

Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin versant de la Marne

Hélène Blanchoud¹, Marc Benoit², Gilles Billen³, Marc Chevreuil¹, Emmanuel Ledoux⁴, Alexandre Rat⁴

¹ Laboratoire Hydrologie et Environnement EPHE/UMR Sisyphe 4, place Jussieu 75252 Paris cedex 5, helene.blanchoud@ccr.jussieu.fr,

² INRA Domaine du Joly BP29 88501 Mirecourt cedex,

³ CNRS/UMR Sisyphe 4, place Jussieu 75252 Paris cedex 5,

⁴ CIG ENSMP/UMR Sisyphe 35, rue St Honoré 77305 Fontainebleau Cedex.

Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin versant de la Marne	1
1. Introduction	1
2. Objectifs	3
3. Les pratiques agricoles des utilisations de produits phytosanitaires	4
4. La modélisation du transfert vers les eaux souterraines	5
5. La modélisation du transfert vers les eaux de surface	6
6. Conclusions et perspectives.....	8
7. Bibliographie	9

1. Introduction

La contamination par les produits phytosanitaires des eaux de surface et souterraines est un enjeu majeur et les agences de l'eau étudient actuellement les possibilités de réduction de cette contamination dans le cadre de la directive européenne. En France, de nombreuses molécules sont à l'étude en vue de restrictions d'usage ou de retrait d'homologation. Ces changements risquent de modifier considérablement les pratiques de traitement, tant au niveau des quantités utilisées et des molécules rencontrées.

Les travaux déjà réalisés dans le cadre du programme Piren Seine ont permis d'effectuer un bilan global (figure 1). Le recensement de l'ensemble des pesticides utilisés, même s'il comprend des lacunes ou des incertitudes, permet d'avoir une première évaluation des molécules à rechercher. Les travaux effectués les années précédentes ont permis de réaliser un bilan d'apports des pesticides à l'échelle du bassin versant de la Marne :

- Les apports agricoles sont largement dominants, représentant près de 90 % des quantités totales appliquées dans le bassin versant. Les 5212 tonnes apportées représentent un total de 162 matières actives dont 10 correspondent à 66 % des emplois. Certains traitements n'ont pas été pris en compte comme ceux effectués sur la vigne et les vergers. Il serait important de les considérer car le désherbage est généralement réalisé par traitement au diuron.
- Les apports urbains, évalués à 62.5 tonnes, sont près de 10 fois plus faibles comparés à ceux de l'agriculture, expliquant pourquoi ils ont généralement été négligés jusqu'à présent. Sur 76 matières actives, seulement 3 représentent près de 60 % des emplois : le diuron, l'aminotriazole et le glyphosate.

Cependant, cette approche ne permet pas de définir des tendances dans le choix des molécules. Il faudra donc se pencher sur un protocole d'enquête qui permette de s'adapter aux évolutions des pratiques agricoles.

Le transfert des pesticides vers la Marne a été évalué de façon différente selon les sources.

- Sur la base des bilans en atrazine, l'impact des retombées atmosphériques est négligeable au niveau d'un cours d'eau dont le bassin versant est principalement occupé par l'agriculture intensive. Par contre, ces mesures permettent d'appréhender la contamination du compartiment atmosphérique et d'évaluer indirectement les risques sanitaires dus à la contamination de l'air ambiant.
- Connaissant les types de surface sur lesquels les pesticides d'origine urbaine sont épanchés, le ruissellement a été considéré uniquement pour les surfaces imperméables. Ainsi, 4 à 7 tonnes de pesticides d'origine urbaine ruisselleraient annuellement vers la Marne. Ces apports, considérés comme négligeables jusqu'alors, montrent l'intérêt de sensibiliser le public sur l'emploi des pesticides.

