précise de l'efficacité quant au respect du volume écoulé, aux écarts absolus et à la représentation des crues. Les pics de crue comme les phases de tarissement apparaissent d'ailleurs relativement bien reproduites sur les graphiques (figure 5, figure 6 et figure 7). Cependant les courbes des cumuls d'écoulement présentent un écart plus important sur la Moine du fait d'une sous-estimation des crues hivernales.

LES FLUX D'AZOTE

Dans l'attente de mesures de concentration plus fréquentes pour la validation sur la Moine, nous

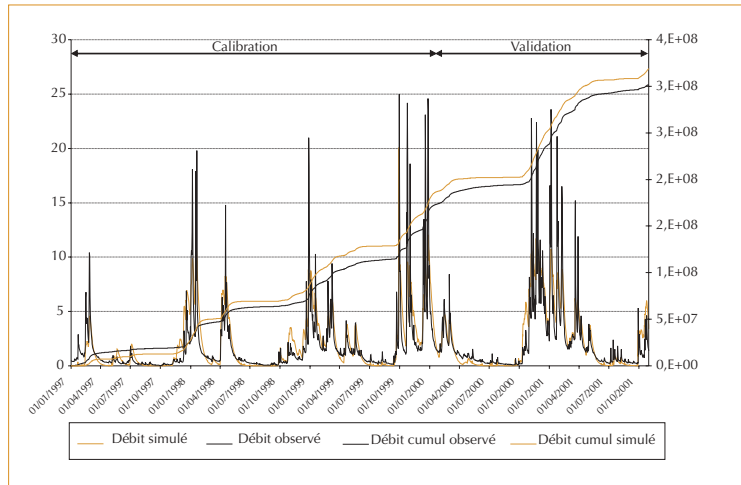
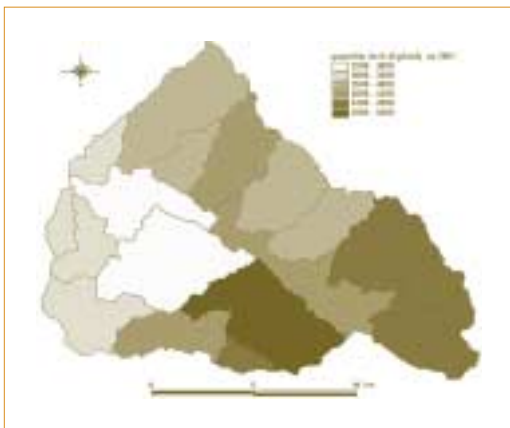
présentons uniquement les résultats des flux d'azote pour le Rochereau. Ces résultats sont confrontés aux flux observés en une station pour laquelle nous disposons à la fois des mesures de débit et de concentration (point suivi par la DIREN). Sur les 16 autres points de mesures de concentration, aucune mesure de débit n'est disponible. Il serait cependant intéressant de comparer ces données à des concentrations simulées par SWAT.

Au regard de la figure 8 (p. 10), la tendance observée au point de la DIREN est assez bien reproduite par le modèle. En ce qui concerne le cumul des flux pendant la période d'étude, il apparaît que le modèle surestime assez fortement les flux mesurés, ce qui peut provenir notamment de l'utilisation de pratiques agricoles moyennes.

Le calcul des flux d'azote a nécessité la modification du code de SWAT puisque, par défaut, la percolation de l'azote à la base du sol vers la nappe est paradoxalement inactive : les nitrates lessivés qui représentent pourtant la majeure partie des flux pour les bassins versants qui nous concernent ne sont donc pas pris en compte. Nous avons donc modifié le programme de manière à recalculer chaque jour la concentration de la nappe en fonction des arrivées d'azote par lessivage et des pertes dans le ruisseau. La dénitrification étant trop importante au moment des apports organiques, le code a été également modifié pour la plafonner.

