

# Transferts des pesticides vers les eaux superficielles et l'atmosphère : caractérisation et modélisation sur le bassin versant de la Vesle

Moreau-Guigon Elodie, Blanchoud Hélène et Chevreuil Marc

Laboratoire Hydrologie et Environnement – EPHE, UMR Sisyphe, 4 place Jussieu 75005 Paris ;  
[elodie.guigon@ccr.jussieu.fr](mailto:elodie.guigon@ccr.jussieu.fr)

1.	Introduction .....	1
2.	Résultats des expériences de terrain sur le transfert des pesticides .....	2
2.1.	La contamination atmosphérique .....	2
2.1.1	Description des sites .....	2
2.1.2	Etude de la contamination des différents sites.....	4
2.1.3	Conclusion.....	6
2.2.	Le ruissellement en milieu viticole.....	6
2.3.	L'infiltration dans les premiers mètres de la craie .....	9
2.4.	Conclusions .....	12
3.	Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin de la Vesle.....	12
3.1.	Historique .....	12
3.2.	Description et évolution du modèle.....	12
3.3.	Représentation du module hydrologique.....	14
3.4.	Modélisation du transfert de l'atrazine dans le bassin versant de la Vesle .....	16
3.5.	Modélisation du transfert du diuron et de la terbuthylazine dans le bassin versant de la Vesle..	17
4.	Conclusion.....	20
5.	Perspectives .....	21
6.	Remerciements .....	21
7.	Bibliographie.....	21

## 1. Introduction

La contamination des eaux de surface et souterraines par les pesticides 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. La mise en place de réseaux de mesures dans les eaux de surface depuis 1997 montre une contamination importante par les produits phytosanitaires. La liste des molécules recherchées s'étant considérablement allongée (environ 160 molécules), les problèmes liés à l'utilisation des pesticides paraissent encore plus flagrants. Les retraits d'homologation et les nouvelles autorisations de mise sur le marché entraînent un changement considérable dans les risques de contamination des eaux. C'est pourquoi le choix d'un modèle de transfert des pesticides vers les eaux superficielles, simple et adaptable à toutes les molécules a été fait. Ainsi, couplé à une base de données sur les apports à l'échelle du bassin versant, les résultats permettront de définir plus précisément les risques de contamination liés aux utilisations.

Ces travaux ont démarré sur le bassin versant de la Vesle dans le cadre du programme AQUAL depuis 3 ans et ont fait l'objet d'une thèse. Les différentes études se sont concentrées sur les modalités de transfert des pesticides en vue de leur modélisation vers les eaux de surface et souterraines. Pour cela, des expérimentations ont été menées à différentes échelles, de l'échantillon de sol à la parcelle. Les retombées atmosphériques ont également été étudiées pour définir le rôle du compartiment atmosphérique dans ce transfert pour les molécules les plus volatiles. Ce compartiment est en effet indispensable si on veut considérer l'intégralité des molécules.

Ce modèle de transfert de surface est basé sur le principe de l'applicatif SENEQUE (Blanchoud, *et al.*, 2002a). Le principe est d'utiliser les connaissances hydrologiques acquises jusqu'à présent pour le transfert des nitrates dans le bassin versant de la Seine et de développer un module de transfert des pesticides en utilisant des processus simples de transfert. Le but est de pouvoir définir le transfert de tous les produits phytosanitaires de façon à s'adapter aux nouvelles réglementations.

Les intrants agricoles dans le modèle sont renseignés par la base de données ASPPR'Eau. Celle-ci est élaborée par l'INRA SAD de Mirecourt. Ce thème est développé dans un chapitre séparé.

## **2. Résultats des expériences de terrain sur le transfert des pesticides**

Le bassin versant de la Vesle s'étend sur 1482 km<sup>2</sup> et est situé principalement en Champagne crayeuse. Seule la partie à l'amont de la ville de Reims est étudiée (708 km<sup>2</sup>) car elle concentre le vignoble champenois et les problèmes de contamination de l'eau pour l'alimentation de Reims au niveau des champs captant de Couraux. La limitation du bassin versant permet aussi de centrer les enquêtes sur les pratiques agricoles là où il y a une pression plus forte.

Les sites expérimentaux ont été choisis en fonction de leur situation géographique, des équipements déjà installés et des interactions possibles avec les équipes rémoises dans le cadre du programme AQUAL. Sur le bassin versant de la Vesle, plusieurs études ont été réalisées afin de caractériser le transfert des pesticides ; ces études portent sur la contamination atmosphérique, le ruissellement en vigne et l'infiltration. Les quatre sites choisis se situent près de Sacy, Sillery, Nogent l'Abbesse et de Fagnières (Carte 1).

### **2.1. La contamination atmosphérique**

Dans le cadre de l'étude de la contamination atmosphérique, les sites ont été équipés d'un collecteur de retombées totales (sèches et humides). Ce collecteur comprend un entonnoir de 360 cm<sup>2</sup> sous lequel est installé un bidon en aluminium de 25 L (Photo 1). Trois collecteurs ont été installés le 29 avril 2004 au sein des stations météorologiques du CIVC<sup>1</sup>, il s'agit des sites de Sacy, Sillery et de Nogent l'Abbesse. Le quatrième site se situe sur la station lysimétrique de l'INRA Unité d'Agronomie Laon-Reims-Mons à Fagnières. Il a été équipé d'un collecteur le 13 mai 2004, lors de la préparation de l'étude de l'infiltration réalisée sur deux lysimètres. Il permettra également de connaître les apports en pesticides par les précipitations sur les cases lysimétriques.

Sur ces quatre stations, des échantillons hebdomadaires ou bi-hebdomadaires sont prélevés. Ils sont ensuite extraits et analysés en chromatographie gazeuse.

#### **2.1.1 Description des sites**

Sacy, Sillery et Nogent l'Abbesse sont des sites localisés sur le bassin versant de la Vesle autour de Reims. Ils se situent dans la région viticole de ce bassin. Sacy se situe sur le flanc nord de la Montagne de Reims au sud Ouest de Reims, Sillery au nord de la Montagne de Reims au sud de Reims, et Nogent l'Abbesse sur le flanc sud du Mont de Berru à l'est de Reims. Sacy et Nogent l'Abbesse sont des stations installées en milieu de coteaux en milieu viticole et Sillery en bas de coteaux en milieu mixte : viticole et grandes cultures.

Fagnières se situe près de Chalons en Champagne, en plaine et entourés de grandes cultures semblables à celles se trouvant en amont du bassin de la Vesle.

---

<sup>1</sup> CIVC : Comité Interprofessionnel du Vin de Champagne

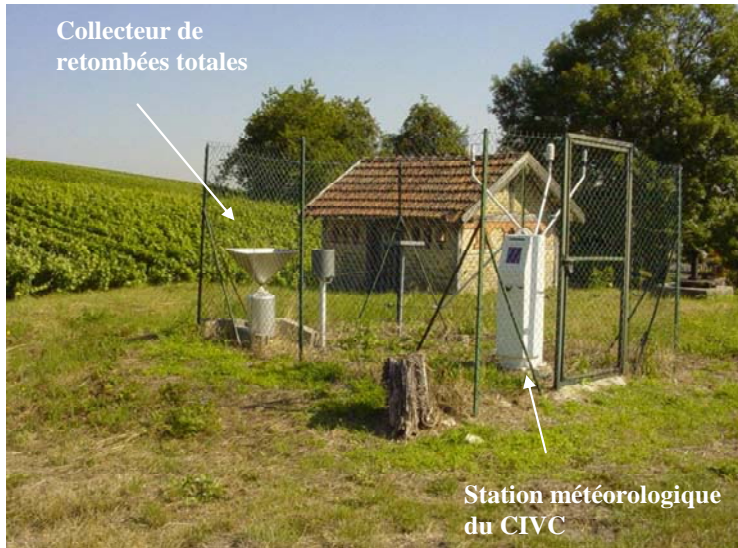
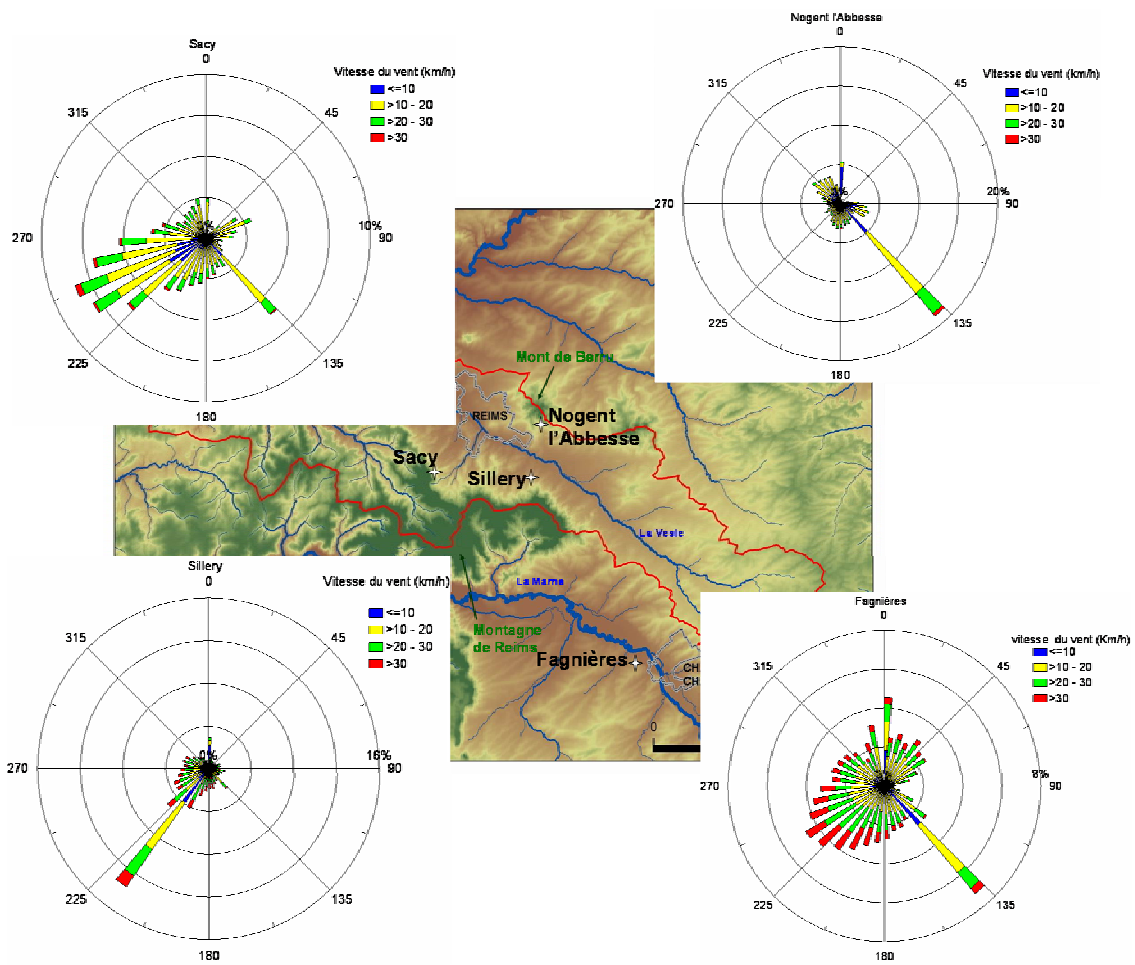


Photo 1: Station de Sacy



Carte 1 : Roses des vents des sites de Sacy, de Sillery, de Nogent l'Abbesse

Les résultats présentés correspondent à la période d'étude du 29 avril 2004 au 15 juillet 2005. Les données météorologiques nous ont permis de remarquer que la station de Fagnières est la plus pluvieuse (783 mm), celle de Sillery la plus sèche (556 mm) et celles de Nogent l'Abbesse (617 mm) et de Sacy (618 mm) sont intermédiaires. Les températures moyennes des différents sites sont très proches.

