

# Contamination et modélisation des pesticides dans les eaux souterraines du bassin versant de la Vesle

A. Rat<sup>1</sup>, P.Mercier<sup>2</sup>, E. Ledoux<sup>1</sup>

1 ENSMP, Centre d'Informatique Géologique, UMR7619 Sisyphe, 35, rue Saint-Honoré, 77305 Fontainebleau cedex,

rat@cig.ensmp.fr, ledoux@cig.ensmp.fr

2 AESN, délégation de l'Oise, 2 rue Docteur Guérin 60200 COMPIEGNE, Mercier.Pascale@AESN.fr

1.	Introduction .....	1
2.	Développement du modèle STICS PHYTO.....	2
2.1.	Présentation de STICS.....	2
2.2.	STICS-PHYTO .....	3
2.3.	Les modules de STICS-PHYTO .....	4
2.4.	Etude de sensibilité.....	6
2.4.1	Sensibilité à la dégradation :.....	7
2.4.2	Sensibilité à l'adsorption :.....	9
2.4.3	Impact des propriétés chimiques des molécules :.....	10
2.5.	Conclusion.....	12
3.	Campagne annuelle d'analyse de la contamination des eaux souterraines du bassin versant de la Vesle.....	13
3.1.	Présentation de la zone d'étude .....	13
3.2.	Molécules et paramètres étudiés.....	13
3.3.	Les points faisant l'objet du suivi.....	14
3.4.	Résultats de la campagne.....	18
3.4.1	Analyse par captage:.....	18
3.4.2	Analyse spatialisée: .....	21
3.5.	Interprétation .....	23
3.6.	Conclusion.....	24
4.	Conclusion.....	24
5.	Bibliographie.....	25

## 1. Introduction

L'année 2004 avait permis d'établir en premier lieu un bilan des modèles de transfert de pesticides existants permettant de simuler les transferts depuis le sol jusqu'en sortie de zone racinaire, mettant en avant les lacunes et les forces de tels outils. En effet, si beaucoup de modèles simulent le devenir des pesticides dans le sol, peu simulent le transfert au delà de la zone racinaire. Il apparaissait donc judicieux de faire évoluer, le modèle STICS simulant le système sol-eau-plantes. en y incorporant la phénoménologie essentielle pour les pesticides. En second lieu, il était présenté un tour

d'horizon sur les données disponibles en phytosanitaires sur l'ensemble du bassin Seine Normandie. La qualité des données était toutefois très médiocre. Ainsi, les données sont très hétérogènes et il est très difficile de dégager des tendances pertinentes.

Cette année a permis de mettre en place un modèle de transfert sous racinaire des molécules, et d'observer l'évolution des concentrations sur une année à l'échelle d'un bassin versant, ainsi que la spatialisation de la contamination. Le modèle Stics a ainsi été agrémenté d'un module phytosanitaire qui est donc présenté en détail. En parallèle, la campagne de suivi temporel de la contamination des eaux souterraines du bassin de la Vesle permet de disposer de données homogènes, et interprétables à l'échelle annuelle. La géologie régionale et les pratiques agricoles étant connues, il semble possible d'identifier différents comportements de molécules dans les eaux souterraines d'un point de vue spatial. Ces données pourront donc être mises en valeur en les utilisant pour la validation du modèle.

## **2. Développement du modèle STICS PHYTO**

Les conclusions de l'année précédente démontrent que les connaissances et les données actuelles ne permettent pas de décrire finement tous les processus affectant les produits phytosanitaires. De plus, les modèles développés sont essentiellement axés sur la dynamique des pesticides dans les sols et ne simulent que très rarement les transferts au-delà de la zone racinaire. L'objectif général étant de mettre en place un modèle intégré simulant les transferts de pesticides depuis le sol jusque vers les eaux souterraines, il convenait donc de repartir sur la base d'un modèle déjà agencé et éprouvé (Gomez, 2002). Ainsi, le choix s'est porté sur la modification de STICS (Modèle agronomique) déjà spatialisé et couplé avec des modèles hydrologique et hydrogéologique. De plus, ne pas joindre un module sol-pesticide déjà existant pour le transfert des pesticides au-delà de la zone racinaire (type MACRO, LEACHP) apporte plusieurs avantages :

- Eviter le calage du bilan hydrique du nouveau module pour qu'il soit compatible avec MODSUR, ce qui n'est pas des plus évident, alors que, dans ce cas cela a été démontré (Gomez, 2002)
- Utiliser un modèle agronomique permet de partir sur des bases conceptuelles solides et de pouvoir de ce fait rester sur des bases simples quant à la modélisation des processus affectant les produits phytosanitaires, tout en se réservant la possibilité, dans le futur, d'introduire les processus liés à la plante elle-même

### **2.1. Présentation de STICS**

'STICS est un modèle de fonctionnement des cultures au pas de temps journalier' développé par l'INRA depuis 1996.

Ses variables d'entrées sont liées au climat, au sol, et au système de culture. Il fournit en sortie des informations quant à la production (quantité et qualité), à l'environnement et à l'évolution des caractéristiques du sol sous l'effet de la culture. L'unité de simulation est la culture où les grands processus simulés sont la croissance et le développement de la culture ainsi que les bilans hydrique et d'azote. STICS est donc un outil de simulation agricole.

Ce modèle reproduit de multiples processus de la croissance des plantes. Toutefois dans un premier temps, c'est le module hydrique qui est essentiel car c'est sur ce dernier que viendront se greffer les processus de transformation chimique et physique affectant les produits phytosanitaires.

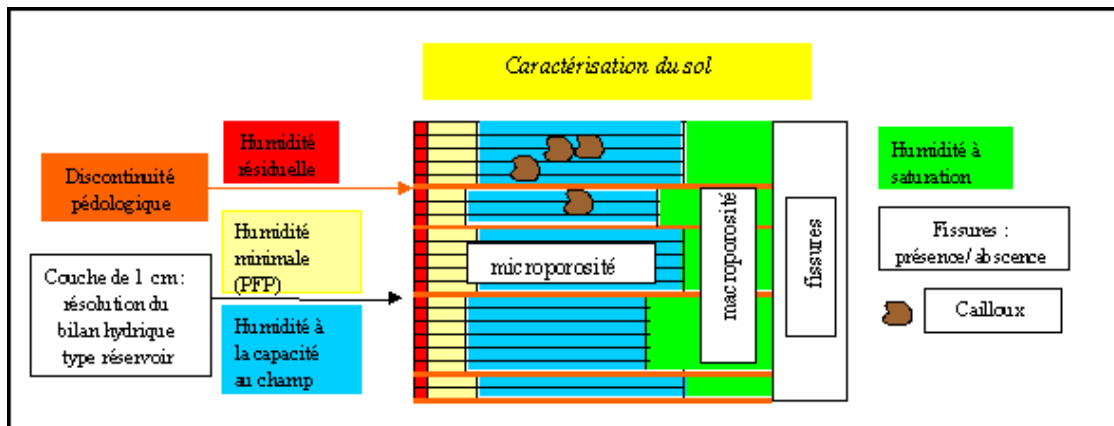


Figure 1 : Schéma du fonctionnement hydrique interne de STICS

La figure 1 représente le schéma du fonctionnement hydrique de STICS. Le transfert de l'eau dans le sol est effectué en utilisant le concept de réservoir. L'évaporation est calculée à partir de l'évaporation potentielle et en fonction de l'eau réellement disponible. Puis l'évaporation réelle ainsi obtenue est attribuée dans le profil sol semblable au modèle LIXIM (Mary et al., 1999). Les apports d'eau (précipitation ou drainage) remplissent les couches en séquence jusqu'à une valeur limite (qui est la capacité au champ) au-delà de laquelle l'eau peut circuler vers la couche inférieure. Le sol est ainsi décrit par couche élémentaire de 1 cm rassemblées en 5 horizons définis par les valeurs de densité apparente, d'humidité à la capacité au champ et d'humidité minimale. Ce calcul de transfert d'eau intervient après le calcul de l'évaporation et de transpiration des plantes.

L'approche de la conception du sol dans STICS permet de bien adapter de nouveaux modules en utilisant uniquement le bilan hydrique puisque la conceptualisation se rapproche de celle d'un modèle mécaniste.

## 2.2. STICS-PHYTO

La démarche consiste à conserver les bilans hydriques de STICS en intégrant des nouveaux modules permettant la transformation des produits phytosanitaires. La représentation du sol dans STICS est très semblable à celle de LEACHP (Huston et al., 1992) (découpage en couches de 1 cm), cela offrant la possibilité d'intégrer plus facilement nos propres modules pesticides en s'inspirant de l'approche LEACHP. Le modèle LEACHP propose ainsi une approche simple et transposable quant à la simulation du devenir des pesticides dans le sol. Il a de plus l'avantage de proposer des sources Fortran modifiables. Les modules inclus dans LEACHP sont les suivants :

- Un module d'adsorption instantanée régi par une équation de type Freundlich,
- Une cinétique de dégradation d'ordre 1,
- Un module de prélèvement par les plantes où les quantités de pesticides prélevées sont proportionnelles au volume d'eau utilisé en fonction d'une constante propre aux molécules.