Par ailleurs, les résultats peuvent être spatialisés par sous-bassin versant voire par HRU. La carte 2 présente une simulation des flux d'azote par sous-bassin en supposant des pratiques agricoles homogènes dans l'espace. Les flux simulés

▼ Carte 2 – Flux d'azote simulés par sous-bassin en 2001 (kgN/km²) (source : S. Berthelot).

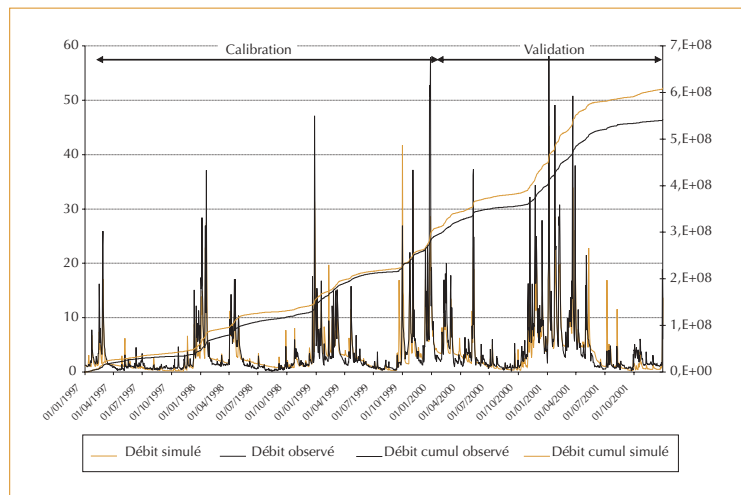


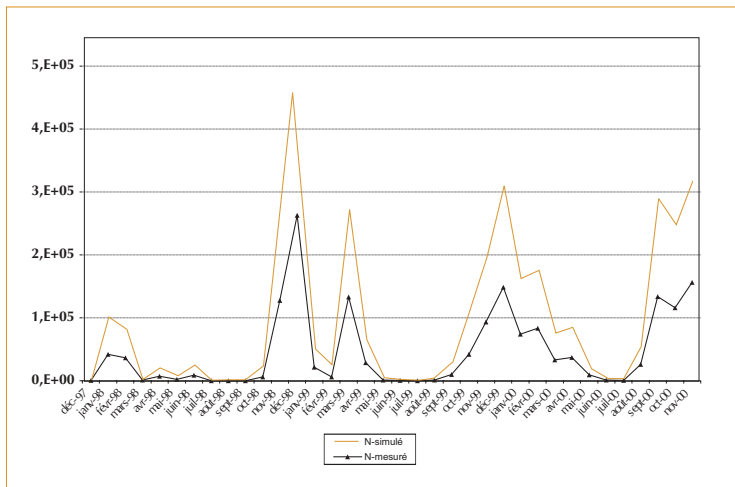
▲ Figure 6 – Débits simulés (après calage) et observés à la station DIREN du Rochereau (à gauche en m³/s pour les débits journaliers et à droite en m³ pour les débits cumulés).

apparaissent fortement différenciés puisqu'ils s'échelonnent de 2 500 à plus de 5 000 kgN/km². Des simulations avec des années hydrologiques différentes présentent toujours la même hiérarchie des sous-bassins versants (Berthelot, 2001). La démarche de modélisation a cette particularité de permettre l'analyse des facteurs responsables *a posteriori*. En effet, la carte des flux d'azote simulés à l'exutoire (carte 2) reflète la combinaison de la réserve utile (carte 3, p. 10) et de la localisation des apports principaux d'azote (carte 4, p. 10). Ainsi, elle fait apparaître une contribution importante de cette caractéristique des sols et des pratiques associées à la culture du maïs à la variabilité spatiale du risque de pollution sur ce bassin.