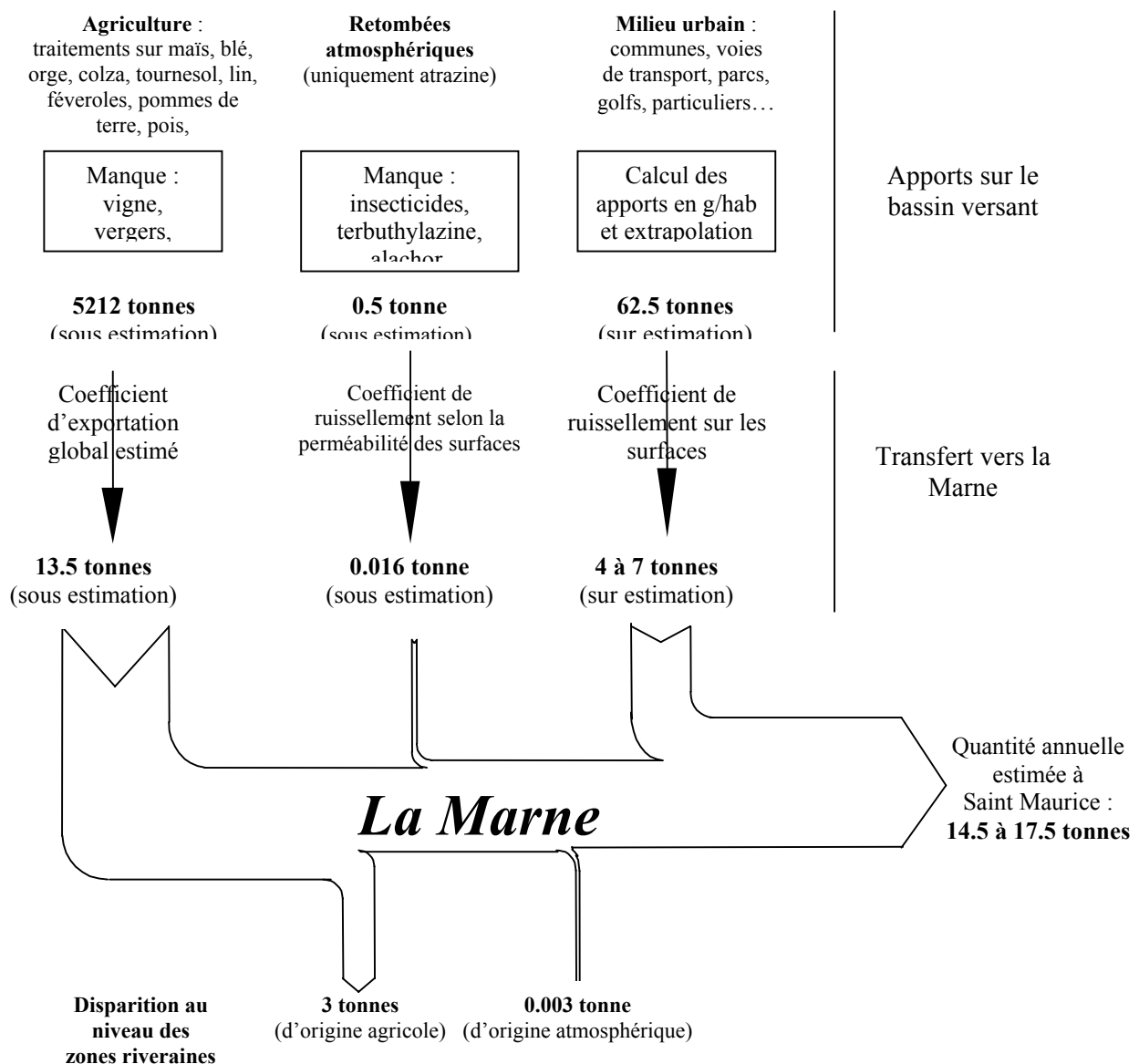


Figure 1 Schéma des apports et du transfert annuels des pesticides sur le bassin versant de la Marne.

Les coefficients d'exportation annuels des pesticides d'origine agricole vers la Marne ont été calculés en tenant compte des paramètres globaux d'adsorption (K_{oc}) et de dégradation (durée de demi-vie). Les caractéristiques du bassin versant sont prises en compte par les connaissances acquises du transfert de l'atrazine. Les quantités totales de pesticides d'origine agricole sont estimées à 13.5 tonnes dans la Marne. Globalement, les résultats semblent être cohérents avec les pourcentages de détection des pesticides dans les cours d'eau d'Ile de France. Contrairement à la méthode SIRIS, cette méthode est une approche quantitative du transfert des pesticides.

2. Objectifs

Si ce premier bilan à l'échelle du bassin versant de la Marne permet de donner une approximation des quantités susceptibles d'être transférées vers le cours d'eau, il ne permet pas d'évaluer le risque de pollution. En effet, les pics de contamination ont lieu ponctuellement en fonction des conditions météorologiques alors que les résultats présentés ici ne tiennent compte que du coefficient de ruissellement moyen de l'atrazine. Il est donc important de tenter d'adapter ces résultats à la modélisation.

Pour cela, les efforts seront orientés dans 3 directions : le protocole d'enquête, la modélisation du transfert vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines.