STICS-PHYTO est donc un modèle dérivé de STICS qui permet de simuler les transferts de phytosanitaire lessivé à la base du sol. Ce modèle fonctionne au pas de temps journalier. Les pesticides au sein de STICS évoluent dans chaque couche de sol de 1 cm où ils peuvent subsister sous plusieurs formes et dans plusieurs sites. Ainsi, les pesticides se répartissent suivant les états et lieux suivants (cf. Figure 2) :

- en solution,
- adsorbés sur 1 site instantané,
- adsorbés sur un site où l'adsorption et la désorption sont plus lentes,
- sous forme précipitée.

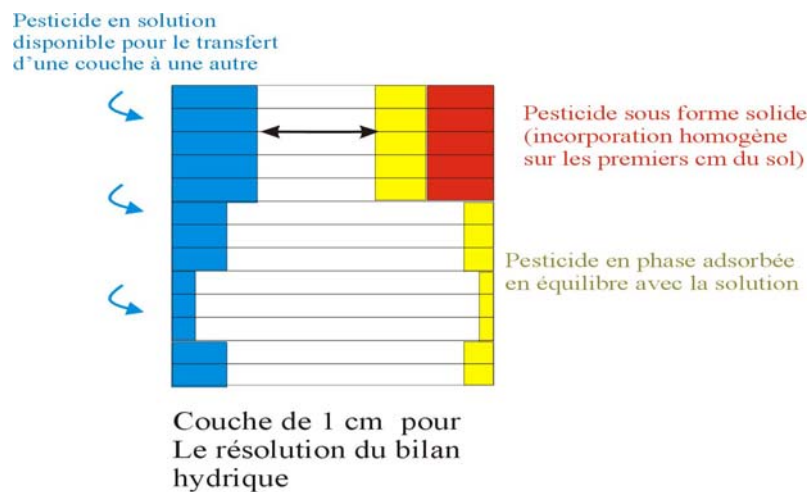


Figure 2: Schéma simplifié du fonctionnement de STICS

**Le cycle de simulation est le suivant :** à chaque pas de temps, les pesticides peuvent être intégrés au sol sous forme solide. Dès lors, ils sont dissous, dégradés et adsorbés sur les 2 sites et lessivés vers une couche inférieure jusqu'à atteindre la base du profil de sol selon les modules décrits ci-après.

### 2.3. Les modules de STICS-PHYTO

La volatilisation est dans un premier temps écartée car, les premières molécules, atrazine et ses métabolites, auxquelles sont vouées ce modèle sont peu volatiles. En effet, les pertes liées à la volatilisation pour l'atrazine sont de l'ordre de 0,1% (Briand O. *et al*, 2003) et seules quelques rares molécules présentent de fort taux de volatilisation. De plus la modélisation de ce processus est très complexe pour un bénéfice mineur pour de nombreuses molécules.

Les modules ci dessous décrivent les processus affectant les pesticides.

#### 1 - Application du produit : Module « incorpor »

Le mode d'application est considéré sous une forme solide. Le jour choisi pour l'application, le pesticide est intégré en admettant un mélange homogène sur une profondeur choisie.

On calcule :  $q_{pest\text{couche}} = q_{pest}/profincorp$ ,

Où  $q_{pest}$  est la quantité de pesticide appliquée en  $kg/ha * 10^{-1}$

et  $profincorp$  la profondeur en cm sur laquelle est effectuée le mélange.  $profincorp$  doit être un entier. Le pesticide passe dès lors en solution dans la limite de sa solubilité.

#### 2 -Processus de dégradation : Module « pestdrg »

Comme LEACHP, STICS-PHYTO utilise une dégradation qui est représentée par une cinétique d'ordre 1 décrite par Huston et Wagenet (1992). La dégradation n'affecte que les pesticides

en solution. Ainsi, à chaque pas de temps, et pour chaque couche, l'équation qui régit cette réaction est la suivante :

$$\text{pest1} = \text{pest0} * \exp(-akt)$$

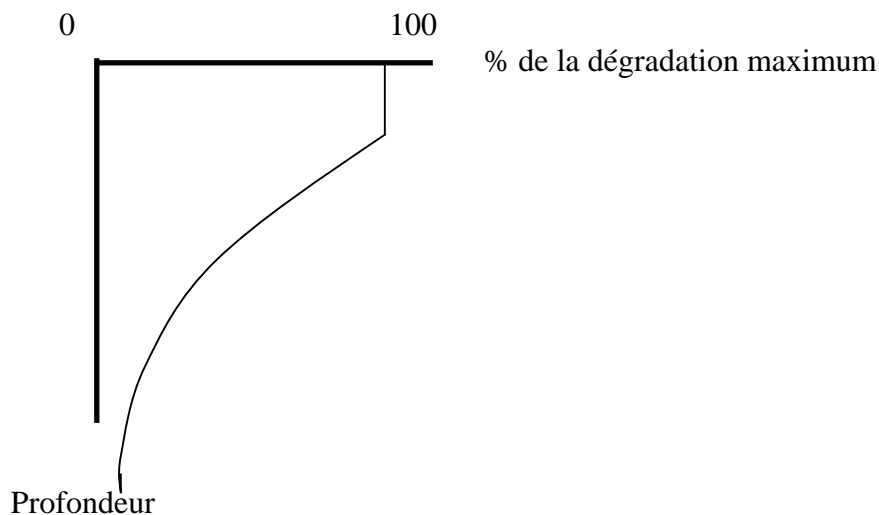
où

**t** = temps en jour

**ak** = coefficient de dégradation =  $\ln 2$  / temps de demie vie

**pest1** = nouvelle quantité de pesticide en solution et **pest0** = quantité initiale de pesticide en solution.

Toutefois, le coefficient de dégradation est pondéré en fonction de la profondeur simulante ainsi la décroissance d'activité bactérienne par une équation de la forme  $y = ax^n$ . Partant du principe que le modèle doit être facile à renseigner, et qu'il est compliqué d'obtenir des renseignements concernant les quantités de matière organique en profondeur à l'échelle du bassin versant, il a été choisi de simuler cette valeur de façon empirique. Il est de plus possible de choisir les différentes valeurs seuils affectant cette décroissance.



Cette décroissance de la dégradation avec la profondeur a été prouvée suite à des mesures en zone non saturée, notamment par Jenks et al. (1998), pour qui la constante de premier ordre est maximum entre 0 et 30 cm et minimum à partir de 2m 70 (où elle ne représente plus que 15% de la valeur maximum). La valeur de dégradation est de plus ajustée en fonction de la température. Baer (1996) décrit l'impact fort des changements de température du sol dans la dégradation. Le facteur de correction **Tcf** à la température **T** (°c) est calculée selon l'équation suivante :

$$\text{Tcf} = Q_{10}^{0.1(T-T_{\text{base}})} \quad (\text{Johnsson } et \text{ al.}, 1987)$$

où **Q<sub>10</sub>** est une constante de correction pour 10 degré et **Tbase** la température à laquelle la mesure a été réalisée.

L'évolution des températures dans le sol provient du modèle STICS. Elle dépend des conditions de surface qui dirigent une onde thermique journalière en fonction du milieu qui amortit plus ou moins la température (Antonioletti R, Brisson N, 1996).

### 3 - Processus de sorption : Module « pestads »

Le module simule 2 sites d'adsorption, le premier où les échanges sont instantanés, le second où les échanges sont lents. Les 2 réactions ont lieu directement avec la molécule en solution. Le second site est une adaptation des processus lents utilisé dans AGRIFLUX (Larocque et al., 1997).

Pour les échanges entre le premier site et la phase liquide, les phénomènes de sorption/désorption seront simulés par une équation de type Freundlich.

$$Q_{ads} = K_d C_e^{1/n}$$

Où

**Q<sub>ads</sub>** = Quantité de molécules adsorbées.

**C<sub>e</sub>** = Concentration à l'équilibre.

**K<sub>d</sub>** = Coefficient de partage entre la phase liquide et la phase solide en présence pouvant varier de l'ordre de 150% pour une même molécule (Gersl, 1990).

**n** = Coefficient empirique. En première approximation il peut être fixé à 1, rendant la relation linéaire comme dans certain modèle. Il est variable selon la molécule.

Le **K<sub>d</sub>** est considéré maximum jusqu'à la profondeur de labour puis décroît selon une fonction  $ax^n$  jusque atteindre une valeur de **K<sub>d</sub>** limite qui ne dépend plus de la matière organique mais du pourcentage d'argile contenu dans les couches. Un type de décroissance comparable est ainsi décrit et mesuré (Mouvet, 1997). Les valeurs d'adsorption et de carbone organique ainsi mesurées depuis le sol jusqu'au niveau piézométrique décroissent en profondeur de manière très similaire. Coquet (2003), décrit ces mêmes types de décroissance dans deux profils de 5 à 12 mètres pour l'atrazine, l'isoproturon et le metamitron.

Le module d'adsorption instantané permet de plus d'établir l'équilibre avec une phase précipitée. En effet, quand la concentration dépasse le seuil de solubilité, le pesticide précipite.