Le vent dominant des sites de Nogent l'Abbesse et de Fagnières ont des composantes différentes des deux autres sites (carte 1) : SE au lieu de SO. La présence de la Montagne de Reims influence la direction des vents de Sacy et de Sillery, comme si elle les protégeait des vents provenant de la plaine crayeuse. Ces vents mesurés à 2 m d'altitude ne représentent pas le sens général du vent mais celui de basse altitude balayant les cultures. Dans le cas de traitements phytosanitaires récents, la direction des vents mesurée aux stations météorologiques pourra nous permettre d'interpréter la dispersion des pesticides aux différentes stations.

### ***2.1.2 Etude de la contamination des différents sites***

L'analyse des eaux brutes de retombées totales a été réalisée en chromatographie gazeuse à détecteur NPD. Les molécules recherchées sont l'atrazine, la simazine, la trifluraline, le tébutame, la terbuthylazine, le triallate, l'alachlore, l'amétryne, la prométryne, le métolachlore, la cyanazine, la déséthyl-atrazine (DEA) et la déisopropyl-atrazine (DIA). Sur les quatorze produits, huit ont été mesurés (Figure 1). Il y a peu de similitudes entre les sites, vis à vis des concentrations.

Sacy est caractérisé par la présence de pics de prométryne et de terbuthylazine. Dans le cas de la terbuthylazine, ces pics correspondent aux périodes de traitement des vignes au cours des mois d'avril et de mai-juin. La présence de pics de prométryne peut être liée à l'utilisation de cette molécule (fin de stock) ou à des résidus présents dans les sols qui se post-volatilisent lors de travaux dans les champs. En effet, cette molécule est partiellement interdite, en particulier le principal usage sur culture de tournesol a été interdit en 2003 (Index Phytosanitaire, 2003).

Sillery se trouvant en plaine et en zone de culture mixte, est plus influencé par les molécules utilisées plutôt en grandes cultures. C'est le cas de l'alachlore, molécule utilisée pour le désherbage des champs de maïs, et souvent associée à l'atrazine. Depuis l'interdiction de cette dernière, l'alachlore est devenue un des produits de remplacement, mais il y a aussi une diminution du nombre de parcelles de maïs, son utilisation n'a donc pas augmenté. La période de présence de cet herbicide concorde avec sa période d'application. La trifluraline, produit utilisé pour les cultures de colza et de tournesol, est également présente sur ce site. C'est une molécule très volatile et peu soluble, qui donc se volatilise facilement. Ce site se trouvant en zone mixte, une molécule caractéristique de la vigne est observée : la terbuthylazine.

La présence de trifluraline et de terbuthylazine sur le site de Nogent l'Abbesse a la même signification que dans le cas de Sillery. Bien que Nogent l'Abbesse soit en milieu viticole, le Mont de Berru est aussi entouré de champs et la direction principale du vent provient de la plaine, c'est-à-dire de la zone à grandes cultures. La trifluraline a une durée de demi-vie atmosphérique courte (5,3 heures), mais en considérant un vent de 20 km.h<sup>-1</sup> celle-ci peut parcourir 60 km et donc provenir de la région avoisinante.

La dualité observée à Nogent l'Abbesse et surtout à Sillery n'est pas visible à Fagnières. En effet, ce site se trouve en plaine et est entouré de grandes cultures. Nous observons d'ailleurs la plus forte concentration en trifluraline (56 ng.L<sup>-1</sup>). Mais ce site présente par contre la plus faible contamination totale en pesticides recherchés.

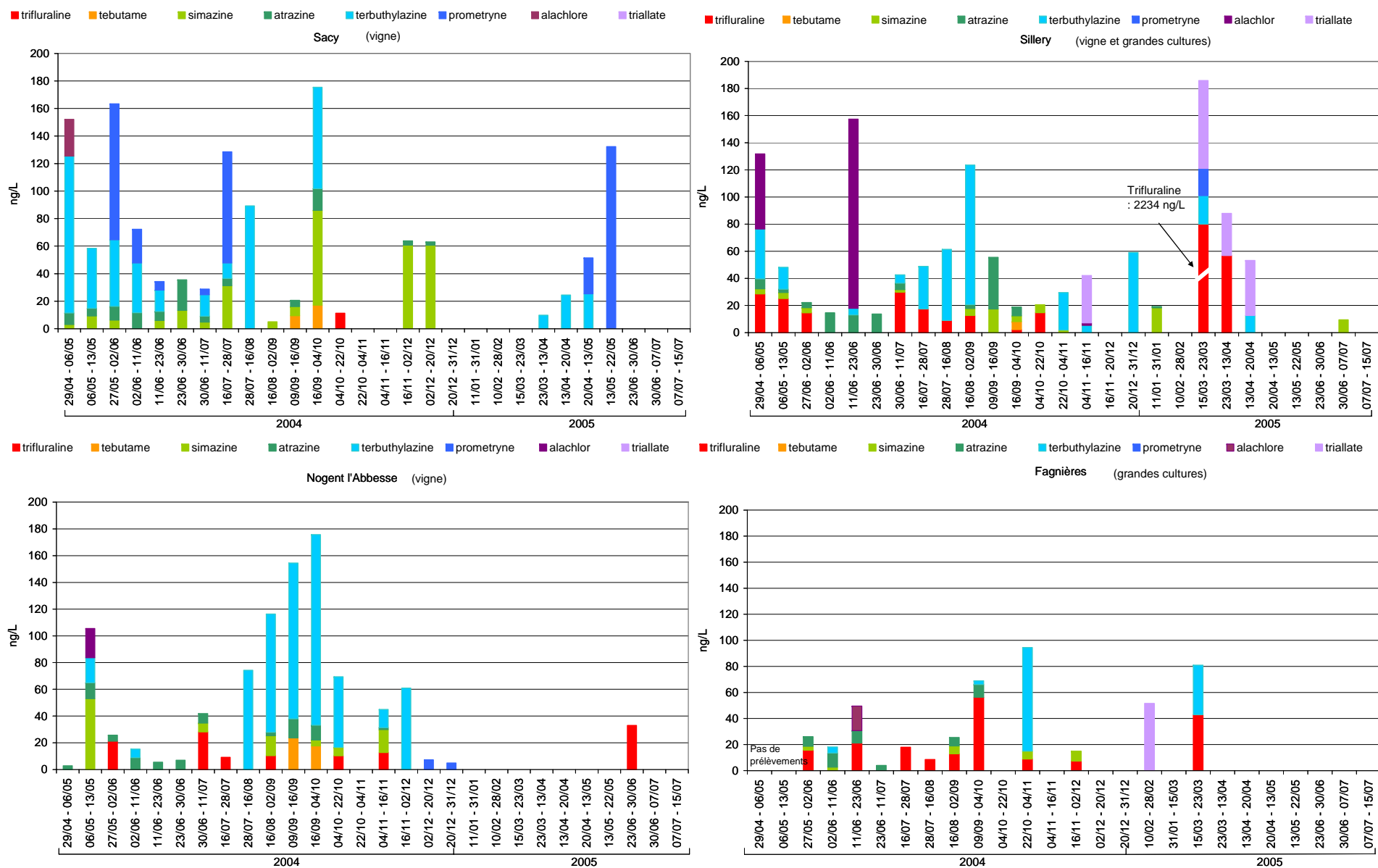


Figure 1 : Concentrations en quelques pesticides dans les retombées totales des quatre sites (NA : Non Analysé)

L'atrazine et la simazine, deux molécules fortement employées en milieu soit viticole soit de grandes cultures et aujourd'hui interdites depuis septembre 2003, sont encore décelées. Les concentrations observées sont certes beaucoup plus faibles que lorsque leur utilisation était autorisée, de l'ordre de 10 ng.L<sup>-1</sup> au lieu de ~300 ng.L<sup>-1</sup>, pour l'atrazine (valeur mesurée en 2000 dans la région agricole de Coulommiers) (Blanchoud, *et al.*, 2002b). Des pics de simazine (pour les sites viticoles) et d'atrazine (pour les sites à dominante grandes cultures) sont tout de même observés, de l'ordre de 60 à 70 ng.L<sup>-1</sup> pour la première et de 40 ng.L<sup>-1</sup> pour la seconde. Ces pics et ce « bruit de fond » ne peuvent être expliqués que par la persistance de ces molécules dans le sol (AGRITOX, ; Blanchoud, *et al.*, 2002b; Briand, 2003). Les pics seraient alors la conséquence de travaux réalisés dans les champs tels que le labour.

Le tébutame a été interdit en même temps que ces deux molécules et il est détecté sur 3 stations. Cet herbicide employé sur le colza en post semis et pré levée est présent dans l'atmosphère à la période de traitement. Il semble donc que sa présence soit due à des usages de fin de stock plutôt qu'à de la post volatilisation.

La majorité des utilisations de la terbuthylazine ont été interdits en 2003, seul l'emploi sur la vigne a été maintenu jusqu'au 30 juin 2004. Pour les sites de Sacy et de Sillery les concentrations observées en hiver (octobre-novembre) et en juin 2005 sont similaires à celles mesurées en juin 2004 quand la molécule était encore autorisée. Pour les deux autres sites, les concentrations sont plus élevées en hiver : 80 – 100 ng.L<sup>-1</sup> contre 10 – 20 ng.L<sup>-1</sup> en juin 2004. Cette molécule venant d'être totalement interdite en 2004, ces concentrations peuvent être expliquées par l'utilisation des derniers stocks restants sur parcelles viticoles.

### **2.1.3 Conclusion**

Les retombées totales de chaque site montrent des différences qui sont liées à leur environnement agricole. Les fortes concentrations en pesticides dans les retombées totales semblent être principalement d'origine locale. C'est le cas de la trifluraline et de la terbuthylazine qui sont très volatiles mais dont la durée de vie est limitée. La persistance des molécules dans l'atmosphère permet un transport à plus longues distances : c'est le cas de l'atrazine et dans une moindre mesure de la simazine. Les deux molécules sont présentes sur les quatre sites avec des concentrations en simazine plus élevées pour les sites viticoles. L'atrazine et la simazine étant fortement utilisées avant leur interdiction dans la région, il y a une forte probabilité que le bruit de fond soit d'origine régionale. La persistance de ces molécules dans le sol, ainsi que l'origine locale de la contamination sont des aspects importants à prendre en compte pour la modélisation.