Afin de valider la démarche à différentes échelles, les études seront menées conjointement sur le bassin versant de la Marne et le bassin versant de la Vesle. Le choix du bassin versant de la Vesle résulte des études antérieures réalisées par le BRGM et le Frédonca (Frédonca, 2002). Un recensement des molécules utilisées et l'état de contamination de la Vesle a déjà été évalué (figure 2). De plus, le bassin versant permet d'intégrer le comportement des pesticides sur la vigne, non prise en compte jusqu'à présent dans le cadre du Piren Seine. C'est travaux seront également étoffé par la participation de nouvelles équipes de Reims dans le cadre du programme Aqual.

L'agence de l'eau dispose de données de concentrations de pesticides dans les eaux souterraines sur une période de 5 ans de 1997 à 2002. Ces données se composent de 37 points de mesure sur le BV de la Marne et de 5 sur celui de la Vesle, à raison de 2 mesures par an : une en avril et une en Octobre. Ces données seront complétées auprès des DDASS afin d'étayer au mieux la base et assurer de ce fait un historique plus conséquent. La phase de collecte et de numérisation sera sans doute non négligeable, et il faudra s'accorder sur le travail à réaliser.

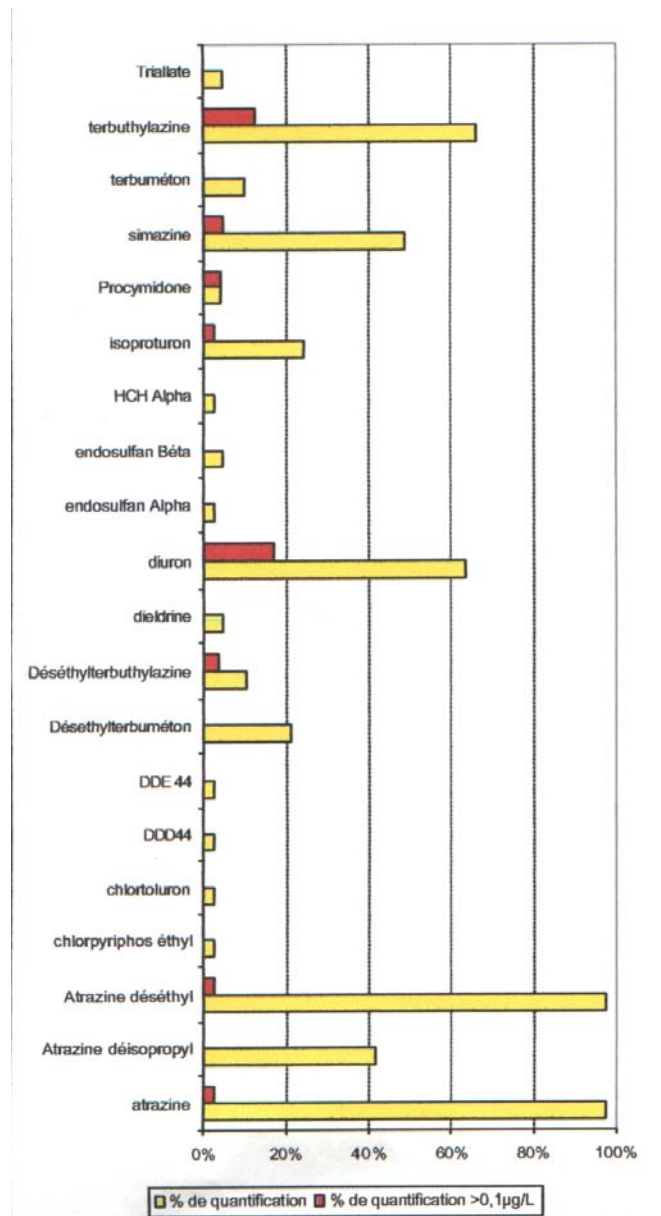


Figure 2 : Détection de pesticides dans la Vesle à Reims (Fredonca, 2002)

3. Les pratiques agricoles des utilisations de produits phytosanitaires

Dans le cadre de la maîtrise des pollutions diffuses d'origine agricole dans le bassin de la Seine, cette action vise à fournir une description des pratiques actuelles et récentes d'utilisation des produits phytosanitaires dans les bassins de la Marne et de la Vesle. Les enquêtes auprès d'experts locaux de l'agriculture, sur une adaptation des méthodes mises au point pour les apports en nitrates dans le cadre du PIREN-Seine, envisageront deux objectifs :

- comprendre les raisons des utilisations de produits phytosanitaires, en particulier les liens avec les systèmes de culture choisis par les agriculteurs et les liens avec les pratiques des prescripteurs,
- fournir une base de données spatialisée permettant la mise en œuvre de modélisation des contaminations par ces molécules et leurs résidus.