Pour les échanges avec le second site, l'adsorption est plus lente et suit une cinétique d'ordre 1 où les temps de transferts sont différents pour l'adsorption et la désorption. Ainsi, la constante d'adsorption lente pour l'atrazine sera de 107 (jours<sup>-1</sup>) et la constante de désorption de 36 (jours<sup>-1</sup>) (Larocque et al., 1997).

## **2.4. Etude de sensibilité**

L'objectif de cette étude est de mesurer l'impact des paramètres du modèle sur les quantités de pesticides transférées au delà de la zone sous racinaire. Le but est de voir comment le modèle réagit à la variation de ses paramètres en mesurant l'impact sur les quantités lessivés.

Le protocole est le suivant :

- Le sol est un sable limoneux de 80 cm convenant bien (de part ses propriétés hydrodynamiques) au lessivage de substance à la base du profil dans des temps assez courts.

- L'ensemble des paramètres est fixé à une valeur jugée moyenne, un autre paramètre est mobile et varie sur un intervalle pertinent. La molécule choisie est l'atrazine pour une application de 1.5 kg/ha.

Les modules suivant ne sont pas pris en compte :

- impact de la température sur la constante de dégradation
- adsorption lente

Les paramètres sont fixés aux valeurs suivantes :

La *profondeur* d'intégration des pesticides est de 10 cm

*Pour l'adsorption :*

Valeur maximale d'adsorption  $k_{dinit} = 227 \text{ L.kg}^{-1}$

Valeur seuil d'adsorption  $k_{dmin} = 40 \text{ L.kg}^{-1}$

Profondeur jusqu'à laquelle  $K_d$  est maximum = 30 cm ( Jenks et al., 1998)

Profondeur au delà de laquelle  $K_d$  est égale à sa valeur seuil = 80 cm

Exposant de la décroissance de  $K_d$  avec la profondeur = 0.5

*Pour la dégradation :*

Constante maximale de dégradation  $0.0108 \text{ jour}^{-1}$ , soit un temps de demie vie de 67 jours

Constante minimale de dégradation  $0.00108 \text{ jour}^{-1}$ , soit un temps de demie vie de 640 jours

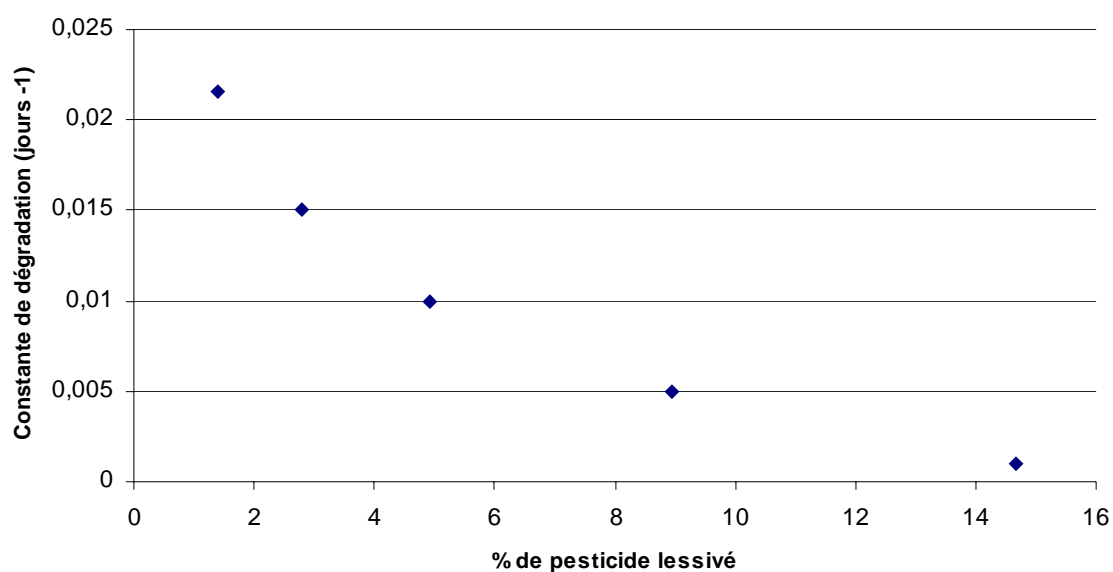
Profondeur jusqu'à laquelle la dégradation est maximum = 30 cm

Profondeur au delà de laquelle la dégradation est égale à sa valeur seuil = 80 cm

Exposant de la décroissance de la constante de dégradation avec la profondeur = 0.5

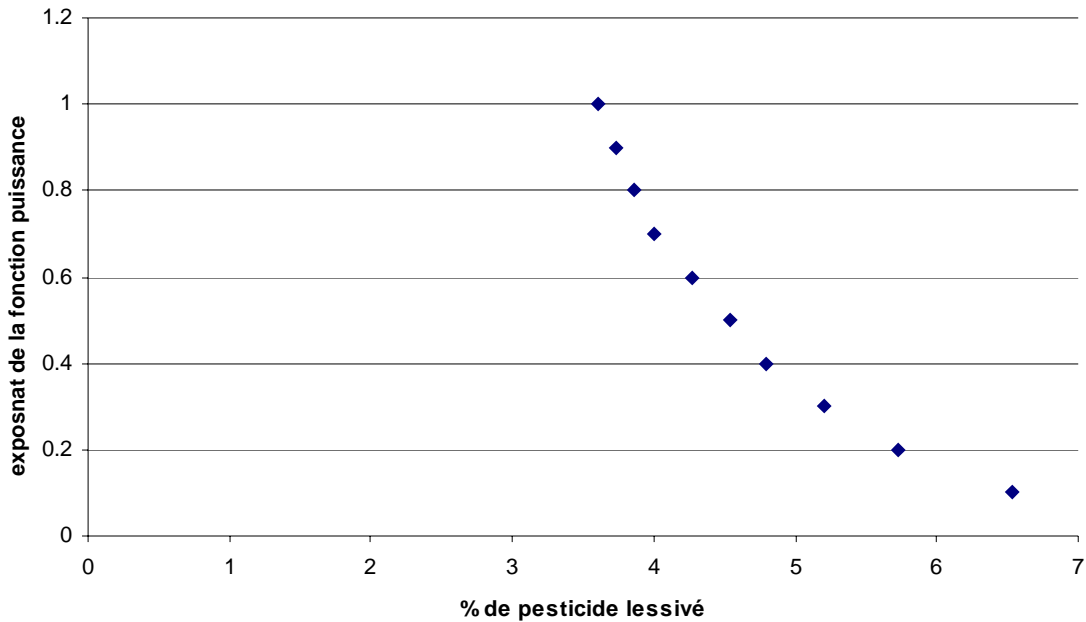
#### 2.4.1 Sensibilité à la dégradation :

Les tests dont les résultats sont présentés ci dessous sont réalisés sur les paramètres affectant la dégradation.



**Figure 3 :** % de pesticide lessivé en fonction de la constante de dégradation

La figure 3 présente la variation de pesticide lessivé pour des constantes de dégradation variables. Il est très clair que plus la constante est petite, moins il y a de dégradation, cela favorisant de ce fait le lessivage à la base du profil. Pour une valeur moyenne (correspondant à l'atrazine) de  $0.01 \text{ jour}^{-1}$ , le pourcentage lessivé est de l'ordre de 5 %.

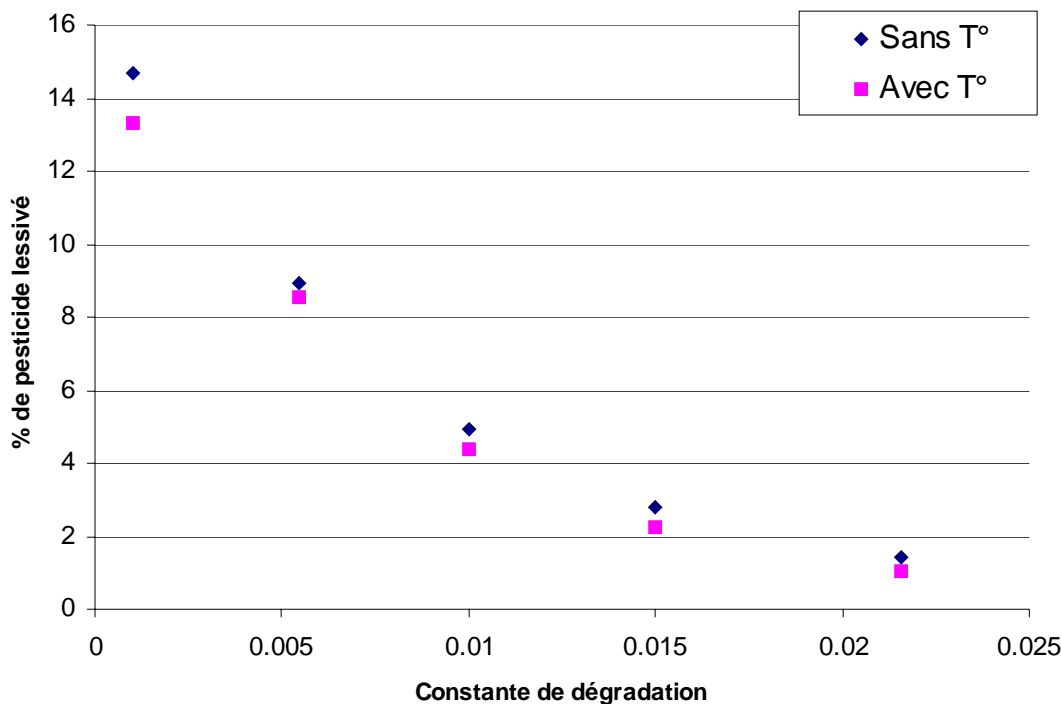


**Figure 4 :** % de pesticide lessivé en fonction de l'exposant de la fonction puissance

La figure 4 montre quant à elle cette même variation mais en fonction de l'exposant de la fonction puissance. Plus la valeur est proche de 1, plus le profil de dégradation est fort. La variation autour de la valeur moyenne (pour de l'atrazine) est de plus ou moins 2 % sur l'intervalle considéré.