Cette étude a été complétée par un préleveur d'air ambiant installé près du site de Sillery en juillet 2005. Les résultats de ces mesures confortent l'origine locale de la contamination atmosphérique (cf. thèse E Guigon-Moreau)

## **2.2. Le ruissellement en milieu viticole**

Pour l'étude de l'entraînement des pesticides par ruissellement, nous avons réalisé des simulations de ruissellement en laboratoire. Cette expérimentation a été accomplie avec la collaboration de l'équipe de l'université de Reims (GEGENA) qui travaille sur le transport de métaux et de matières en suspension (MES) par ruissellement et l'unité des Sciences du Sol de l'INRA d'Orléans.

Trois séries d'expériences ont été menées avec 3 sols d'origine viticole mais de lieux différents. Le premier provient d'une parcelle de Nogent l'Abbesse sur le mont de Berru dont les expériences ont été réalisées au cours de la semaine du 5 juillet 2004. Le 2<sup>ème</sup> sol provient de Mailly Champagne, en bas de coteaux de la montagne de Reims et dont les expériences ont été menées dans la semaine du 14 au 17 février 2005. Le troisième et dernier sol a été étudié du 28 au 30 mars 2006 et provient de Bergères, près de Verzenay.

Après avoir prélevé la terre sur la parcelle étudiée, celle-ci a été séchée et calibrée à 2 cm. Deux bacs de simulation ont alors été remplis (Figure 2). Ensuite une solution à base de simazine (800 mg.L<sup>-1</sup>) et d'atrazine (200 mg.L<sup>-1</sup>) a été pulvérisée sur la terre, 24 heures avant l'expérimentation.



Figure 2: Photos et schéma d'un bac de simulation

Plusieurs simulations de pluie ont été réalisées sur les bacs toutes les 24 heures, pendant chaque expérimentation, les eaux qui se sont infiltrées dans la couche de sol (10 cm) et celles qui ont ruisselées, sont prélevées (Tableau 1).

Afin de connaître tous les apports en pesticides sur notre sol, l'eau de la pluie simulée est échantillonnée, ainsi que la terre avant et après l'expérience.

Tableau 1: Données et résultats des simulations de pluie

Sol	Nogent l'Abbesse 05-09/07/2004			Mailly-Champagne 14-17/02/2005			Bergères 28-30/03/2006	
	Pluie 1	Pluie 2	Pluie 3	Pluie 1	Pluie 2	Pluie 3	Pluie 1	Pluie 2
Température moyennes (°C)	18			2			9	
Intensité de la pluie (mm.h <sup>-1</sup> )	54,62			50,87			45,52	
Temps entre le traitement et le début de la première pluie	22 h			21 h			15 h	
Temps entre chaque pluie	24 - 20 h			24 h			6 h 30	
Quantité d'atrazine appliquée	47,8 mg			25,7 mg			25,2 mg	
Quantité de simazine appliquée	191,3 mg			102,9 mg			100,8 mg	
Durée de la pluie	2 h 57	0 h 55	0 h 52	1 h 28	1 h	0 h 46	2 h 21	1 h
Temps entre le début de la pluie et le début du ruissellement	36 min	1 min 15	1 min 10	8 min	1 min	0 min 45	25 min	0 min 30
Temps entre le début de la pluie et le début de l'infiltration	30 min	2 min 30	3 min	55 min	4 min	8 min	37 min	1 min 30

Les prélèvements réalisés pour le suivi des pesticides dans l'eau infiltrée et l'eau ruisselée ont été effectués. Ils ont été réalisés à intervalle régulier en alternance avec ceux réalisés pour les métaux et les MES.

Les Figure 3 et Figure 4 montrent successivement les coefficients d'infiltration et de ruissellement des trois pluies successives et les concentrations associées en atrazine et en simazine pour le sol de Nogent l'Abbesse. Ces coefficients correspondent au rapport entre le volume d'eau infiltrée ou ruisselée et le volume d'eau reçu sur le bac par la pluie.

Pour le sol de Nogent l'Abbesse, l'infiltration se met en place environ 40 minutes après le début de la pluie. Le coefficient augmente rapidement puis diminue au moment où le ruissellement commence. Ensuite le coefficient d'infiltration diminue progressivement pendant que celui du ruissellement augmente. Lors des deux autres simulations de pluie à 24 heures d'intervalle, les coefficients reviennent rapidement à la valeur de la veille. Lors du début de l'infiltration, les concentrations en atrazine et simazine sont très fortes (400 à 600 µg/l) puis diminuent rapidement quand le ruissellement se met en place. Les concentrations sont alors plus élevées dans l'eau de ruissellement que d'infiltration, avec des valeurs supérieures à 100 µg/l. Par contre, les concentrations dans le ruissellement continuent de diminuer selon une fonction puissance dans le ruissellement pour les 3 pluies successives (Figure 4). Cette diminution des concentrations dans le ruissellement selon une fonction puissance ou exponentielle, a également été observée dans d'autres études (Lecomte, 1999). Cette tendance n'est cependant pas observable pour l'évolution des concentrations dans l'eau d'infiltration (Figure 3). En effet, les concentrations en pesticides tendent à diminuer puis à réaugmenter au cours d'une même pluie, mais les concentrations ne correspondent pas sur les pluies successives

Il semble donc que si un phénomène peut être défini dans le temps pour le ruissellement, il semble que les interruptions de pluie ont une influence sur les concentrations en pesticides dans les eaux d'infiltration, et plus particulièrement les relations entre le transfert préférentiel par ruissellement ou l'infiltration. Un premier transfert rapide des pesticides du sol par l'eau d'infiltration a lieu avant la mise en place du ruissellement, correspondant à une mobilisation rapide des pesticides déjà en solution dans l'eau interstitielle du sol. Puis les concentrations diminuent quand l'eau s'écoule par ruissellement. Les concentrations augmenteraient ensuite progressivement par désorption plus lente des pesticides adsorbés sur le sol.

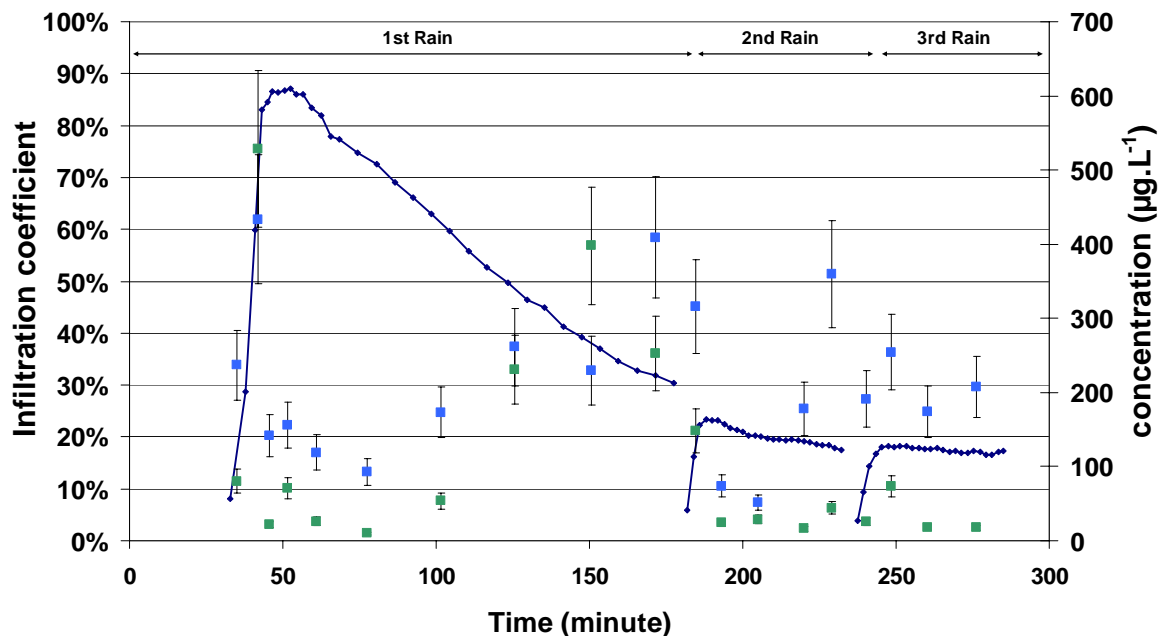


Figure 3: Courbes des coefficients d'infiltration des trois pluies successives sur le bac n°2 et concentrations en atrazine et en simazine dans l'eau infiltrée



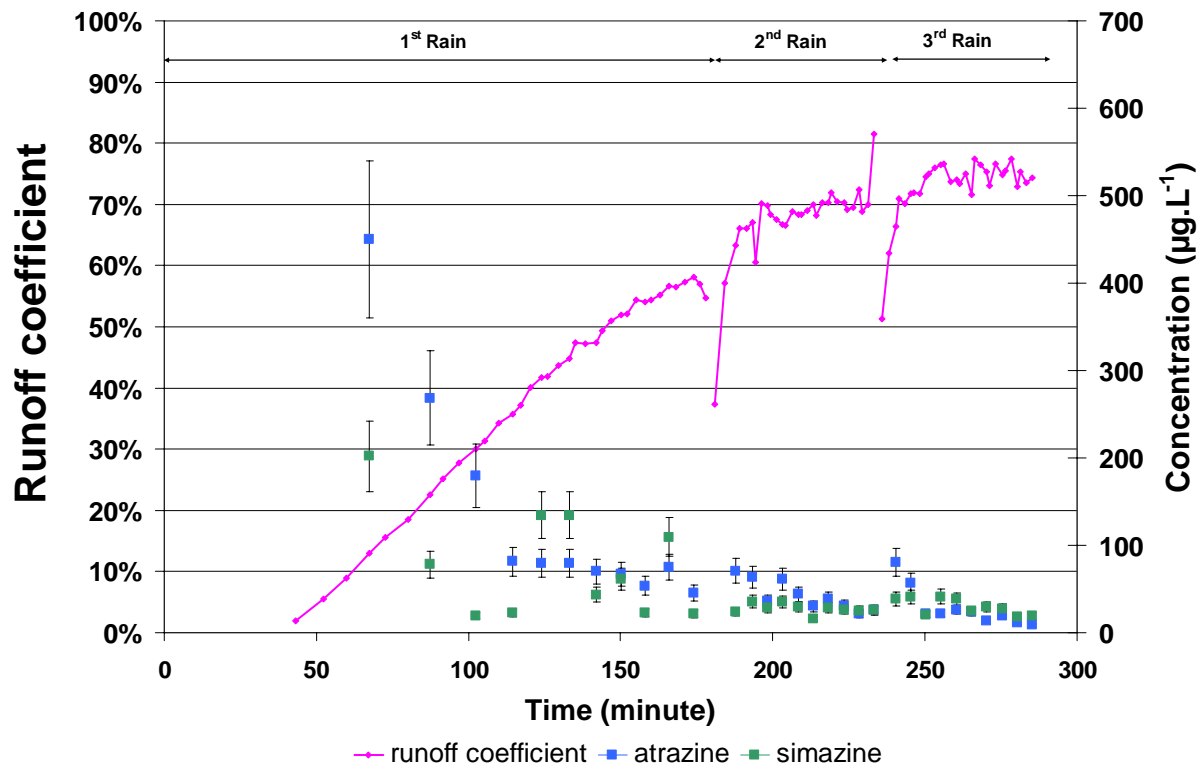


Figure 4: Courbes des coefficients de ruissellement des trois pluies successives sur le bac n°2 et concentrations en atrazine et en simazine dans l'eau ruisselée

Ces résultats sont observables pour l'atrazine comme pour la simazine, avec cependant des concentrations différentes pour les 2 pesticides. Malgré une plus large quantité de simazine apportée (4 fois plus que l'atrazine, fonction du rapport de présence dans la formulation du produit commercial), les concentrations observées sont plus faibles que pour l'atrazine. L'exportation par ruissellement est de 4% pour l'atrazine et 0.6% pour la simazine, alors que l'exportation par infiltration est de 8.8% pour l'atrazine et de 1.3% pour la simazine. Le bilan de transfert semble donc être plutôt du aux propriétés physico-chimiques des molécules. L'atrazine (32 mg/l) étant plus soluble que la simazine (3.5 mg/l), elle est plus facilement mobilisable que la simazine. Par ailleurs, la durée de demi vie de la simazine est 2 fois plus courte et pourrait influencer le taux de transfert sur la durée de l'expérience.