Ainsi, il sera possible d'identifier les substances prioritaires et de choisir les molécules selon différents critères de toxicité ou de risque de contamination. Ce travail qui n'a pas encore débuté dépendra du type de données d'entrée nécessaires à la modélisation. Ceci déterminera notamment le

type d'experts à enquêter, le recul historique qu'il faudra prendre ainsi que les paramètres de pratiques agricoles. L'ensemble de ces informations pourra être obtenu en partenariat avec des interlocuteurs privilégiés tels que les SRPV ou la participation aux groupes phyt'eaux propres.

4. La modélisation du transfert vers les eaux souterraines

L'objectif général est de mettre en place un modèle intégré simulant les transferts de pesticides depuis le sol jusque vers les eaux souterraines. A savoir, coupler un modèle qui simule les flux de pesticides en sortie de zone racinaire sur le principe des modèles MACRO, LEACHP... avec des modèles de transport et d'écoulement souterrains. Pour cela, le modèle MODCOU pourra servir de base de travail (figure 3).

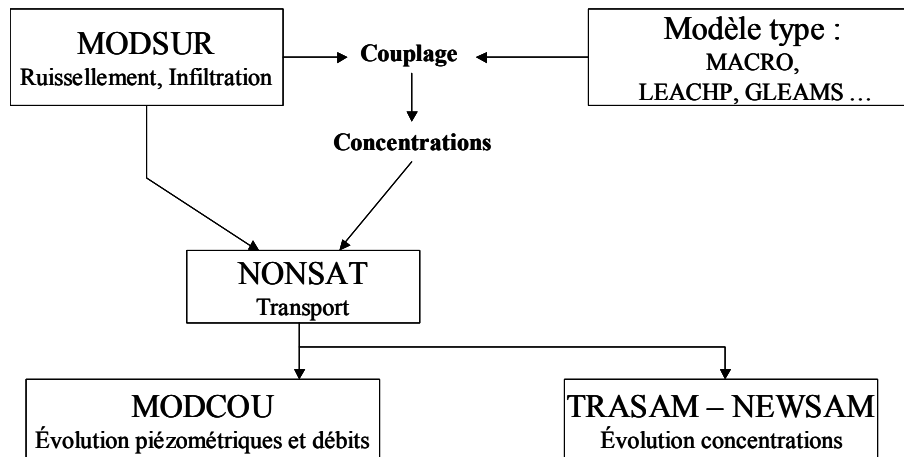


Figure 3 : Principe de la modélisation du transfert des pesticides vers les eaux souterraines

En parallèle, il pourra être envisagé une démarche d'analyse statistique des données, pour dégager les paramètres qui influent le plus sur les transferts des pesticides vers les eaux souterraines.

Ces travaux permettront de mettre en avant les lacunes et les forces de tels outils, et de préciser dans quel cadre et plus particulièrement à quelle échelle ils ont été validés.

Les molécules étudiées seront en premier lieu, l'atrazine en raison de la quantité de données existantes (qui servira de ce fait de 'molécule cible' permettant une validation du modèle), ainsi que l'isoproturon, très utilisé pour les cultures de type céréalières.

Ces deux pesticides constituent un point de départ pour l'étude mais ne constituent pas une liste définitive. D'autres molécules pourront s'intégrer à l'étude en fonction des données et de leur caractère toxique. Une des démarches les plus courantes (Tiktak *et al.*, 2002) est de considérer dans un étude plusieurs molécules dont les caractères dominants, à savoir le Koc et le temps de demi vie sont très différents. L'objectif étant un modèle adaptable à un grand nombre de molécules.

Les modèles actuels ont surtout été développés à des fins agronomiques, pour la partie sol et rares sont ceux qui permettent une évaluation des quantités drainées vers les eaux souterraines (ECRIN, 2002). De plus, la phénoménologie du transfert des pesticides dans l'environnement est très complexe (nombreux facteurs) et les données à disposition ne sont pas toujours disponibles. Si l'on ajoute à cela le fait que dans la zone non saturée (partie non encore modélisée), des facteurs de transformation viennent se greffer (Mouvet *et al.*, 1997), il est donc nécessaire de se baser sur une démarche phénoménologique simple.