De plus, la dégradation est mesurée pour une température donnée ; ainsi il est utile d'observer l'impact de cette dernière. La figure ci-dessous présente les pourcentages de pesticide lessivé avec et sans prise en compte de la correction de température pour sol de température moyenne  $20^{\circ}\text{C}$ . Les variations sont le plus souvent de l'ordre de 0.5 % en moins.



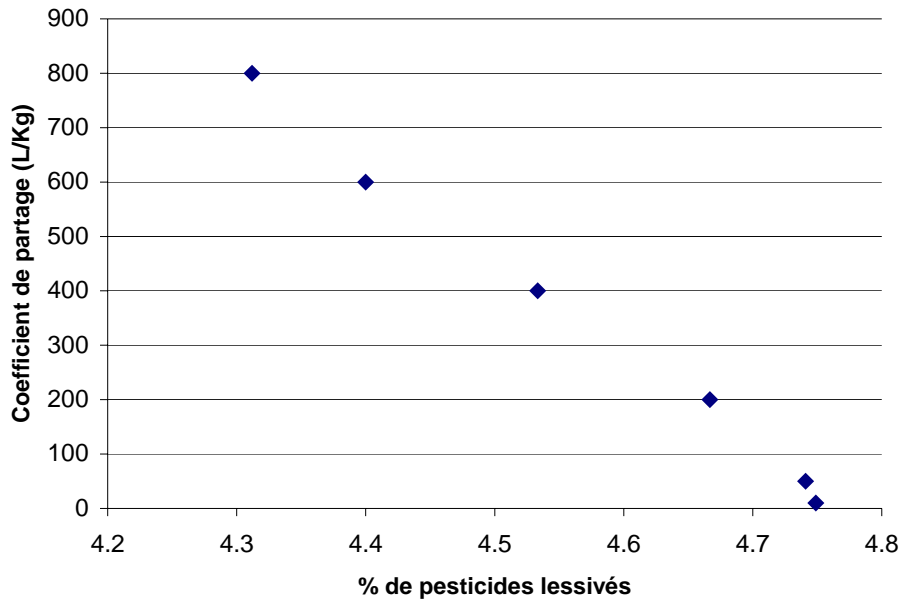


*Figure 5: % de pesticide lessivé avec et sans prise en compte de la correction de température du sol*

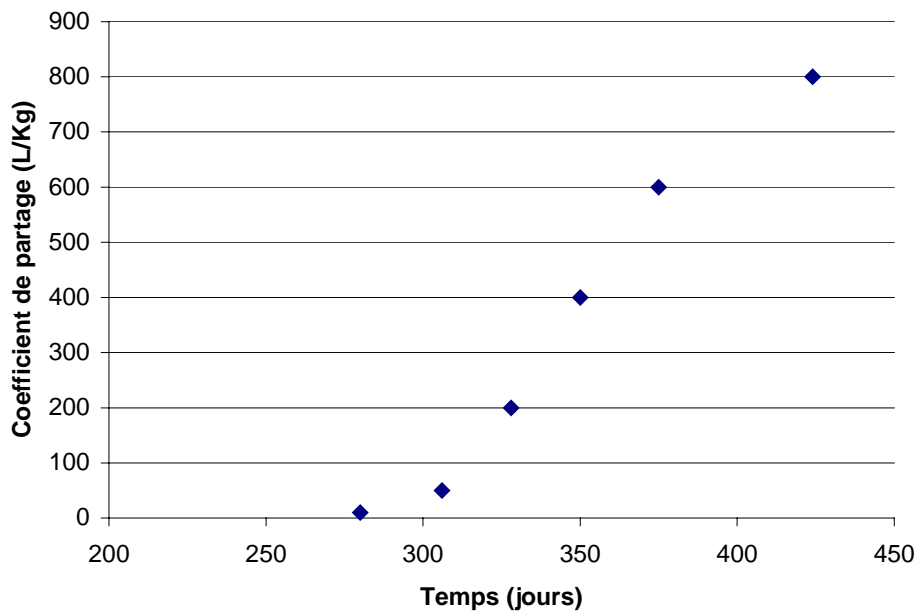
Il est très clair que pour la dégradation, c'est bien le temps de demie-vie qui influe nettement sur les quantités lessivées. De plus, l'impact de la température sur les pesticides drainés à la base du profil n'est que de 0.5% en moyenne. Toutefois, sur trente ans cette valeur peut devenir non négligeable par effet d'accumulation.

#### **2.4.2 Sensibilité à l'adsorption :**

De la même manière que pour la dégradation, le même type de test a été réalisé pour l'adsorption instantanée. Très clairement, l'adsorption n'a que peu d'effet sur le lessivage des pesticides (cf. Figure 6 ). Ce qui est tout à fait logique puisque seul les pesticides en solution sont affectés par le dégradation. Une adsorption importante crée toutefois un retard au transfert. Ainsi la Figure 7 présente le temps nécessaire pour lessivée 99 % de ce qui peut l'être en fonction de l'adsorption.



*Figure 6: % de pesticide lessivé en fonction du coefficient d'adsorption*



*Figure 7: Temps de lessivage complet pour différents coefficients de partage*

### 2.4.3 Impact des propriétés chimiques des molécules :

L'objectif est d'étudier l'impact des propriétés chimiques utilisées par le modèle à savoir le temps de demie-vie et la constante d'adsorption. Il s'agit donc d'évaluer l'impact des deux paramètres combinés qui sont censés au sein du modèle représenter une molécule. Pour cela, il a été choisi de comparer 2 molécules présentant des risques de contamination des eaux souterraines différentes : l'atrazine et l'isoproturon. Ces 2 molécules possèdent respectivement des indices de GUS (Gustafson,

1989) , de 3.51 et et 2.53. La première présentant un risque de lessivage élevé et la seconde un risque faible. Les intrants sont fixés comme pour les tests de sensibilité et les paramètres utilisés sont les suivants :

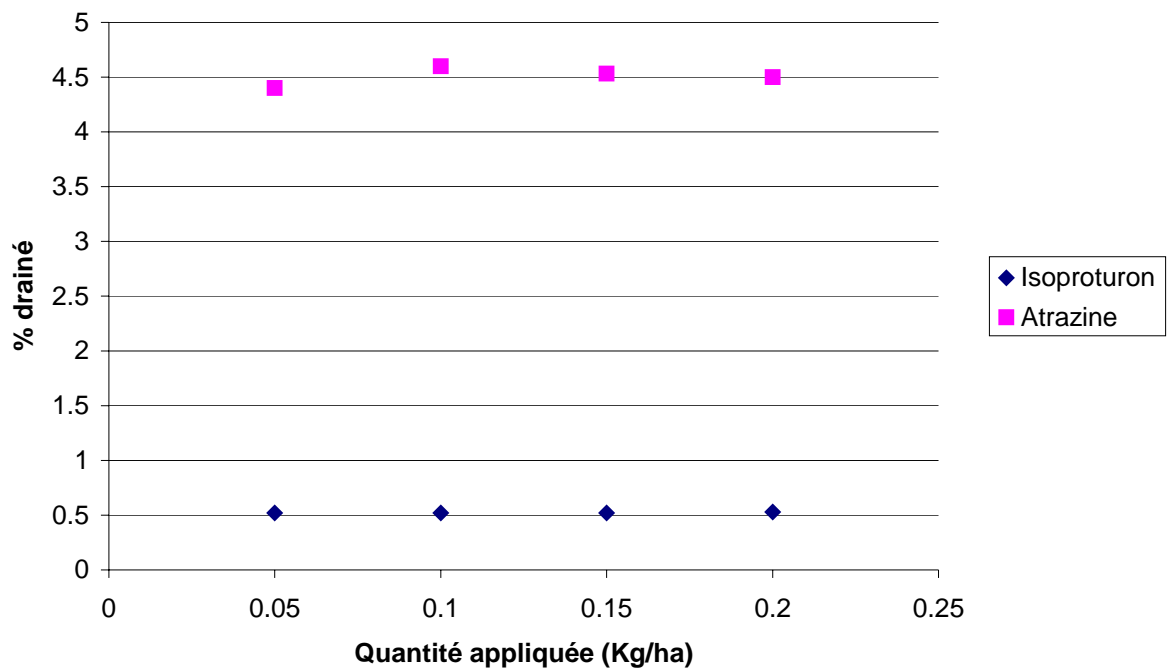
Isoproturon :

$K_d = 120 \text{ L/Kg}$   
 $T_{1/2} = 25 \text{ Jours}$

Atrazine :

$K_d = 227 \text{ L/Kg}$   
 $T_{1/2} = 63 \text{ Jours}$

La figure ci dessous présente les résultats sous la forme du pourcentage de molécule lessivée en fonction de la quantité épandue.