L'étude des 2 autres sols indique aussi que les caractéristiques physico-chimiques des molécules (e.g. la solubilité et le coefficient de partage  $K_{oc}$ ) déterminent l'importance des modes de transfert des pesticides par ruissellement et par infiltration. Plus une molécule sera soluble et faiblement adsorbée (comme l'atrazine), plus elle sera exportée.

De plus, les différences de comportement des quantités d'eau infiltrées et ruisselées entre les trois sols semblent liées à leurs propriétés : teneur en matières organiques et en argiles (cf. thèse E Guigon-Moreau).

### 2.3. L'infiltration dans les premiers mètres de la craie

L'expérimentation sur les bacs nous a permis de comprendre l'infiltration des molécules dans les 10 premiers centimètres de sol. Afin de changer d'échelles et d'étudier l'infiltration dans la craie, nous avons utilisé les lysimètres de la station de Fagnières appartenant à l'INRA Unité d'Agronomie Laon-Reims-Mons qui est équipée de 12 cases lysimétriques fermées en sol non remanié. Elle a été choisie pour étudier l'infiltration des pesticides dans la zone non saturée car sa géologie est similaire à celle du le bassin versant de la Vesle.

Ces lysimètres sont composés d'un monolithe de sol de dimension 2 m x 2 m x 2 m d'arêtes coupé à la base par un fond drainant en acier et entouré de parois verticales de béton de 20 cm d'épaisseur. Trois des bords du cube ont été isolés des parois par un film en polyéthylène et le quatrième par une plaque en PVC rigide, percée de tampons d'accès (Figure 5). Le monolithe est composé de 25 cm de rendzine brune, de 65 à 100 cm de craie géoliffractée contenant des poches de cryoturbation, de 25 à 60 cm de craie fissurée et de 50 à 60 cm de craie saine (roche mère).

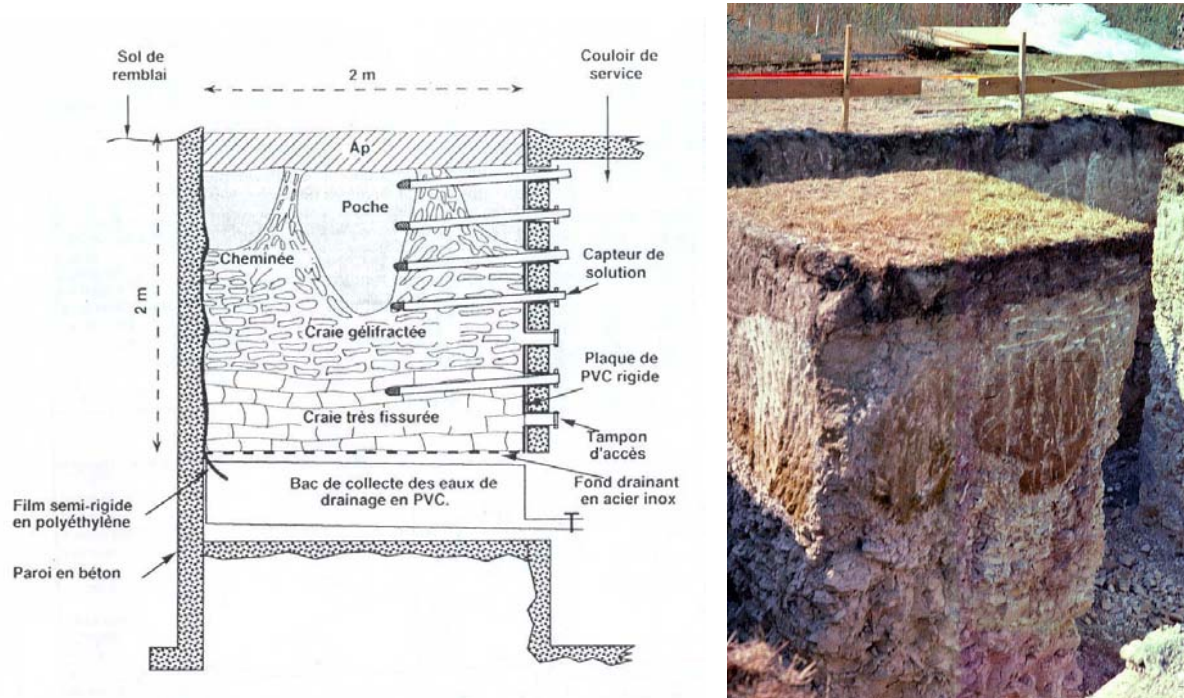


Figure 5: Schéma et photo d'un lysimètre (Muller, 1996)

Dans le cadre de notre étude, nous utilisons les deux lysimètres en sol nu (n°4 et 6). Le 13 mai 2004, nous avons pulvérisé sur ces sols une solution à base d'atrazine ( $250 \text{ mg.L}^{-1}$ ) et de simazine ( $1000 \text{ mg.L}^{-1}$ ) sur une surface de  $2,56 \text{ m}^2$  par lysimètres. Le long des parois, le sol n'a pas été traité sur 20 cm de largeur afin d'éviter tous les effets de bord et les écoulements préférentiels. Ces lysimètres contiennent des bougies poreuses à différentes profondeurs (25, 75, 150 cm) où des prélèvements sont effectués régulièrement ainsi que dans les eaux drainées au fond du lysimètre (200 cm) jusqu'au 04 mars 2006.

Les molécules principalement recherchées dans les échantillons d'eau percolé sont les molécules mères (l'atrazine et la simazine) et leurs produits de dégradation (DEA : déséthylatrazine et DIA : Déisopropylatrazine).

Le nombre d'échantillons contenant des pesticides décelables est faible malgré le grand nombre de prélèvements réalisés. Ceci peut s'expliquer par la sécheresse en Champagne-Ardenne en 2004-2005. Les années 2004 et 2005 ont été des années sèches à cause du manque de pluviométrie (Bulletin Régional de Suivi Sécheresse, 2004-2005). Néanmoins nous avons pu observer des différences entre les deux lysimètres. Le lysimètre n°6 semble moins fracturer et cela entraîne davantage de progressivité dans l'infiltration des molécules en profondeur. En effet, la simazine, l'atrazine et la DEA sont présents dans tous les niveaux (Figure 6). Cette homogénéité plus grande pour le lysimètre n°6 nous a permis de calculer la vitesse de pénétration des contaminants avec la simazine entre les niveaux -25 et -75 cm. La valeur obtenue de  $60 \text{ cm.an}^{-1}$  serait compatible avec celle de  $50 \text{ cm.an}^{-1}$  obtenue dans une autre étude (Babic et Olive, 1997).

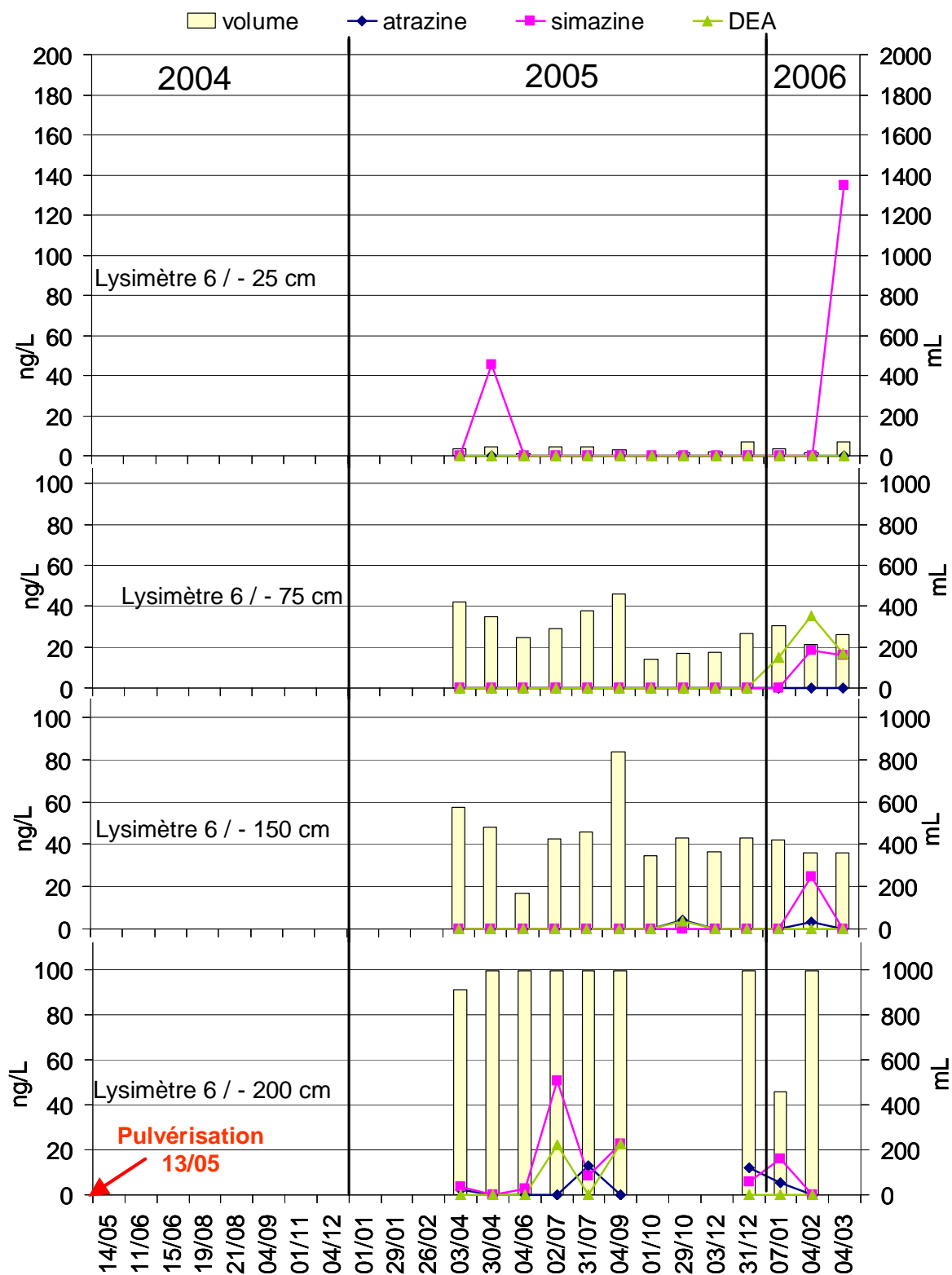


Figure 6 : Concentrations en atrazine, simazine et DEA aux différentes profondeurs dans le lysimètre n°6

## 2.4. Conclusions

Ces différentes études nous permettent déjà de caractériser en partie les transferts de pesticides dans le bassin versant de la Vesle. Pendant les périodes de traitement, la présence de certaines molécules dans les retombées atmosphériques et dans la Vesle indique que la contamination se fait localement. De plus, la présence de molécules interdites dans les retombées atmosphériques et dans le cours d'eau, mais ayant été fortement utilisées, montre l'importance de la persistance de ces molécules dans le sol. Ces deux points seront à prendre en compte dans la modélisation, d'une part en considérant dans un premier temps les transferts verticaux dans l'atmosphère et d'autre part en considérant l'adsorption – désorption lente dans la nappe permettant la stabilisation et le relargage progressive des molécules.