Ainsi, les indices de vulnérabilité développés :

- Pesticide and Soil Ranking System, Warren et Weber (1994)
- Gustafon Ubiquity Score, Gustafon (1989)

Démontrent, sur la base des molécules détectées dans les eaux souterraines, que les paramètres les plus influents à ce type de contamination sont : La mobilité de la molécule, son temps de demi vie et la période d'application du pesticide.

C'est donc à partir de ces paramètres (dans un cadre simple), afin de pouvoir extrapoler les informations locales à grande échelle qu'il est nécessaire de développer le futur modèle intégrant : un traitement des pesticides dans le sol, une modélisation de leur migration en zone non saturée et un couplage au modèle hydrologique existant.

5. La modélisation du transfert vers les eaux de surface

De la même façon que précédemment, il s'agit ici de mettre à profit les connaissances acquises dans le Piren Seine pour la modélisation du transfert des pesticides vers les eaux de surface. Ainsi, le modèle hydrologique utilisé est le modèle SENEQUE et un module de transfert des pesticides y sera couplé. Comme précédemment, le but de cette modélisation est de pouvoir s'adapter à différentes molécules, les caractéristiques du transfert resteront donc simplistes : l'adsorption dans le sol, la durée de demi vie et la période de traitement.

Afin de vérifier la validité de la démarche, le modèle a été adapté au bassin versant de Choqueuse, un petit bassin élémentaire de l'Orgeval. En effet, la contamination en atrazine de ce ru a été suivie pendant la précédente phase du Piren Seine.

Etant donné la petitesse du bassin (de l'ordre du km²), des modifications ont été apportées sur le modèle SENEQUE. Le temps de réaction entre une pluie et la crue induite étant très court, le pas de temps décadaire a été réduit au pas de temps journalier grâce à la base de données du CEMAGREF. Par ailleurs, le ru de Choqueuse a un écoulement non permanent et des modifications sur les écoulements de base ont donc été effectuées par la définition d'un niveau critique de la nappe (figure 4). Si le niveau de la nappe est inférieur au niveau critique, l'écoulement de base s'effectue mais n'apparaît pas dans le ru. Cette modification permet d'assécher le ru pendant la saison estivale.

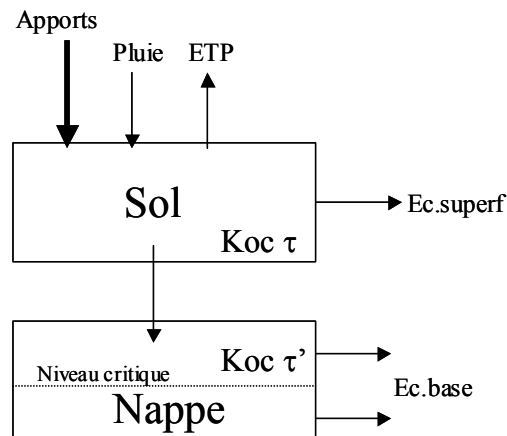


Figure 4 : Schéma de la modélisation vers les eaux de surface

Les premières simulations ont été réalisées sur le sous bassin de Goins pour l'année 1999. Ce site est entièrement agricole et les parcelles sont drainées. L'ensemble du réseau de drainage se jette dans le ru. L'acquisition des données a débuté en 1998 par le CEMAGREF : la pluviométrie et le débit sont mesurés au pas de temps journalier (Andréassian *et al.*, 2000). Parallèlement, des préleveurs automatiques ont été installés afin de mesurer les concentrations en nitrates, chlorures et en atrazine. Une enquête auprès des agriculteurs a permis de connaître la période de traitement et les matières actives employées sur le site (Guivarc'h et Chevreuil, 1999).

La simulation des débits (figure 5) montre que le modèle ne représente pas correctement la réalité sur la période de juin à décembre 1999. Ceci est notamment dû à la difficulté de représenter l'assèchement estival et la reprise de l'écoulement en automne se produit plus tôt que ce qui est

réellement observé. Il semble donc que les écoulements ne soient correctement simulés qu'en période de fonctionnement maximal des drains, c'est à dire de janvier à mai.

Cependant, malgré la difficulté de simuler les débits sur l'ensemble de l'année, il est envisageable de tenter de simuler les concentrations en atrazine dans le cours d'eau. En effet, la période maximale de contamination des cours d'eau se situe au printemps, peu de temps après la période de traitement. Or les débits sont correctement simulés à cette période de l'année et les traitements en atrazine sur le bassin versant ont été effectués au début du mois d'avril.