*Figure 8: Pourcentage de pesticides lessivés à la base du profil pour l'atrazine et l'isoproturon*

Si la quantité appliquée n'a que peu d'impact, pour des valeurs traditionnellement utilisées en agriculture, sur le lessivage, le comportement des molécules est très différent. Il existe ainsi un facteur 10 entre le lessivage de l'isoproturon et de l'atrazine. On mesure donc ici l'impact des propriétés chimiques de base des molécules. Le modèle prend donc bien en compte les spécificités de chaque

matière active et la définition des seules paramètres d'adsorption et de temps de demie-vie semblent suffire en première approche.

## **2.5. Conclusion**

Ces différents tests montrent la très grande variabilité des résultats fournis par le modèle aux différents paramètres. Ils conditionneront donc en grande partie la cohérence des résultats. Toutefois, les premiers résultats, si l'on s'attache à la quantité lessivée à la base du sol laissent à penser que le modèle est assez cohérent. En effet, si l'on prend les valeurs moyennes des paramètres, le pesticide lessivé représente un peu moins de 5 % de ce qui est apporté en surface. Il y a peut-être une légère sur-estimation, si l'on compare aux travaux de Dousset et al. (1995) qui a notamment travaillé sur les quantités de pesticides lessivés à la base de différents sols. Mais là encore, les paramètres locaux influent beaucoup, le sol est ici sableux et peu profond ce qui favorise nettement un transfert rapide. De plus, le modèle est aussi cohérent d'un point de vue chimique puisque les spécificités du pesticide semblent, dans ce cas, prises en compte. Toutefois, seule une validation de modèle par rapport à des données terrain permettra d'évaluer sa bonne adéquation.

### **3. Campagne annuelle d'analyse de la contamination des eaux souterraines du bassin versant de la Vesle**

La première collecte de données pesticides sur l'ensemble du bassin de la Seine avait mis en avant les limites de ces données, montrant notamment l'hétérogénéité et le manque de précision dans les mesures qui entraînaient une absence très claire de continuité dans les données disponibles, ne permettant donc pas d'extraire de tendance particulière.

Réaliser une campagne d'analyse complémentaire avait plusieurs objectifs :

- de mieux comprendre les temps de transfert,
- de visualiser l'impact des saisons,
- d'identifier la variabilité des concentrations en pesticides à l'échelle d'un « petit » bassin,
- d'affiner les données d'un point de vue spatial et temporel.

Pour cela il était donc nécessaire de réaliser un suivi suffisamment fin tant d'un point de vue spatial que temporel. Ainsi, 16 captages et deux points d'eau superficielle ont été suivis mensuellement sur le bassin de la Vesle.

#### **3.1. Présentation de la zone d'étude**

Le bassin de la Vesle est situé dans le département de la Marne sa surface est de 1482 km<sup>2</sup>. Toutefois, seule la partie en amont de Reims a été retenue. Il s'agit d'une zone de 607 km<sup>2</sup>, s'étendant sur 50 km de long et 12 de large dans laquelle on trouve 58 communes.

L'intérêt de cette focalisation est multiple :

Tout d'abord, il s'agit d'une zone qui correspond au bassin d'alimentation de la ville de Reims. Ensuite, elle présente des entités géologiques bien marquées :

- une partie crayeuse couvrant la majorité du bassin,
- une partie tertiaire sur laquelle sont implantés les vignobles.

Enfin, l'occupation du sol de ce bassin, dédiée à l'agriculture intensive et au vignoble, entraîne déjà d'importants problèmes de contamination des ressources en eau par les pesticides.

#### **3.2. Molécules et paramètres étudiés**

##### Les paramètres physico-chimique classiquement liés au contexte agricole

Ammonium, Nitrites, Nitrates, MES, turbidité.

##### Les phytosanitaires

Il était nécessaire de bien cibler les molécules recherchées, pas trop récentes (car indétectables), pas trop anciennes car la rémanence de ces molécules dans les eaux souterraines n'était pas garantie. Il fallait donc s'orienter vers des molécules adaptées au contexte agricole et utilisées en quantité

suffisante pour retrouver des valeurs significatives. Le rapport Fredonca, présentant un état de la contamination dans le cadre d'un programme visant à réduire les pollutions des eaux par les phytosanitaires, a permis de mieux préciser les molécules ayant une forte probabilité d'être présentes. Ce rapport établit en effet un bilan de la contamination des pesticides sur la Vesle à partir d'un ensemble de campagnes de mesures, ainsi qu'un aperçu des pratiques agricoles associées. Globalement le rapport Fredonca précise que, l'Atrazine et ses produits de dégradation (Déséthylatrazine, Déisopropylatrazine, Terbuthylatrazine), la Simazine, le Diuron et le Terbuméton sont les molécules les plus détectées dans les eaux souterraines et notamment des champs captants de Couraux. Ces champs captant, situés en fond de vallée de la Vesle, constituent un point de captage alimentant en grande partie l'agglomération de Reims.

Les molécules présentées ci-dessous sont des substances herbicides et non fongicides ou insecticides qui appartiennent toutes à la famille chimique des triazines, à l'exception du Diuron.

**Les triazines** ( atrazine, simazine, déséthylatrazine, déséthylsimazine, terbuthylazine , terbuméton, secbuméton, desmétryne, cyanazine, l'alachlore)

Parmi ces molécules, on recherche :

- L'atrazine, herbicide du maïs : c'est la molécule la plus connue, tant pour la molécule mère que pour ses métabolites. C'est aussi la molécule qui présente les valeurs les plus significatives dans les eaux souterraines. On recherche également ses métabolites déséthyl-atrazine et la déisopropyl-atrazine.
- Le terbuméton, molécule très utilisée pour la vigne, aujourd'hui abandonnée ; elle est encore retrouvée fréquemment dans les analyses d'eau souterraine en région viticole dans le département de la Marne.
- L'alachlore, autre herbicide du maïs, remplaçant de l'atrazine sera également analysé

**Les urées** (diuron, isoproturon, chlortoluron, linuron)

Parmi ces molécules, on recherche préférentiellement :

- L'isoproturon : première molécule utilisée pour le désherbage des céréales, elle est détectée à plus de 0,1 µg/l dans 60 % des prélèvements en général;
- Le Diuron : c'est le pesticide à usage non agricole retrouvé dans les eaux souterraines.

**Organochlorés** (HCH alpha bêta, gamma, aldrine, dieldrine, endrine, chlodane, endosulfan alpha et bêta, heptachlore, heptachlore époxyde, métolachlore, métazachlore, DDT op' et pp', DDE op' et pp', DDD op' et pp', hexachlorobenzène (HCB), PCB 28, 52, 54, 101, 118, 138, 153, 180, Lindane). La recherche de ces molécules a pour objectif de voir si 10 ans après l'arrêt d'utilisation de certaines molécules, ces dernières sont encore retrouvées dans les eaux souterraines.

Les molécules analysées sont :

- le métalochlore, pesticide très utilisé sur la vigne
- le lindane, insecticide très utilisé autrefois. Le lindane a été abandonné du fait de sa toxicité et ses temps de rémanences de 10 à 20 ans

### 3.3. Les points faisant l'objet du suivi

L'objectif est de choisir un ensemble de points suffisamment représentatifs de l'ensemble du bassin versant soit :

- des points en amont et en aval du bassin, afin d'obtenir une vision globale et d'étudier l'évolution des teneurs en pesticide et l'impact des pratiques « grandes cultures » (située en amont), sur la partie aval
- sur les hauteurs (zone non saturée plus importante) et en fond de vallée (zone non saturée plus faible), la ZNS (zone non saturée) varie de 0 à 40 m sur le bassin.
- dans des zones viticoles et de grandes cultures (pratiques culturales et phytosanitaires différentes)
- Des points en eau superficielle afin de mesurer l'impact de la contamination nappe /rivière

Les sites de prélèvements ont ainsi été sélectionnés tout en respectant une homogénéité sur la répartition spatiale et une variété dans le type de culture, l'épaisseur de zone non saturée et la position sur le bassin.