La carte 4 (p. 10) établit ainsi une hiérarchie de risques de pollution azotée. Sa présentation aux acteurs locaux du bassin versant (des élus, des techniciens et des agriculteurs membres d'un

▼ Figure 7 – Débits simulés (après calage) et observés à la station DIREN de la Moine à Saint-Crespin (à gauche en m³/s pour les débits journaliers et à droite en m³ pour les débits cumulés).





▲ Figure 8 – Flux mensuels moyens simulés et mesurés sur le Rochereau (en kgN/mois).

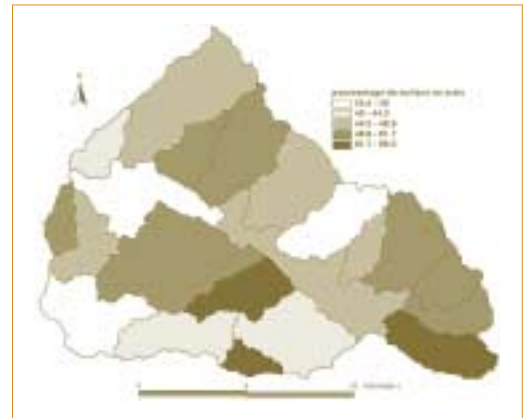


▲ Carte 3 – Réserve utile sur le bassin du Rochereau.

groupe de communication et d'un groupe technique agricole sur le bassin versant du Rochereau) a été l'occasion de débats. En effet, si elle correspond assez bien à une représentation intuitive des partenaires sur la répartition des risques, sa lecture suscite des questions sur les actions à développer : ne faudrait-il pas agir d'abord sur les espaces générateurs des flux les plus élevés (la zone sud-est) ? Le milieu étant en grande partie responsable, quelle spécificité donner à ces actions ? Si des activités similaires posaient problème sur certains secteurs et non sur d'autres, comment compenser cette inégalité introduite par le milieu ?

Conclusion et perspectives

La mise en œuvre du modèle SWAT sur les bassins versants tests confirme l'intérêt d'une démarche de modélisation pour la réalisation d'une cartographie de zones à risques. Les premiers résultats de cette



▲ Carte 4 – Pourcentage des surfaces en maïs sur le Rochereau.

étude sont encourageants. Le modèle prend en compte les principaux facteurs déterminant les risques — le milieu physique et les activités agricoles, tout en mobilisant une quantité de données acceptable. Les simulations des flux d'eau sont validées de façon satisfaisante par les mesures effectuées. Les sorties cartographiques semblent pertinentes pour aider les acteurs à mieux comprendre les processus en cours et la hiérarchisation spatiale des risques. Néanmoins, ce travail n'est pas achevé sur les bassins tests.

Tout d'abord, la validation des flux d'azote doit être conduite sur la Moine en utilisant des données de la ville de Cholet sur la qualité de deux prises d'eau potable. Par ailleurs, l'aptitude du modèle à simuler le comportement des autres contaminants (phosphore et produits phytosanitaires) reste à valider. La description des pratiques sera également affinée afin de déterminer l'effet de leur variabilité sur la qualité des eaux simulée en fonction du contexte naturel. Les successions culturales seront notamment cartographiées au moyen d'une étude diachronique de différentes scènes SPOT. Ce type de méthode est guidé par un souci de transposabilité de nos travaux.

L'objectif est de définir une méthodologie de mise en œuvre du modèle et de mobilisation de données applicable à de grandes surfaces, ce qui nécessite d'établir un compromis entre la précision de l'information et la faisabilité de son acquisition. Bien que SWAT offre une souplesse quant à l'intégration des données, celles-ci doivent malgré tout être adaptées et structurées pour constituer les entrées du modèle. En ce sens, les données disponibles en France n'étant pas toujours numérisées et souvent dispersées, leur mobilisation constitue une étape clef pour la généralisation du modèle.