L'étude sur le ruissellement a permis de mettre en évidence que les propriétés physico-chimiques des molécules sont des paramètres importants dans le transfert des pesticides et donc à prendre en compte dans la modélisation.

L'étude de l'infiltration de l'atrazine et de la simazine dans les deux premiers mètres de la craie a permis de calculer la vitesse d'infiltration de la simazine dans la craie.

## 3. Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin de la Vesle

### 3.1. Historique

Une première étape de modélisation du transfert des pesticides vers les eaux de surface a été réalisée (Blanchoud, *et al.*, 2002a) aux cours des précédentes études au sein du programme Piren-Seine. Ce module a été calé avec l'atrazine sur le sous-bassin de Goins appartenant au bassin versant de l'Orgeval pour l'année 1999. Ce bassin versant avait été choisi car d'une part sa superficie (1.7 km<sup>2</sup>) permettait de parfaitement définir les intrants en pesticides par le biais d'enquêtes et d'autre part le suivi régulier de la contamination de ce cours d'eau avait été réalisé pendant un an (Blanchoud, 2001).

Afin d'améliorer ce module, nous y avons intégré le compartiment atmosphérique. Plusieurs processus ont alors été pris en compte tels que la volatilisation des molécules, le lessivage de la couche atmosphérique lors d'évènements pluvieux et la stabilité des molécules dans l'atmosphère (Guigon, *et al.*, 2003; Rat, *et al.*, 2003).

### 3.2. Description et évolution du modèle

Le module se compose d'un modèle hydrologique provenant de l'applicatif SENEQUE et d'un module de transfert phytosanitaire. Ce module de transfert phytosanitaire comprend 4 compartiments : l'atmosphère, la couche de surface du sol, le sol et la nappe. Il permet de simuler des concentrations en pesticides dans la rivière à l'échelle du bassin versant. Il prend en compte les processus de volatilisation, de lessivage atmosphérique, d'infiltration, de ruissellement, d'adsorption-désorption sur la fraction de carbone organique, d'écoulement et de dégradation. La description de ces processus tient compte des propriétés physico-chimiques des molécules afin de pouvoir appliquer le module à tous les pesticides (Figure 7).

La volatilisation au niveau du sol est définie par l'équilibre entre les phases gazeuse et dissoute grâce à la constante de Henry (Garmouma, 1996). Le lessivage est considéré comme l'inverse de la volatilisation. Au sein du compartiment atmosphérique, peu de données existent sur la dégradation des molécules et nous avons donc dû utiliser les valeurs calculées par le logiciel EPI-Suite de l'US-EPA, qui se base sur les travaux d'Atkinson (Atkinson *et al.*, 1999). Nous avons également intégré le rôle des particules atmosphériques. En effet, l'étude de la contamination atmosphérique qui a été réalisée à Paris et à Coulommiers en 2003, nous indique que le triallate est présent sur les aérosols. Ainsi pour des molécules très volatiles, très adsorbables et peu solubles comme le triallate,

les particules adsorbent ces molécules en phase gazeuse et permettent ensuite leur capture par les microgouttelettes d'eau dans les nuages puis lors des événements pluvieux.

Nous considérons que tous les compartiments sont homogènes, bien mélangés et que les réactions d'équilibre sont instantanées. En particulier, nous supposons que la couche atmosphérique est représentative de l'atmosphère au-dessus du bassin versant et non contaminée par les couches voisines (le vent, et le transport horizontal ne sont pas pris en compte). Bien que cette première approche soit approximative les résultats des campagnes de prélèvement des retombées atmosphériques montrent que la contamination atmosphérique est essentiellement d'origine locale. Même si le transport horizontal par le vent existe, il reste négligeable par rapport aux mouvements verticaux. Le module prend en compte la température journalière moyenne de l'air afin de calculer les échanges entre les phases gazeuse et dissoute.

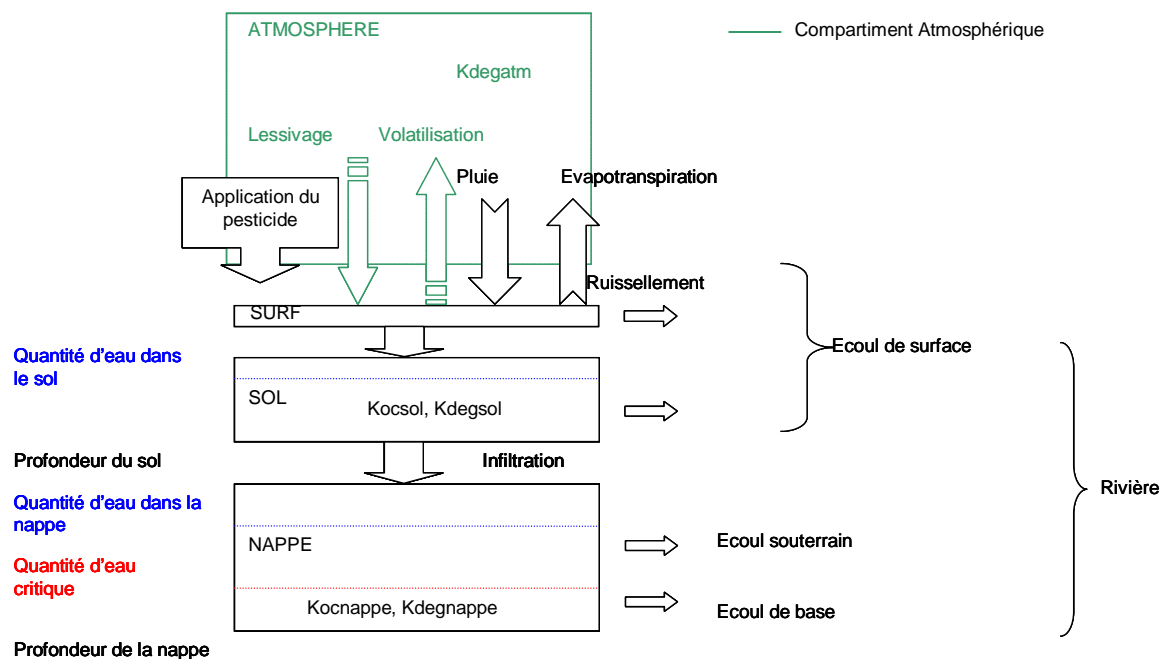


Figure 7: schéma de fonctionnement du modèle

Dans les trois compartiments, le comportement de chaque molécule est bien identifié et dépend de leurs propriétés physico-chimiques. Un composé peu volatil et soluble comme l'atrazine se trouvera préférentiellement transféré dans la rivière contrairement à une molécule volatile et peu soluble comme celle du triallate qui sera préférentiellement entraînée vers l'atmosphère.

Dans le modèle, la couche de surface « SURF » reçoit le bilan (Pluie – Evapotranspiration). Si la quantité d'eau sature cette couche alors l'eau supplémentaire est directement infiltrée dans la couche de sol « SOL ». Lorsque cette dernière est également saturée, le modèle génère alors du ruissellement avec l'eau excédentaire. Au niveau de cette couche, l'eau s'infiltré vers le compartiment « NAPPE » par un taux constant et s'écoule vers la rivière avec un taux variant en fonction de la quantité d'eau présente. L'eau dans la nappe s'écoule vers la rivière selon deux taux d'infiltration : un taux constant qui correspond au débit de base de la rivière et un taux variable en fonction de la quantité d'eau dans la couche.

Concernant les pesticides, ceux-ci sont appliqués dans la couche de surface sous forme solide. Au sein de cette couche, un équilibre s'effectue entre les phases dissoute, adsorbée et gazeuse. Dans l'atmosphère, la concentration en phase gazeuse est égale à celle dans la couche de surface. Dans ce compartiment les pesticides en phase gazeuse sont en équilibre avec ceux adsorbés sur les aérosols et la

pluie le cas échéant. La quantité de pesticides dans la pluie rejoint ensuite la couche de surface. Dans cette dernière, seuls les pesticides sous forme dissouts s'infiltrant dans la couche de sol ou rejoignent la rivière par ruissellement. Une fois dans la couche de sol, les pesticides dissouts se mettent à l'équilibre avec ceux adsorbés, puis sont transférés vers la rivière ou la nappe avec l'eau. Comme pour la couche de sol, les pesticides dans la nappe se retrouvent en équilibre et sont emportés avec l'eau vers la rivière.

La dégradation des molécules ne s'effectue que sur la phase dissoute pour les trois compartiments terrestres.

Le modèle a été développé sur la Vesle. Pour cela, le bassin versant étudié (708 km<sup>2</sup>) a été considéré dans son ensemble et les données d'entrée (pluie, ETP, Température...) ont été moyennées.

L'application de pesticides sur le sol s'effectue selon le calendrier précisé dans la base de données ASPPR'Eau. Les quantités appliquées pendant une période sont rapportées à la dose journalière de produit sur la surface traitée, le pourcentage de surface traitée sur le bassin versant étant connu.

La disponibilité des données nécessaires à la modélisation n'est pas homogène dans le temps et il n'est pas possible de croiser toutes les données pour une même année. Les données de pluie et ETP sur la Vesle sont disponibles jusqu'en 2001, mais les mesures des stations débitométriques ne le sont que de 2000 à début 2002, la base de données ASPPR'Eau n'a été complétée que pour les pratiques de désherbage de la vigne et du maïs sur les 30 dernières années (jusqu'en 2003) et les campagnes de mesures de pesticides dans la Vesle ne sont réalisées régulièrement qu'à partir de 2003 (DIREN Champagne Ardenne). Par ailleurs, les campagnes de mesure dans les retombées atmosphériques datent d'avant 2001 dans la région et à partir de 2004 sur le bassin versant de la Vesle. Dans un premier temps, il semblait plus important de vérifier la calibration de la partie hydrologique avant de vérifier les résultats des simulations de transfert des pesticides. L'année 2001 a donc été choisie comme année de référence pour les premiers essais de modélisation.