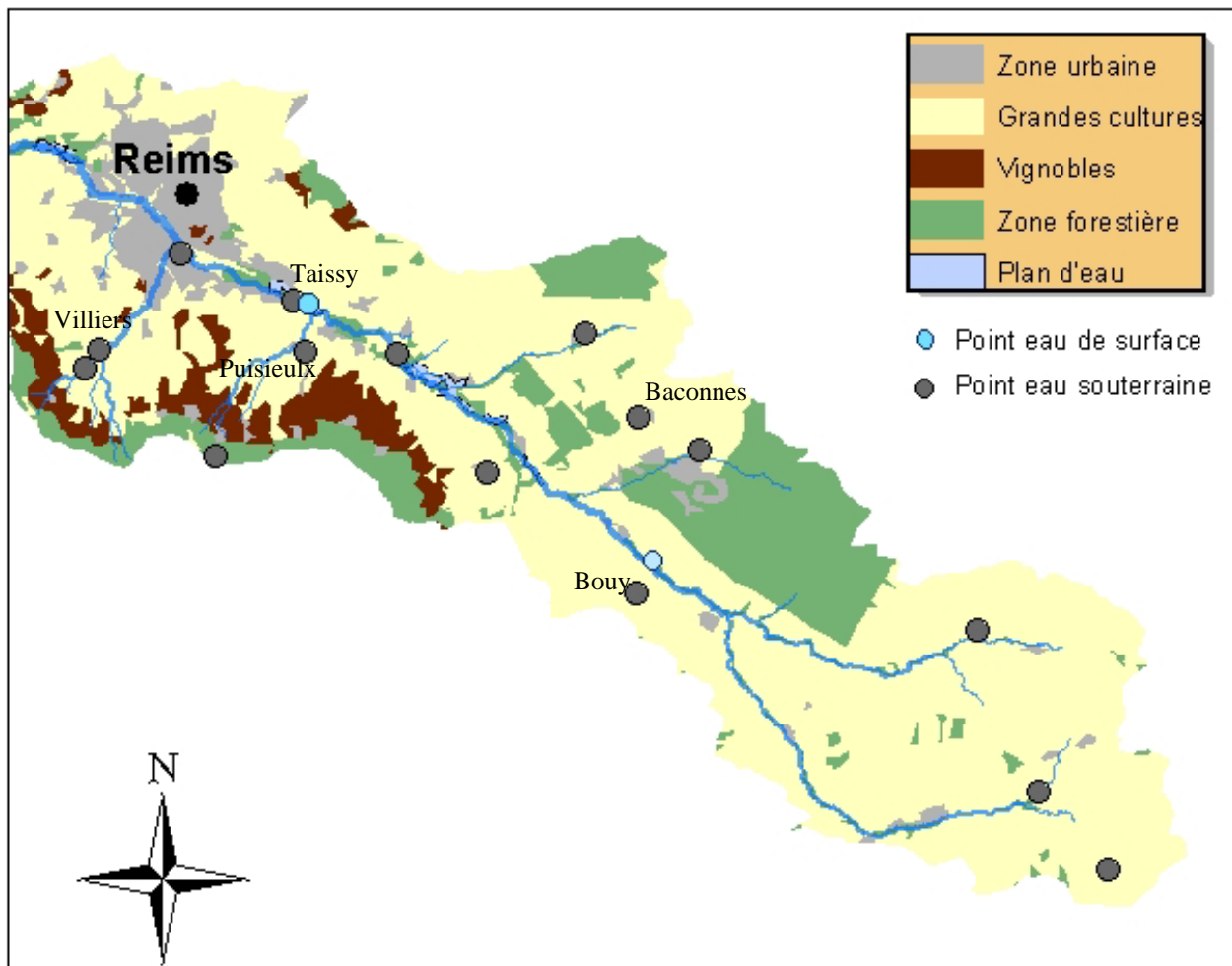
Les points retenus sont indiqués dans le tableau ci-après. Sont représentés sur la carte l'ensemble des points faisant l'objet de mesure avec :

- les points du RES (Réseau « eaux souterraines » suivi par l'Agence de l'eau ») ;
- les points issus d'autres réseaux qui seront utilisés.

Code BSS	Commune	Occupation du sol	Epaisseur ZNS	Situation géographique	Réseau de mesure
01321X0110	Reims	Urbain	Faible	Aval BV	RES
01584X0002	Les petites Loges	Viticole	moyenne	Mi-bassin	RES
01335X0001	Baconnes	Grande culture	grande	Amont BV	RES
01591X0002	Bouy	Grande culture	faible	Amont BV	RES
01593X0019	Bussy-le-Chateau	Grande culture	grande	Amont BV	RES
01598X0007	Poix	Grande culture	grande	Amont BV	Hors RES
01597X0014	Somme-Vesle	Grande culture	faible	Amont BV	Hors RES
01335X0002	Mourmelon-le-Grand	Urbain	grande	Amont BV	Hors RES
01328X0002	Prosnes	Viticole	Moyenne	Bassin annexe qui rejoint en aval	Hors RES
01326X0029	Chigny-les-roses	Prairie	Source	Crête en aval du bassin	Hors RES
01327X0055 01327X0056 (2 captages)	Beaumont-sur-Vesle	Viticole/ Grande culture	Faible	Mi-Bassin	Hors RES
01325X0004	Villiers les Nœuds	Viticole/ Grande culture	Moyenne	Aval au sud de Reims	Hors RES
01325X0031	Villiers les Nœuds	Viticole/ Grande culture	Moyenne	Aval au sud de Reims	Hors RES
01326X0040	Taissy	Grande culture	Faible	Intégrateur de presque tout le bassin en amont de Reims	Hors RES
01326X0004	Puisieux	Juste en amont du Champ captant de Couraux, zone d'alimentation de l'agglomération de Reims – résultante du bassin versant			Hors RES

**Figure 9 :** Tableau des points de mesures pour la campagne d'analyses complémentaire sur la Vesle (hors points d'eau superficielle)





*Figure 10 : Implantation des points de mesures pour la campagne d'analyses complémentaires sur la Vesle*

Particularité de quelques points de prélèvements :

**Reims :** Il s'agit d'un point intégrateur de l'ensemble amont du bassin et situé juste avant les zones urbaines.

**Bouy :** Ce point est représentatif de l'état de pollution généré uniquement par les grandes cultures. Couplé au point de prélèvement en rivière il permettra, si pollution il y a, de mettre en évidence ou non des liens entre la rivière et la nappe.

**Baconnes :** Ce point a été rajouté car selon la DDASS, il y aurait eu des pics de pollution en pesticides particulièrement importants.

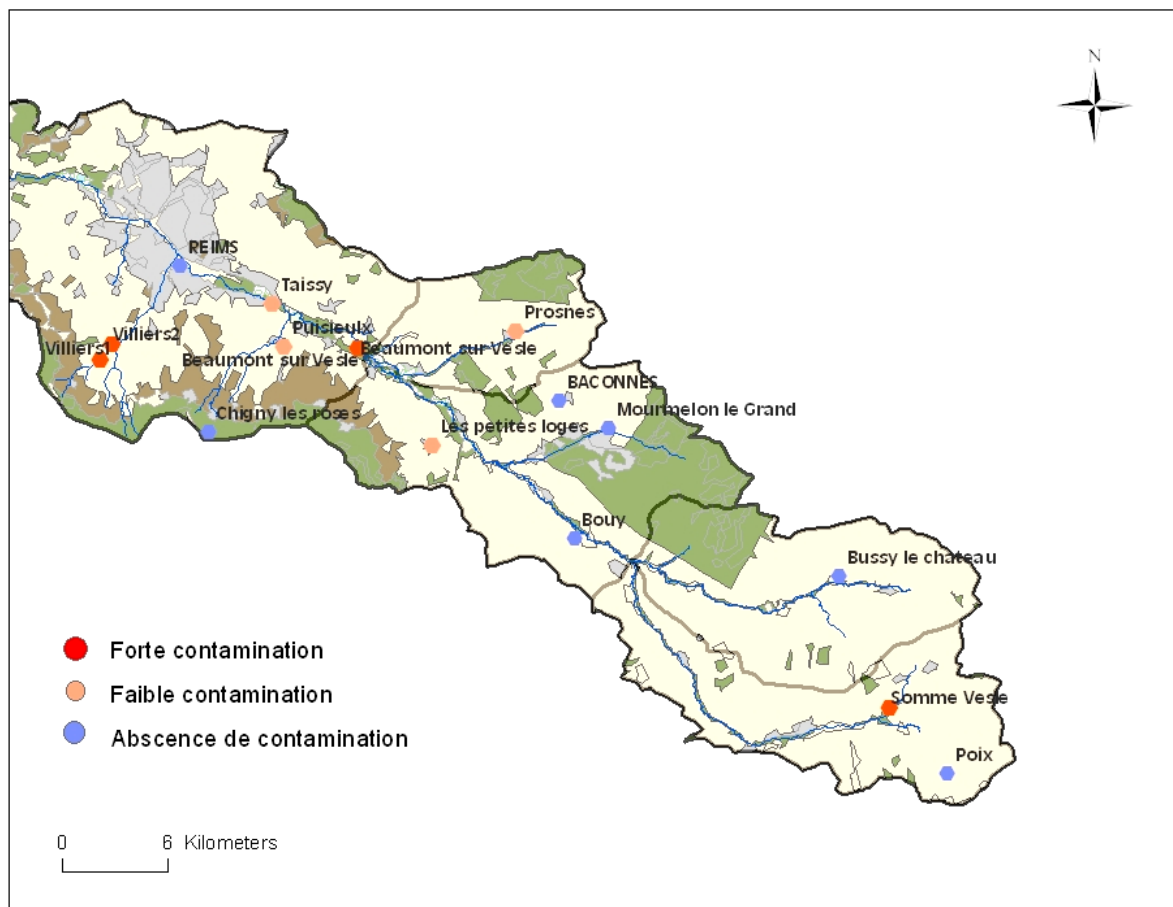
**Puisieulx :** Ce point situé directement en aval des vignes est directement représentatif de la pression viticole.