Les partenaires se sont montrés particulièrement intéressés par la dimension prospective de l'outil. Nous allons à présent introduire dans le modèle des scénarios d'évolution des pratiques et des assolements. Ces scénarios seront définis avec les acteurs à partir de politiques locales mais aussi en fonction de tendances générées en dehors du territoire. Sur le Rochereau, par exemple, les acteurs souhaiteraient connaître les effets de l'épandage

des effluents d'élevage sur les prairies et les céréales et évaluer l'impact du développement des protéagineux induit par la PAC. Le modèle pourrait ainsi constituer un support à l'évaluation d'actions potentielles, ce qui soulève d'autres questions : comment utiliser ces outils dans le cadre de procédures de concertation ? Comment prévenir les utilisateurs des limites et des hypothèses de tels modèles ? □

Remerciements

Ce travail a été réalisé à l'aide des données sur la qualité des eaux et les débits fournis gracieusement par le Syndicat départemental d'alimentation en eau potable de la Vendée, par la DIREN des Pays de la Loire et par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne. La chambre d'agriculture de Vendée nous a par ailleurs communiqué des résultats d'enquêtes sur les activités agricoles du bassin du Rochereau.

Résumé

Les prises de décisions en matière de protection de la qualité des eaux se situent très fréquemment à l'échelle de territoires de plusieurs centaines voire de plusieurs milliers de km². L'enjeu pour les acteurs est de mieux comprendre les relations entre pressions agricoles, milieu et qualité des eaux. Le modèle SWAT fournit de nombreux éléments de compréhension de ces phénomènes. Nous présentons sa mise en œuvre sur deux bassins versants tests en Pays de la Loire : la Moine (385 km²) et le Rochereau (206 km²) en soulignant les contraintes liées à la disponibilité des données. Le modèle reproduit assez bien les flux d'eau et d'azote à l'échelle de bassins versants, il permet de spatialiser les risques de pollution par l'azote d'origine agricole et de mieux analyser les facteurs responsables (milieu ou activité agricole). Cette expérience offre des perspectives intéressantes pour simuler l'effet des changements de pratiques et d'occupation du sol sur la qualité des eaux.

Abstract

Decisions on water quality issues are usually made on large territories ranging hundreds to thousands of km². The challenge for decision makers is to better understand the interactions between agriculture, the physical environment and water quality. The SWAT model is a tool for combining those relationships. We will present here its implementation on two test watersheds in the region of «Pays de la Loire» : the «Moine» watershed (385 km²) and the «Rochereau» watershed (206 km²). We outline difficulties linked to data availability. The model can predict relatively well flows and nitrogen fluxes at the catchment scale. Mapping nitrogen pollution risks due to agricultural activities becomes possible. As a result, one can differentiate among the different factors participating in the overall Nitrogen fluxes (agricultural practices or physical characteristics). This modelling experience brings interesting opportunities to simulate the effects of changes of the practices and use of the land on water quality.