### **3.3. Représentation du module hydrologique**

Le premier travail a consisté en la vérification des résultats de simulation pour la partie hydrologique et le calage du modèle.

Les écoulements dans le bassin versant ont été réalisés à partir du bilan des apports en eau sur le bassin versant ( $\text{pluie}_{\text{moy}} - \text{ETP}_{\text{moy}}$ ) et du niveau initial de la nappe. Le calage hydrologique est effectué manuellement en modifiant les taux d'écoulement des différentes couches du modèle (SURF, SOL et NAPPE) vers la rivière. Ces écoulements sont ensuite sommés pour la représentation des débits dans le cours d'eau (figure 9). Ces premiers résultats de simulation concernent l'année 2001 et sont comparés aux débits estimés au même point. En effet, il n'existe pas de stations de mesures à l'exutoire du bassin modélisé, alors nous avons estimé les débits en tenant compte des deux stations amont et aval et des superficies correspondantes. Les deux stations sont Puisieux situé à l'amont et Saint Brice Courcelles situé à l'aval de Reims.

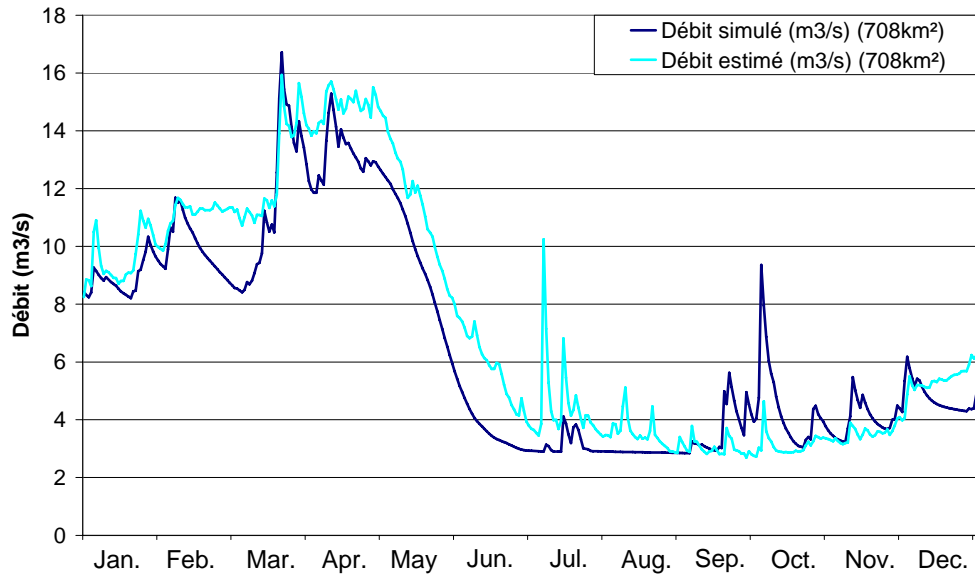


Figure 8 : Débits simulés par le modèle et débits estimés à l'exutoire du bassin versant modélisé

La comparaison de la simulation avec les débits estimés montre que globalement, la tendance des écoulements est respectée. Les pluies du début d'année permettent l'augmentation des débits et la période sèche du mois de mai conduit à une forte diminution des débits. Par contre, dans le détail, les pics de débit ne sont pas correctement simulés. Le résultat de simulation est beaucoup plus lissé que dans la réalité, notamment en juillet et août où le débit à Saint Brice peut passer de 4 à 16 m<sup>3</sup>/s en un jour. Ces fortes augmentations sont principalement dues à du ruissellement urbain. Le ruissellement sur les terrains en pente du bassin versant, comme par exemple au niveau de la montagne de Reims peut également expliquer cette réactivité. Cependant, il faut rappeler que le modèle est pour l'instant considéré dans son ensemble et que résultats pourront être améliorés par une séparation du bassin en plusieurs sous – bassins versants. Les études hydrologiques menées par le GEGENA montrent une forte hétérogénéité des débits spécifiques sur le bassin. Trois explications sont avancées (Devos et al., 2005):

- la géométrie du champ alluvial des cours d'eau qui en constituant une zone tampon entre le drain principal et l'aquifère crayeux peut commander également l'organisation spatiale des écoulements de surface en période de basses eaux.

- le canal de l'Aisne à la Marne qui longe la Vesle de Sillery à Reims

- le karst de la Montagne de Reims

Le canal joue un rôle non négligeable sur les débits de la Vesle, car la Vesle alimente en eau le canal. Entre les mois de février à mai, le débit moyen du canal provenant de la Vesle est d'environ 0.5m<sup>3</sup>/s. L'alimentation de la Vesle par la Marne via le canal est également réalisée de juillet à novembre par des fuites très importantes du canal sur la partie amont de la Vesle. Le karst est également une source d'erreur dans la modélisation car il modifie considérablement les vitesses d'écoulement vers les eaux de surface et souterraines. Ces zones karstiques sont essentiellement situées au niveau de la montagne de Reims et peuvent donc augmenter la réactivité de la rivière en période de pluie. C'est en effet ce qui est observé au niveau de la station de mesure de Saint Brice, avec des débits multipliés d'un facteur 4 en un jour.

L'ensemble de ces sources d'erreur est difficile à intégrer dans le modèle dans sa version actuelle. Cependant, il ne faut pas oublier que ce modèle doit représenter le transfert des pesticides à l'échelle du bassin versant. Le but recherché n'est donc pas d'avoir les meilleurs résultats de simulation possible, en complexifiant le modèle à l'excès. Il faut que ce modèle reste adaptable à toute molécule, mais aussi à d'autres bassins versants. Pour arriver à ce résultat, il est donc important de

valider le bilan hydrologique sur le bassin versant, sans pour autant le rendre trop complexe. Le découpage restera donc raisonnable (4 ou 5 sous bassins) afin de valider le fonctionnement du module de transfert phytosanitaire. Si les transferts hydriques par les zones karstiques de la montagne de Reims, qui sont situées en dehors des zones agricoles, ne varient pas fortement les résultats du transfert des pesticides, il ne sera alors pas nécessaire de les considérer différemment des autres transferts. Les erreurs seraient alors dans la dilution ou non des concentrations de pesticides simulées dans les eaux de surface.

### 3.4. Modélisation du transfert de l'atrazine dans le bassin versant de la Vesle

Une fois le calage hydrologique réalisé, le modèle a été testé pour l'atrazine de façon à vérifier les transferts dans les différents compartiments de l'environnement. Le calendrier des traitements de la base de données ASPPR'Eau a été indiqué pour chaque pratique phytosanitaire sur le bassin versant pour la vigne et le maïs (les 2 sources d'atrazine en 2001). Pour estimer les apports journaliers en pesticides, nous avons choisi de répartir de façon homogène les quantités totales de chaque pratique sur la période, quelle que soit la météorologie. Il serait également possible de mettre des conditions de traitement en fonction des conditions météorologiques pour lesquelles le traitement n'est pas recommandé (température, vent, pluie). Les résultats de simulation dans la pluie, l'air et la Vesle sont présentés ci-après (Figure 9 et Figure 10).

Les conditions initiales sont définies ici comme si les milieux n'étaient pas contaminés en atrazine. La contamination observée vient donc uniquement des apports de l'année. Cette condition est évidemment erronée, puisque l'atrazine est mesurée toute l'année dans les champs captant de Couraux.

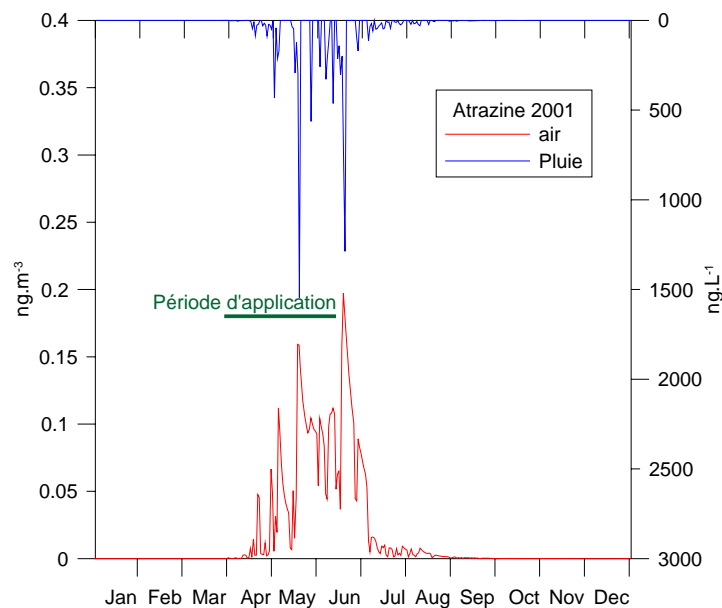


Figure 9 : Concentrations simulées en atrazine dans la pluie, l'air pour 2001



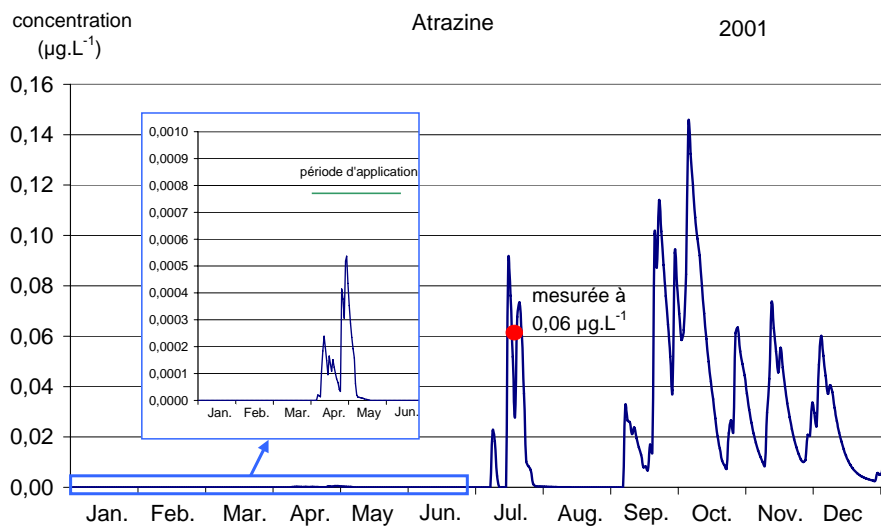


Figure 10: Concentrations simulées en atrazine dans la Vesle pour 2001

Les résultats de simulation montrent que la période de présence de l'atrazine dans la pluie et l'air est bien simulée. En effet, des campagnes précédentes menées sur les retombées atmosphériques dans la région en 2000 montrent que les concentrations en atrazine sont mesurables à partir d'avril et chutent jusqu'à des valeurs inférieures à la limite de détection en septembre. La contamination atmosphérique n'ayant pas été suivie au cours de l'année de simulation, les résultats présentés ne sont pas validés. Cependant, les concentrations dans la pluie atteignent  $1400 \text{ ng/l}$ , ce qui est tout à fait dans les valeurs observées quand l'atrazine était toujours autorisée. Pour comparaison, la concentration moyenne hebdomadaire maximale en atrazine dans la pluie était de  $1 \mu\text{g/l}$  dans la pluie en juin 2000 (Blanchoud, *et al.*, 2002b). Nous observons un pic de concentration des molécules dans l'air et la pluie dès le lendemain de l'application. La comparaison des simulations des concentrations dans l'air et la pluie met bien en évidence le lessivage de l'atmosphère. Dès qu'une pluie survient, les concentrations dans l'atmosphère chutent brutalement puis réaugmentent sans atteindre des valeurs supérieures à  $0,2 \text{ ng/m}^3$ . Cette simulation montre bien que l'influence de la dégradation dans l'atmosphère est un phénomène de moindre importance pour l'atrazine, comparativement au lessivage. Les possibilités de transport à longue distance ne concernent que les applications réalisées dans l'année ou alors de la post volatilisation à partir des sols contaminés. Le labourage des sols entraîne une remise en contact des pesticides avec l'atmosphère et donc une possibilité de revolatilisation les années suivant les traitements. Les prélèvements réalisés aux 4 sites du bassin versant montrent une légère contamination des pluies en atrazine (de l'ordre de 20 à 40  $\text{ng/l}$  maximum) en 2004.