**Taissy :** Ce point représente une des sources d'alimentation en eau de Reims.

**Villiers :** Ce point est en fait un double point de prélèvement puisque 2 captages très proches ne présentent pas la même contamination en pesticides.

### 3.4. Résultats de la campagne

La synthèse des analyses montre une spatialisation géographique de la contamination des captages. Ainsi, sur l'ensemble des points mesurés, 7 ne présentent aucune contamination, 4 autres points présentent une faible contamination (contamination ponctuelle dans le temps). Les autres points sont contaminés beaucoup plus souvent.



*Figure 11 : Degré de contamination aux différents points analysés*

#### 3.4.1 Analyse par captage:

Les captages sont implantés de manière assez homogène sur le bassin, ce dernier présentant un contexte agricole et une occupation des sols très variés. Ainsi, si l'amont du bassin est occupé par des grandes cultures, le reste est moins homogène. En effet, la rive droite est occupée pour un tiers par des zones forestières et un camp militaire où les apports en produits phytosanitaires sont supposés nuls. La rive gauche est plus hiérarchisée avec dans sa partie amont une zone de grande culture et dans sa partie aval, une répartition étagée avec d'amont en aval : une zone de prairie, une bande de vignoble, une zone de grande culture et en fond de vallée un tissu urbain plus ou moins développé.

*Captages non contaminés :*

Poix, Bussy le château, Bouy, Mourmelon le grand, Baconnes, Chigny les roses et Reims.

Il est à noter que pour le captage de Reims l'eau est issue d'un mélange de plusieurs forages proches de plusieurs centaines de mètres.

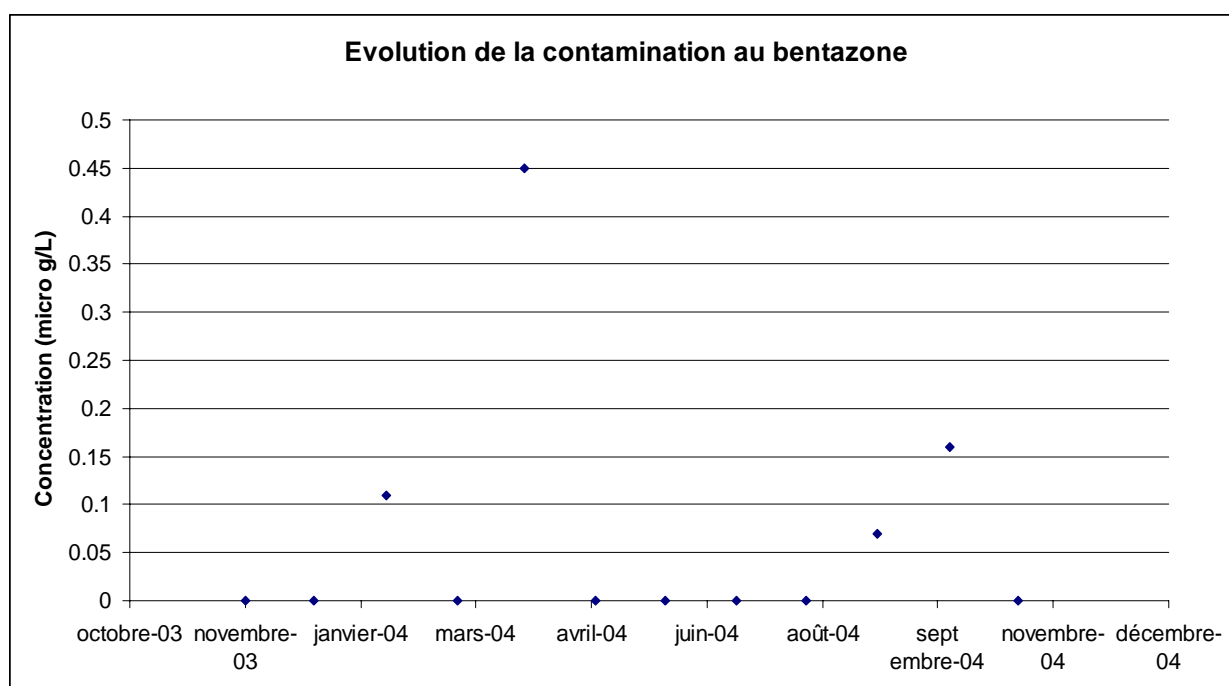
*Captages faiblement contaminés :*

Captage de **Puisieux** , seules 2 analyses en atrazine au mois de Janvier et Septembre se sont avérées positives.

Captage de **Taissy** , 1 analyse positive en atrazine et cyanazine au mois de Mars, et 2 en terbuthylazine au mois de juillet et août.

Captage de **Prosnes**, 2 analyses ont révélé la présence d'atrazine et de desethyl-atrazine au mois de Mars.

Captage des **Petites Loges**, 1 analyse positive à la desethyl-atrazine avec une contamination plus récurrente au Bentazone (cf. Figure 12).

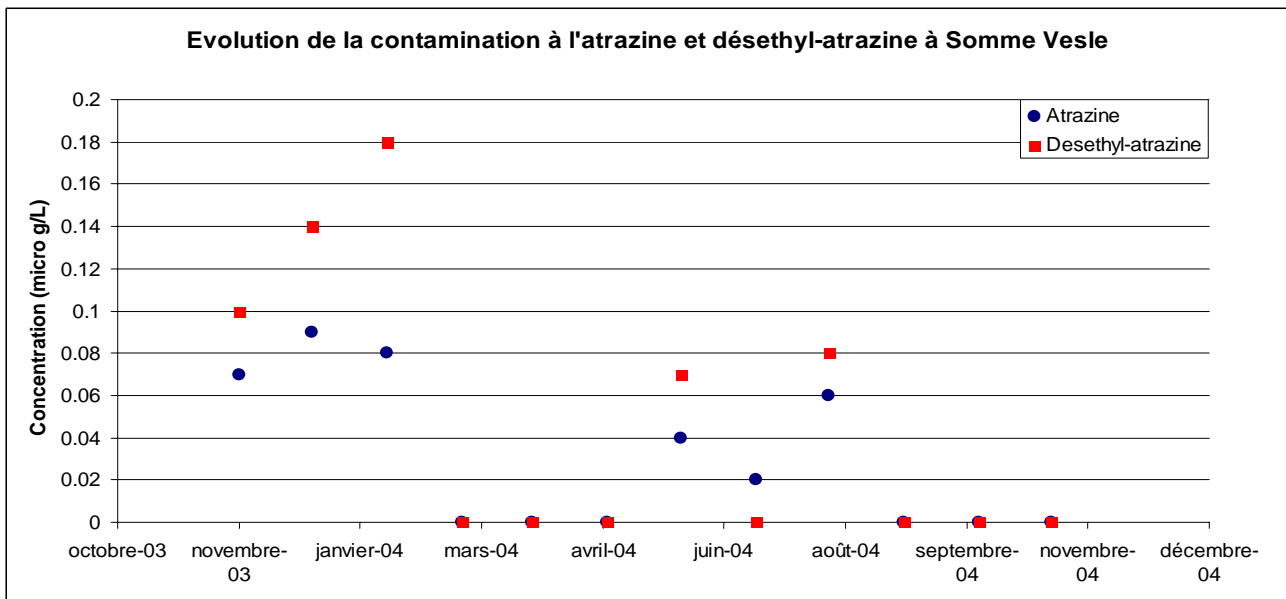


*Figure 12 : Evolution de la contamination au bentazone aux Petites Loges*

*Captages plus fortement contaminés :*

Captage de **Somme Vesle** :

Ce captage présente uniquement une pollution, à l'atrazine et à sa métabolite la désethyl-atrazine sur deux périodes bien distinctes (cf. Figure 13); ces deux molécules étant, sur ce captage toujours associées.



*Figure 13 : Evolution de la contamination à Somme Vesle*

#### Captages de **Villiers 1 et 2** :

Ces 2 captages sont très fortement contaminés, mais bien qu'étant très proches géographiquement ils présentent toutefois des caractères variés. En effet le captage de **Villiers 1** est moins contaminé et de façon moins continue. Ainsi, l'atrazine est détectée presque en continu sur l'année. S'ajoute à celle ci des contaminations plus ponctuelles à la cyanazine, la desethyl-atrazine, au terbuméton, au desehtyl-terbuméton et à la terbuthylazine.

La captage de **Villiers 2** est quant à lui pollué presque en permanence par l'atrazine, la desethyl atrazine, la simazine, la cyanazine et la therbuthylazine, ainsi que ponctuellement par le terbuméton et la désisopropyl-atrazine.

Ainsi, les deux captages présentent globalement les mêmes molécules, mais ils n'en subissent pas les effets de la même manière. Un élément de réponse pourrait être un équipement du forage moins étanche à Villiers 2 qui favoriserait des transferts plus rapides, condamnant de ce fait le pouvoir épurateur du sol.

#### Captages de **Beaumont sur Vesle 1 et 2** :

Contrairement à Villiers, ces 2 captages sont très semblables au point de vue des molécules détectées, ainsi on détecte très fréquemment les pesticides suivants :

- L'atrazine et ses 2 métabolites
- La terbuthylazine
- La simazine

et plus ponctuellement le terbuméton, la déséthylterbuthylazine et la cyanazine.