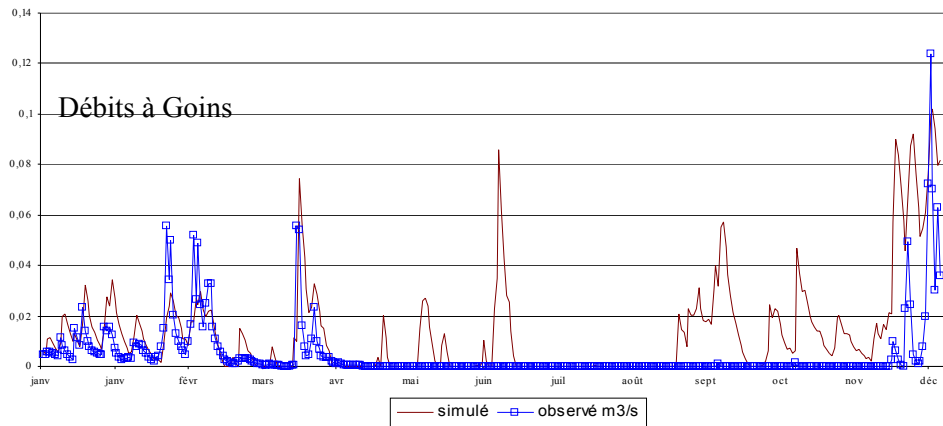


Figure 5 : Débits observés et simulés à la station de Goins pour l'année 1999

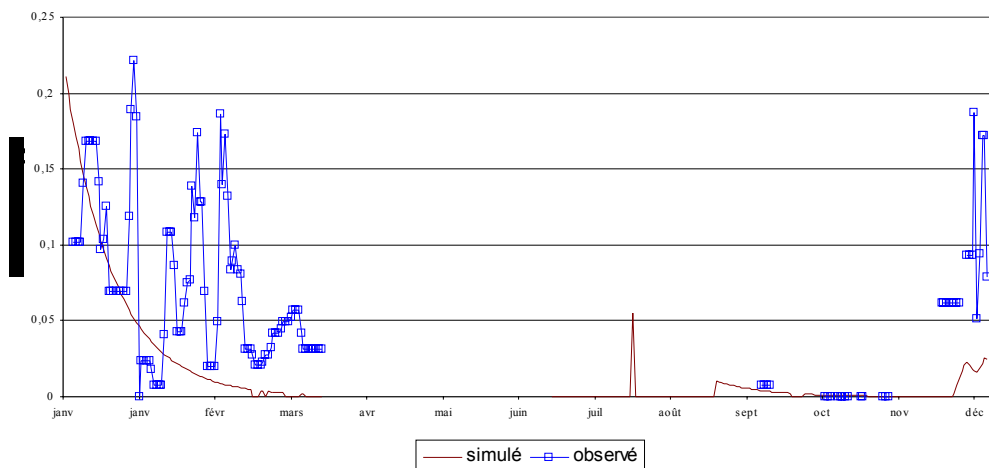
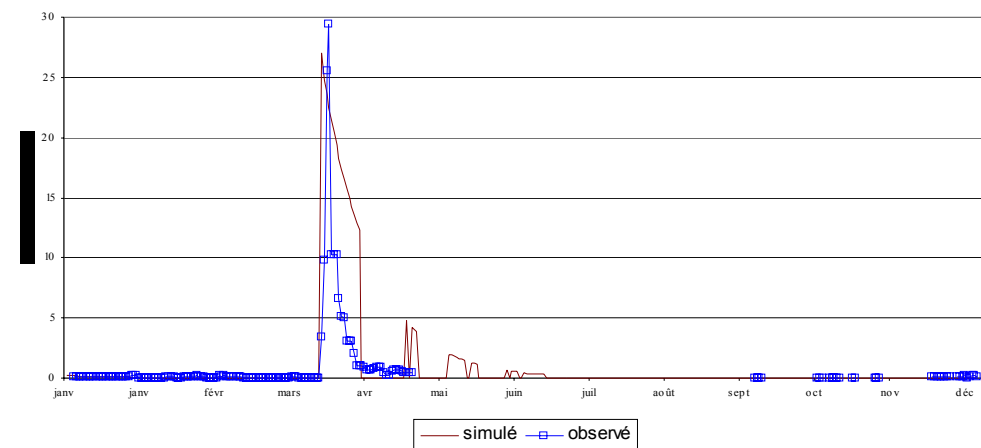