Dans la rivière, le pic de contamination est simulé à partir du mois de juillet après la période de traitement. La concentration maximale simulée est d'environ  $0,8 \mu\text{g/l}$ . La seule mesure que nous ayons cette année là est celle de la DIREN Champagne Ardenne pour la définition de l'état de contamination des rivières (DIREN Champagne Ardenne, 2001). Les concentrations mesurées en atrazine en été 2001 sont de  $0,6 \mu\text{g/l}$  à Beaumont sur Vesle et  $0,8 \mu\text{g/l}$  à Chalons sur Vesle. Il semble donc que les concentrations dans le cours d'eau soient du même ordre de grandeur.

### 3.5. Modélisation du transfert du diuron et de la terbuthylazine dans le bassin versant de la Vesle

Le modèle a été également testé avec d'autres herbicides (diuron, terbuthylazine, dichlobénil, alachlore). Les différents résultats de simulations sont visibles dans la thèse de E. Guigon-Moreau.

Le diuron et la terbuthylazine ont des propriétés physico-chimiques différentes de l'atrazine. Les concentrations simulées par le modèle dans les différents compartiments diffèrent donc.

Comme l'atrazine, les concentrations simulées en diuron dans la rivière sont maximales après la période de traitement (Figure 11), mais celles-ci sont plus faibles ( $\sim 0,025 \mu\text{g.L}^{-1}$ ). Pour la terbuthylazine, les concentrations maximales sont simulées pendant la période d'application ( $\sim 0,003 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) contrairement à l'atrazine et au diuron (Figure 12).

Ces molécules ont été recherchées mais non décelées dans la Vesle en juillet 2001. La limite de quantification étant de  $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ , les résultats du modèle semblent cohérent avec les seules données disponible cette année-là (données *Diren Champagne-Ardenne*).

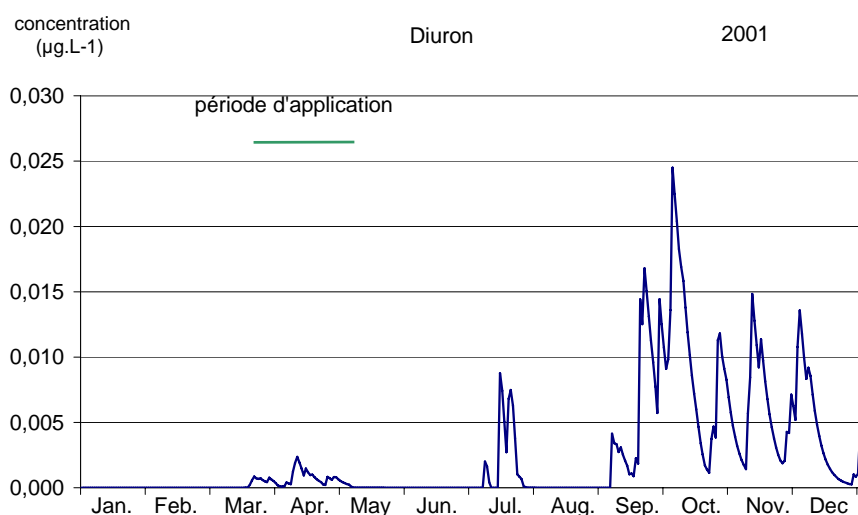


Figure 11: Concentrations simulées en diuron dans la Vesle

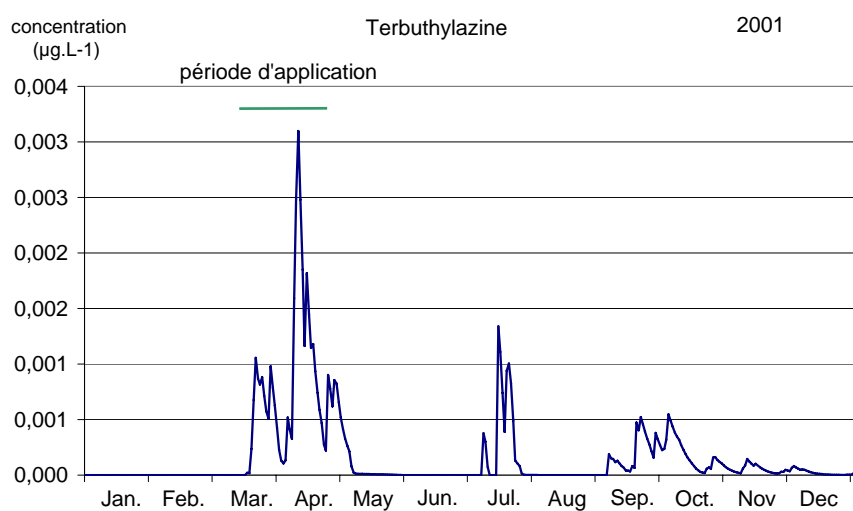


Figure 12: Concentrations simulées en terbuthylazine dans la Vesle

Les concentrations en diuron simulées dans l'air sont très faibles par rapport à l'atrazine car sa pression de vapeur est plus faible (Figure 13). De plus le diuron étant peu soluble, la concentration est peu affectée par les précipitations contrairement à l'atrazine. La décroissance observée est due à la dégradation de la molécule dans l'atmosphère. Cette molécule n'a jamais été décelée dans l'air. Le pic de concentration dans l'air ( $0,5 \text{ pg.m}^{-3}$ ) est dû à l'application du diuron sur un sol humide un jour sans pluie. Les concentrations nulles à la fin du mois d'avril sont liées à une pluie régulière sur quelques jours qui lessive l'atmosphère. Ce résultat montre qu'une pluie fine et continue a un pouvoir de

lessivage plus important qu'une forte pluie limitée dans le temps. Dues aux quantités très faibles de diuron dans l'atmosphère, ces pluies successives aboutissent au « nettoyage » total de l'atmosphère.

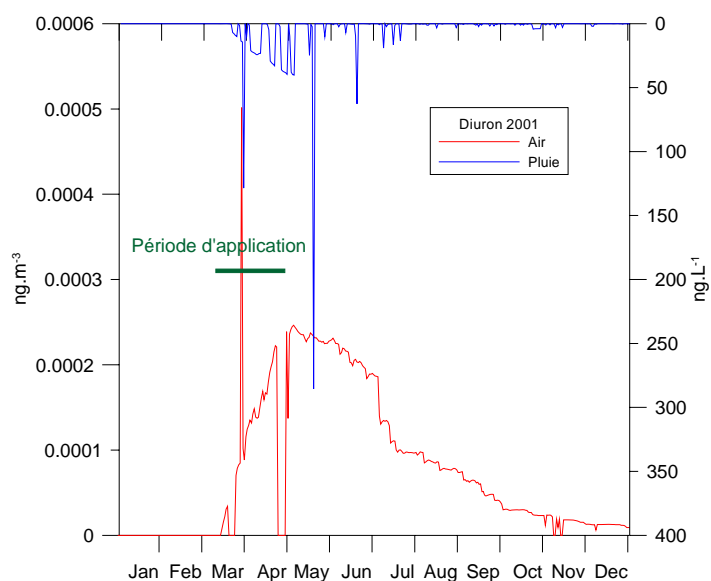


Figure 13 : Concentrations simulées en diuron dans l'air (axe de gauche,  $\text{ng.m}^{-3}$ ) et dans les retombées (axe de droite inversé,  $\text{ng.L}^{-1}$ )

Le modèle simule des concentrations faibles dans la pluie sauf pour quelques jours où la concentration peut atteindre 280  $\text{ng.L}^{-1}$ . Cette molécule ayant été décelée dans les retombées en milieu urbain à des concentrations de 800  $\text{ng.L}^{-1}$  en région Nord - Pas de Calais en juin 2001 (Lacoste et al., 2004), les concentrations simulées semblent cohérentes.

La terbuthylazine ayant une pression de vapeur supérieure à celle des deux autres molécules, les concentrations sont plus élevées (Figure 14). Celles-ci soient cohérentes avec les valeurs mesurées en 2003. En effet, les concentrations simulées en Mai 2001 varient de 0,2 à 4  $\text{ng.m}^{-3}$  et celles mesurées dans l'air le 22 Mai 2003 étaient de 0,35  $\text{ng.m}^{-3}$  à Chalons en Champagne et de 0,16  $\text{ng.m}^{-3}$  à Reims (Atmo Champagne-Ardenne, 2003). Or en 2003, la quantité de terbuthylazine appliquée sur le bassin versant était similaire à celle de 2001. Les concentrations simulées légèrement supérieures en 2001 par rapport aux valeurs mesurées en 2003 peuvent être dues aux conditions météorologiques.