Bibliographie

- ARNOLD, J.-G., ALLEN, P.-M., BERNHARDT, G., 1993, A comprehensive surface-groundwater flow model, *Journal of Hydrology*, 142, p. 47-69.
- ARNOLD, J.-G., MUTTIAH, R.-S., SRINIVASAN, R., ALLEN, P.-M., 2000, Regional Estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin, *Journal of Hydrology*, 227, p. 20-41.
- ARNOLD, J.-G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.-S., WILLIAMS, J.-R., 1998, Large area hydrologic modeling and assessment, Part 1: Model Development, *JAWRA*, 34 (1), p. 73-90.
- BERTHELOT, S., 2002, *Délimitation des zones à risques de pollutions azotées sur le bassin versant du Rochereau (Vendée) à partir d'un logiciel de modélisation (SWAT)*, Cemagref, mémoire de DESS de l'université du Maine, Le Mans, 64 p.
- BEVEN, K.-J., 1993, Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling, *Advances in Water Resources*, 16, p. 41-51.
- BÉZIER LA FOSSE, A., CANON, H., CRESPO, J.-C., JÉZÉGOU, A., LIU, Q., NIVET, D., PAEPEGAEY, J.-C., PICAULT, S., ROCHETEAU, E., SAUVAGE, R., VIAU, P.-H., 2001, *Étude des pratiques de fertilisation sur le bassin versant de la Moine*, Angers, ESA.
- BIERKENS, M., FINKE, P.-A., DE WELLINGEN, P., 2000, *Upscaling and Downscaling Methods for Environmental Research*, Kluwer Academic Press.
- BORDENAVE, P., ORAIN, B., 1998, Évaluation des effets des pratiques agricoles sur les flux d'azote à l'échelle d'un bassin versant d'élevage intensif, *Ingénierie-EAT*, 15, p. 19-32.
- BUFFARD, G., 2001, *Identification des sources de pollution et localisation des zones à risque sur le bassin versant de Ribou et du Verdon*, mémoire de maîtrise, université d'Angers, 57 p.
- CALLIGEE, 1998, *Étude préalable à l'instauration des périmètres de protection, prise d'eau de Ribou, Maine et Loire*, vol. B, partie 1, Nantes, ville de Cholet, 35 p.
- CARRUBBA, L., 2000, Hydrologic Modeling at the Watershed Scale Using NPSM, *JAWRA*, 36 (6), p. 1237-1246.
- CHARPENTIER, L., DUCHET, J., GUIHO, M., HERGOUALC'H, C., LE GARREC, L., ROUGERIE, P., ROUSSEAU, M.-L., 2001, *Spatialisation des pratiques agricoles sur le bassin versant de la Moine*, Angers, ESA, 26 p.
- DUROS, V., 2001, *Adaptation d'un modèle agri-environnemental au contexte de deux bassins versants bretons*, mémoire de DESS « SIG et Gestion de l'espace », université Jean Monnet Saint-Etienne - Cemagref Rennes.
- EURIAT, A., TRITZ, F., 2002, *Cartographie des sols et de leur vulnérabilité aux pollutions agricoles, bassin versant de la Moine*, mémoire de maîtrise de Sciences de la Terre et de l'Univers, Nancy, université Poincaré, 63 p.
- HARGREAVES, G.-H., SAMANI, Z.-A., 1985, Reference crop evapotranspiration from temperature, *Applied Engineering in Agriculture*, 1, p. 96-99.
- LOAGUE, K., CORWIN, D., 1998, Regional-scale assessment of non-point source groundwater contamination, *Hydrological Processes*, 12, p. 957-965.
- MANGUERRA, H.-B., ENGEL, B.-A., 1998, Hydrologic Parametrization of Watersheds for Runoff Prediction using SWAT, *JAWRA*, 34 (5), p. 1149-1162.
- NASH, J.-E., SUTCLIFFE, J.-V., 1970, River flow forecasting through conceptual models, a discussion of principles, *Journal of Hydrology*, 10, p. 282-290.
- NEITSCH, S.-L., ARNOLD, J.-G., WILLIAMS, J.-R., 2000, *Soil and Water Assessment Tool, User's manual*, Temple, Texas, USDA-ARS, 468 p.
- PULLAR, D., SPRINGER, D., 2000, Towards integrating GIS and catchment models, *Environmental Modelling and Software*, 15, p. 451-459.
- RAWLS, W., BRAKENSIEK D., 1982, Estimating Soil Water Retention from Soil Properties, *J. Irrig. Drain. Eng.*, 108 (IR2), p. 166-171.
- SIAEP, 1999, *Diagnostic du bassin versant de Rochereau, La Roche-sur-Yon*, Syndicat intercommunal d'alimentation en eau potable des sources de l'Arkanson-SDAEP, 106 p.
- TURPIN, N., BIOTEAU, T., 2002, Pollutions diffuses sur des bassins de l'Ouest de la France : quelles données recueillir pour le diagnostic ?, *Ingénierie-EAT*, 30, p. 15-27.
- USDA, 1972, *National Engineering Handbook*.