Figure 6 : Concentrations annuelles observées et simulées en atrazine à 2 échelles, a : de 0 à 30 µg/l et b : de 0 à 0,15 µg/l

Les concentrations en atrazine dans le l'eau résultent de la part d'atrazine soluble dans l'eau interstitielle du sol. Elle dépend donc de la solubilité de la molécule et des processus d'adsorption – désorption sur la matière organique (Koc). Afin de faciliter les calculs, on considère que l'on est toujours à l'équilibre entre la phase dissoute et adsorbée. Par ailleurs, l'atrazine subit une dégradation progressive par les microorganismes présents dans le sol. Cette dégradation est beaucoup plus rapide dans la couche superficielle du sol que dans la nappe (Tomlin, 1997), c'est pourquoi 2 cinétiques de dégradation ont été intégrées dans le module. A partir de ces informations, les concentrations en atrazine résultant de l'exportation des drains ont été simulées et comparées aux observations (figure 6). On remarque que le pic de contamination très fort en avril 1999 (de l'ordre de 30 µg/l) est bien simulé par le modèle (figure 6a). Ce pic s'explique par la pluviométrie très importante tout de suite après la période de traitement et une période de traitement limitée dans le temps cette année là. Par contre, on constate une diminution des concentrations en atrazine plus rapide dans le cours d'eau que ce que le modèle ne le prédit et qui ne peut pas uniquement s'expliquer par la cinétique de dégradation choisie. Afin de mieux comprendre ce qui se passe au moment des épisodes de crue, un zoom sur les faibles concentrations est réalisé (figure 6b). Il apparaît que la simulation est lissée par rapport aux variations de concentration de l'atrazine dans le cours d'eau. La simplicité des paramètres pris en compte pour la modélisation permet d'avoir une idée globale de ce qui se passe, mais ne donne pas une vision fine des processus qui interviennent. Notamment, les variations en atrazine observées à Goins de janvier à mars sont dépendantes du débit (figure 7). Cette relation est beaucoup moins marquée à la station aval de Choqueuse, montrant la complexité des processus intervenant le long du continuum fluvial.

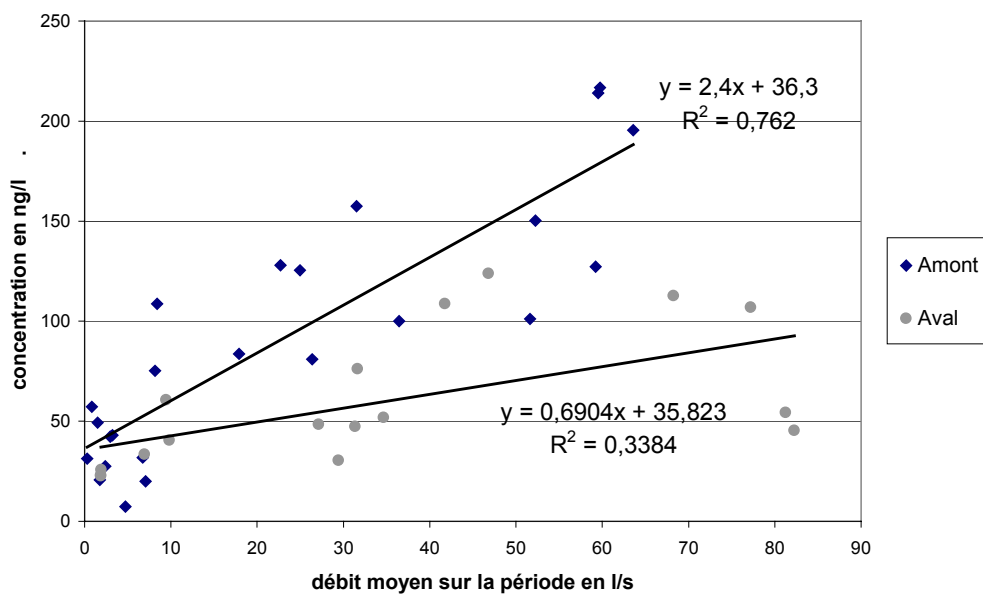


Figure 7 : Relation entre le débit et la concentration en atrazine entre janvier et mars 1999 à la station amont (Goins) et aval (Choqueuse) du ru de Choqueuse

Ces résultats montrent qu'il y a un processus de lessivage du sol au moment des pluies. Ce phénomène pourrait s'expliquer par un déséquilibre entre la phase dissoute et adsorbée sur le sol. Dans le modèle, nous avons considéré que le milieu était toujours à l'équilibre. Or, il est possible que la désorption ne soit pas immédiate. Il y aurait alors un entraînement de l'atrazine sous forme adsorbée avec une désorption progressive au cours du transport vers le cours d'eau, alors que la fraction adsorbée est considérée comme négligeable. Cette hypothèse sera à confirmer par la suite