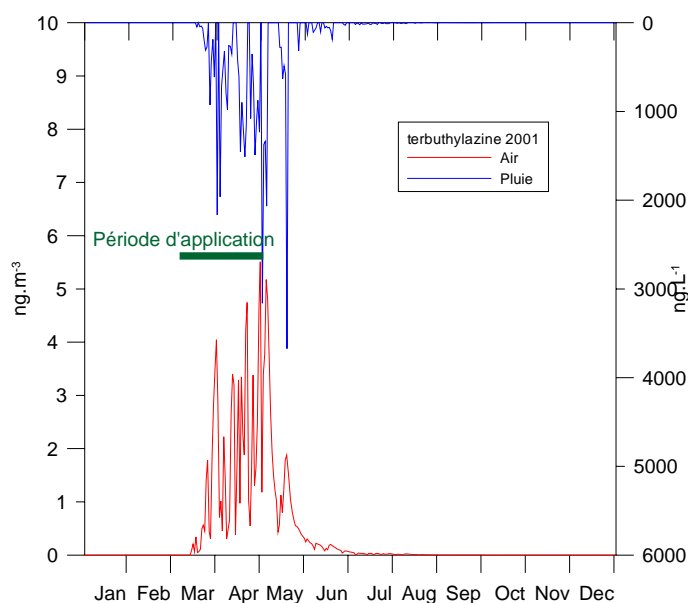


Figure 14: Concentrations simulées en terbuthylazine dans l'air (axe de gauche,  $\text{ng.m}^{-3}$ ) et dans les retombées (axe de droite inversé,  $\text{ng.L}^{-1}$ )

Le niveau des concentrations simulées dans les retombées semble par contre être surestimé. Le modèle simule donc de plus fortes concentrations dans la pluie car les concentrations maximales mesurées à Coulommiers sont de l'ordre de  $100 \text{ ng.L}^{-1}$  (Chevreuil *et al.*, 1996; Blanchoud *et al.*, 2002). Cependant, les prélèvements de pluie intégrés sur une semaine en dehors d'une zone viticole n'est pas représentative car la terbuthylazine est essentiellement issue de la viticulture. Les résultats obtenus au cours des campagnes de mesures en 2004 ont quant à elles été réalisées après l'interdiction de l'usage de la terbuthylazine. Il sera intéressant de comparer les simulations et les mesures pour l'année 2004, dès que toutes les données seront disponibles.

#### 4. Conclusion

Ce modèle est le premier à l'échelle du bassin versant à prendre en compte le compartiment atmosphérique. Il semble que pour certaines molécules comme l'atrazine, l'intégration du compartiment atmosphérique modifie très légèrement la contamination du cours d'eau, mais il nous permettra de mieux expliquer le comportement de certaines molécules comme le folpel ou le triallate. Ce comportement n'est pas représentatif de la majorité des pesticides mais la contamination atmosphérique pose d'autres problèmes sanitaires comme l'inhalation et le contact de ces molécules. Le changement rapide de la réglementation entraîne aussi la mise sur le marché de nouvelles molécules très toxiques à des doses trop faibles pour qu'on puisse les détecter dans l'environnement avec des appareils conventionnels. Ce modèle pourra donc permettre de définir les ordres de grandeur des concentrations de ces molécules dans les compartiments de l'environnement et ainsi montrer lesquelles il sera intéressant de surveiller.

Les résultats des campagnes de mesure de contamination dans les retombées atmosphériques montrent qu'elle est essentiellement d'origine locale et que seules quelques molécules auront la possibilité d'être transportées sur de moyennes distances. Le transport à longue distance semble donc être plutôt un processus de post volatilisation de molécules persistantes dans les sols et utilisées de façon intense de par le monde. Il a donc été choisi de ne considérer que les mouvements verticaux pour le compartiment atmosphérique.

Les études sur le ruissellement et l'infiltration ont été menées à différentes échelles pour nous permettre de vérifier la dynamique de transfert des pesticides au cours du temps. Elles montrent la différence entre le ruissellement des pesticides qui semble se comporter selon une fonction puissance par épuisement du stock de surface disponible. Par contre, l'infiltration est régie par deux processus distincts qui se traduisent par deux vitesses de transfert. Les pesticides sous forme dissoute s'infiltrent d'abord préférentiellement selon le cheminement de l'eau, puis, après la mise en place du ruissellement, un second pic de pesticide apparaît. La désorption lente des pesticides sur le sol pourrait expliquer ce phénomène et sera donc à prendre en compte dans la modélisation. Une approche similaire à celle développée pour le transfert vers les eaux souterraines est envisagée.

Le modèle a été développé sur le bassin versant de la Vesle. Après calage de la partie hydrologique, les premiers essais de transfert des pesticides vers l'atmosphère et le cours d'eau sont concluants. En effet ; les concentrations simulées en atrazine sont du même ordre de grandeur que celles mesurées. De plus, pour le diuron et la terbuthylazine, molécules qui n'ont pas été décelées dans la Vesle, le modèle simule des concentrations inférieures aux limites de quantifications. Les concentrations simulées pour ces deux molécules dans l'atmosphère semblent également cohérentes. Les concentrations simulées pour les trois molécules présentes des différences (niveaux et dynamiques) qui sont liés à leurs propriétés physico-chimiques. Le modèle simule des comportements différents en fonction des pesticides. Toutefois, des simulations futures sur d'autres années et avec d'autres molécules sont envisagées afin de valider ces résultats.

## 5. Perspectives

Le modèle montre que le transfert des pesticides vers l'atmosphère semble bien simulé. Les résultats sur l'atrazine et la terbuthylazine sont encourageants. Le développement de la base de données ASPPR'Eau sur toutes les cultures du bassin versant va permettre de valider ces résultats avec d'autres molécules de propriétés physico-chimiques très différentes. Notamment, le folpel est retrouvé en grandes quantités dans l'atmosphère et il permettra de tester les extrêmes du modèle.

Les améliorations du modèle vont être consécutives au passage du modèle en Visual Basic. Il sera alors plus facile d'intégrer les prochains changements, tels que le découpage du bassin versant en plusieurs sous bassins (4 ou 5).

Ce découpage permettra :

- D'affiner les transferts hydrologiques dans le bassin. La grande hétérogénéité des sous bassins du point de vue des débits spécifiques gêne la modélisation des écoulements dans la forme actuelle. La réactivité sera alors améliorée car les zones de ruissellement préférentiel sont situées au niveau de la montagne de Reims, c'est-à-dire au plus proche de l'exutoire du modèle et là où les traitements phytosanitaires sont intenses.

- De mieux modéliser le transfert de chaque pesticide. L'usage des pesticides étant différent en fonction des caractéristiques de terrain (par la spécificité des cultures), il est important de les individualiser.

La connaissance des apports pour les autres molécules que celles du désherbage de la vigne et du maïs sera importante pour la prochaine phase de l'étude car elle permettra de valider le modèle pour des traitements effectués dans d'autres conditions, à d'autres époques de l'année et sur d'autres cultures.

Il est également envisagé de coupler-fusionner les deux modèles de transfert de pesticides : celui vers les eaux superficielles et celui vers les eaux souterraines afin d'obtenir un modèle global qui contiendrait les particularités dans deux modèles.

## 6. Remerciements

Nous tenons à remercier Mr Langellier pour nous avoir permis d'installer nos collecteurs de retombées totales au sein des stations météorologiques du CIVC ainsi que pour les données météorologiques de ces stations, Mr Nicolardot pour avoir accepté une nouvelle expérimentation sur la station de Fagnières (INRA Reims).

Nous adressons également nos remerciements à Béatrice Marin et Oumarou Malam-Issa de l'université de Reims (GEGENA) et l'équipe de l'unité des Science du Sol de l'INRA d'Orléans pour leur collaboration sur l'étude du ruissellement.

Nous remercions enfin la DIREN Champagne Ardenne et ATMO Champagne Ardenne pour les données de contamination des rivières et de l'atmosphère qu'ils ont accepté de nous fournir.

## 7. Bibliographie

- AGRITOX. Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques, INRA, [www.inra.fr/agritox/](http://www.inra.fr/agritox/).
- Atkinson R., Guicherit R., Hites R.A., Palm W.-U., Seiber J.N. et De Voogt P. Transformations of pesticides in the atmosphere: a state of art. Water, Air, Soil Pollut., 1999, 115, 219-243
- Babic M. et Olive P. Oxygène 18, Tritium et Carbone 14 dans les eaux souterraines. Géologues, 1997, 113, 45-49.

- Blanchoud H. (2001) - Apports et transfert de pesticides en milieux agricole et urbain dans le bassin versant de la Marne : vers une évaluation globale - Thèse: Sciences et techniques de l'environnement, Paris: Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 87 p.
- Blanchoud H., Benoit M., Billen G., Chevreuil M., Ledoux E. and Rat A. (2002a) - Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin versant de la Marne -: Rapport d'activité du Programme *Piren-Seine*, 17 p.
- Blanchoud H., Garban B., Ollivon D. and Chevreuil M. (2002b) - Herbicides and nitrogen in precipitation: progression from west to east and contribution to the Marne river (France) - *Chemosphere*, **47** (9), 1025-1031.
- Briand O. (2003) - Influence des facteurs environnementaux et des pratiques agricoles sur les variations spatio-temporelles des niveaux de contamination de l'atmosphère par les pesticides - Thèse de doctorat: Biologie, Rennes: Université de Rennes 1, 296 p p.
- Devos A., Lejeune O., Butaeye D., Pannet P., Cordonnier G., Barbin V., Marre A. et Pascal. Analyse des modalités d'écoulement des eaux dans le bassin versant de la Vesle. Rapport d'activité 2004 du programme Piren Seine 2005; 17 p.
- DIREN Champagne Ardenne (2003) Les produits phytosanitaires dans les rivières de Champagne-Ardenne : Etat des lieux.  
[http://www.champagne-ardenne.ecologie.gouv.fr/publications/publications\\_pdf/Plaq\\_phytosanitaires.pdf](http://www.champagne-ardenne.ecologie.gouv.fr/publications/publications_pdf/Plaq_phytosanitaires.pdf)
- Garmouma M. (1996) - Transfert d'herbicides (triazines et phénylurées) et de produits de dégradation dans le bassin versant de la Marne - Thèse: Science de l'eau, Paris: Université Pierre et Marie Curie, 217 p.
- Guigon E. (2003) - Répartition des pesticides dans les phases gazeuse, dissoute et particulaire du compartiment atmosphérique : influence sur le transport à longue distance - Rapport de DEA HHGG, [www.cig.ensmp.fr/~hhgg/arch/memoires2003/Guigon2003.pdf](http://www.cig.ensmp.fr/~hhgg/arch/memoires2003/Guigon2003.pdf).
- Guigon E., Rat A., Ledoux E., Chevreuil M. and Blanchoud H. (2003) - Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin versant de la Vesle : Principes et intégration du compartiment atmosphérique -: Rapport d'activité du Programme Piren-Seine, 12 p.
- Index Phytosanitaire (2003) - - ACTA, Paris, 768 p.
- Lacoste P., Picque E. et Delattre J.-M. Rain water contamination study by pesticides in the region Nord-Pas-de-Calais. *European Journal of Water Quality*, 2004, 35 (2), 129-152.
- Lecomte V. (1999) - Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant : Processus, déterminisme et modélisation spatiale - Thèse: Sciences de l'eau, Paris: Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, 213 p.
- PAN Pesticides Database - Chemicals, Atrazine  
[http://www.pesticideinfo.org/Detail\\_Chemical.jsp?Rec\\_Id=PC35042](http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC35042)
- Rat A., Guigon E., Schott C., Blanchoud H., Mercier P., Ledoux E. and Benoit M. (2003) - Etude du transfert de pesticides sur le bassin de la Vesle: intrants agricoles et modélisation du transfert vers les eaux de surface et souterraines : Rapport d'activité du Programme Piren-Seine, 20 p.
- Rat A., Ledoux E., Mercier P., (2004) Contamination et modélisation des pesticides dans les eaux souterraines du bassin versant de la Vesle. Rapport d'activité du Programme Piren-Seine, 26p.