6. Conclusions et perspectives

Les travaux réalisés pendant cette première année de la Vème phase du Piren Seine ont permis de clarifier la démarche qui sera mise en place par la suite et de la valider. A partir des connaissances

déjà acquises et des modèles mis en place à l'échelle du bassin versant de la Seine, il s'agit d'intégrer le transfert des pesticides vers les eaux de surface et souterraines. Pour cela, une enquête « à dire d'experts » sera réalisée sur le même principe que celui développé pour la problématique des nitrates. Les renseignements, le recul historique et les interlocuteurs privilégiés dépendront des données d'entrées qui seront nécessaires à la modélisation. Parallèlement, la modélisation du transfert des produits phytosanitaires est réalisée en adaptant les modèles hydrologiques déjà utilisés dans le PIREN Seine (MODCOU pour les eaux souterraines et SENEQUE pour les eaux de surface) par l'ajout d'un module spécifique. Les molécules testées seront dans un premier temps l'atrazine et l'isoproturon car elles sont fréquemment détectées dans les eaux et ont fait l'objet de nombreuses études. Ces modules doivent rester simples pour permettre une adaptation plus facile à d'autres molécules en fonction de la réglementation et des conditions d'usage du sol. Dans le cas des produits phytosanitaires, les paramètres d'adsorption et de dégradation sont les plus importants. Les travaux réalisés cette année montrent que la prise en compte de ces seuls paramètres pour la contamination du ru de Choqueuse est globalement satisfaisante mais qu'elle ne permet pas d'affiner les concentrations simulées en dehors des périodes de traitement. Il s'agira alors de savoir comment il est possible d'améliorer le modèle, tout en gardant la fonctionnalité d'un modèle simpliste.

Les prochaines étapes de la modélisation concerneront la mise en place du module de transfert dans la zone racinaire du sol vers les eaux souterraines. Une fois que les paramètres d'entrée seront définis, la phase d'enquête pourra alors commencer. Les premiers travaux seront réalisés à une échelle plus petite que celle du bassin versant de la Seine ou de la Marne, de manière à confirmer la réalisation de ce projet. Des expérimentations seront également menées en lysimètres et sur des parcelles de façon à mieux caractériser le ruissellement et l'infiltrations de molécules types. Ces essais seront également réalisés sur le vignoble avec le terbuméton dans le cadre du programme Aqual par une équipe de l'université de Reims. L'ensemble de ces approches ont pour but à terme de modéliser le transfert des principaux pesticides à l'échelle de la Marne, voire de la Seine.

7. Bibliographie

- Andréassian V., Nikolic N., Kao C., Zimmer D., Ansart P. et Chaumont C. (2000) Production, transfert et rétention d'eau et d'azote dans les bassins versants emboîtés de l'Orgeval, affluent du Grand Morin. Rapport d'activité « Programme *PIREN Seine* » 1999, thème 2-2, pp. 2.14-2.25.
- Association ECRIN (2002), Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement, p. 1-98.
- FREDONCA – BRGM (2002) Synthèse des études menées sur le bassin versant du champ captant de Couraux, CD rom
- Guivarc'h H. et M. Chevreuil (1999) : Etude du comportement des produits phytosanitaires à l'échelle d'un petit bassin versant. Rapport d'activité « Programme *PIREN Seine* » 1998, thème 2-2, pp. 2.17-2.20.
- Gustafson D.I (1989), Groundwater ubiquity score : a simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxic. And Chem.*, 8, p. 339-357.
- Mouvet C. (1997), La problématique du transfert des phytosanitaires vers les eaux souterraines. Actes du Séminaire National GIP Hydrosystèmes. CEMAGREF Editions, p.141-149.
- Tiktak A., Danielle de Nie, Ton von der Linden and Roel Kruijne (2002), Modelling the leaching and Drainage of Pesticides in the Netherlands : The GeoPEARL model, *Agronomie*, 22, p. 373-387.
- Tomlin C. D. S, (1997) The Pesticide Manual, 11^{ème} Ed, *British Crop Protection Council*, 1606p
- Warren R.L., et Weber J.B (1994), Evaluating pesticide movement in North Carolina soils. *Soil Science society of North Carolina Proceedings*, 37, p.23-35.