#### Prélèvements en eau superficielle :

L'ensemble des prélèvements à Bouy n'a pas permis de détecter de pesticides. En revanche, à Taissy il a été détecté de l'atrazine, de la desthyl-atrazine, de la désisopropyl-atrazine, de la simazine,

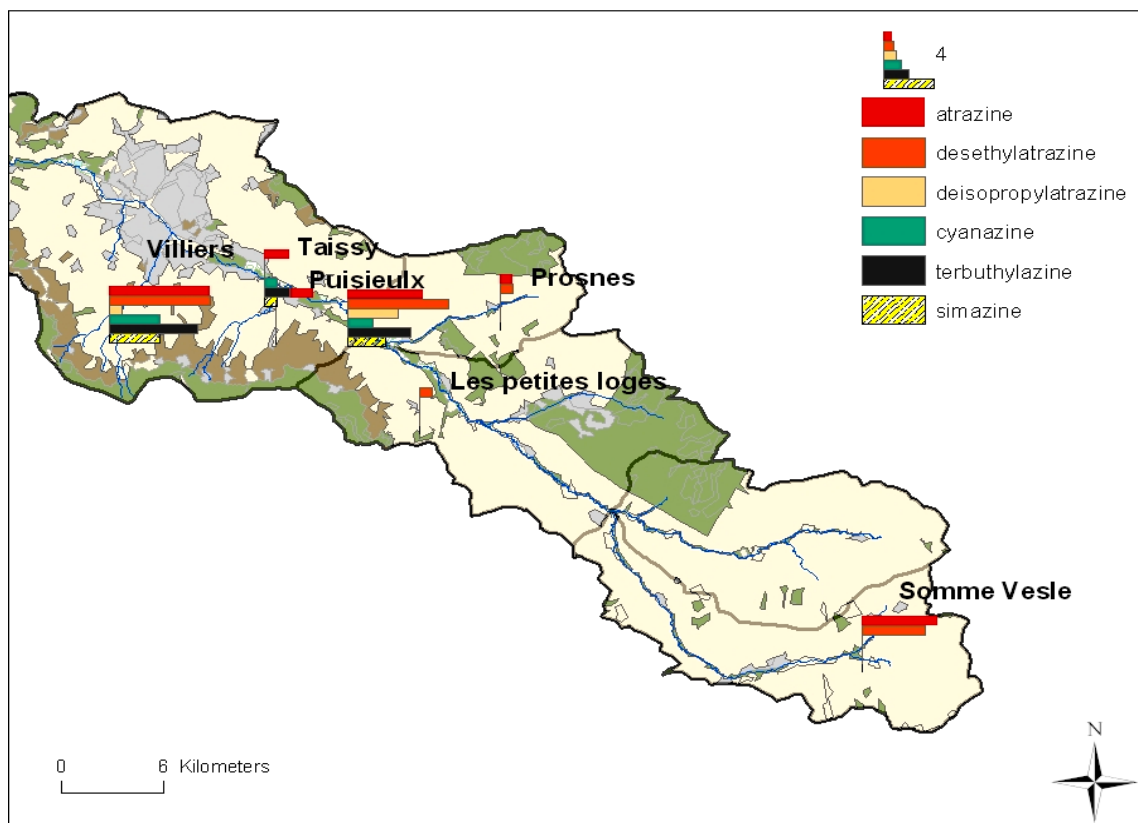
de la terbuthylazine ainsi que du diuron. Toutes ces molécules sont détectées pendant les mois d'avril, mai ou juin, elles témoignent des applications qui ont précédé.

L'atrazine et la desethyl-atrazine sont en plus retrouvées au mois de décembre et novembre montrant une application supplémentaire à la sortie de l'été. Il existe de plus une contribution souterraine puisque que le DAR (rapport entre la desethyl-atrazine et l'atrazine) est égal à 2,3. Normalement, l'atrazine lessivée directement est très peu dégradée et n'est donc associée qu'à une faible quantité de sa métabolite (Duncan *et al.*, 1991). On met donc ici en évidence une forte contribution des eaux souterraines.

Cette analyse montre la grande variabilité des pollutions aux pesticides d'un captage à l'autre et il est très difficile de visualiser le degré de ces pollutions sur le bassin. En effet, il est très clair que certains captages sont pollués par de nombreuses molécules et de façon récurrente alors que d'autres ne présente que des contaminations ponctuelles. Il est donc nécessaire de réaliser une approche par molécule afin d'observer des spatialisations possibles liés à l'usage d'une molécule en particulier.

### **3.4.2 Analyse spatialisée:**

La figure ci dessous présente le nombre de détection pour chaque molécule par captage, elle renseigne donc sur les zones du bassin les plus fréquemment touchées par un grand nombre de molécules. C'est clairement la partie aval, surplombée par les vignes, qui est la plus touchée. En effet, le nombre de molécules détectées y est nombreux et fréquent. Toutefois, l'atrazine est la molécule prépondérante. Ainsi, elle est détectée quasiment sur l'ensemble du bassin, et particulièrement fréquemment sur les captages en aval des zones viticoles. La présence en quantité importante de sa métabolite témoigne d'un transfert lent via les eaux souterraines. En effet, le DAR est systématiquement supérieur à 1, il y a donc une forte dégradation de l'atrazine et donc un temps de séjour important en zone non saturée. L'ensemble des molécules détectées est cohérent avec la synthèse du rapport Frédonca.



**Figure 14 :** Nombre de détections des molécules sur 12 mois

La pression viticole est très claire puisque que l'on retrouve des molécules comme la simazine, la terbuthylazine et la cyanazine caractéristiques de ce type de culture. D'autres molécules sont aussi détectées plus rarement comme le bentazone avec une pollution beaucoup plus locale comme aux Petites Loges. Là encore c'est la région sous viticole qui est la plus polluée.

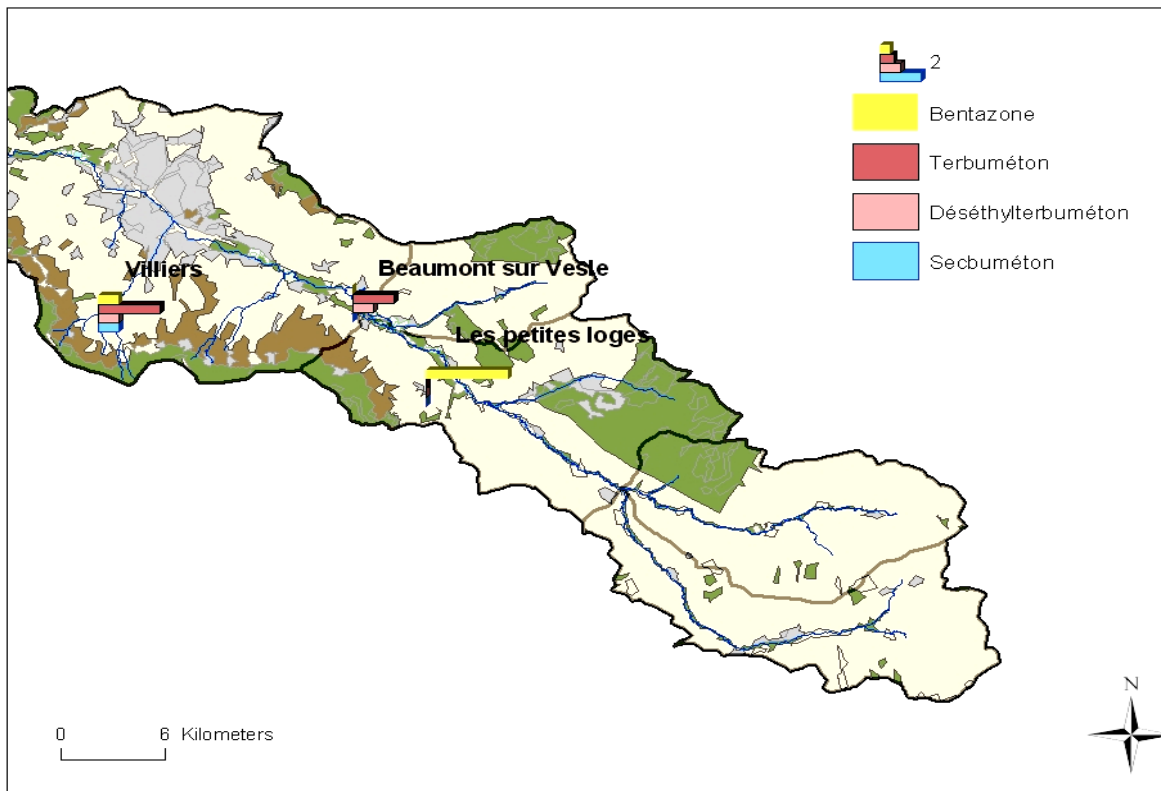


Figure 15 : Nombre de détections des molécules sur 12 mois

### 3.5. Interprétation

Cette approche permet de tirer une première conclusion concernant la spatialisation de la contamination. En effet, la partie Nord du bassin est quasi exempte de toute pollution, sachant que les analyses effectuées à Prosnes n'ont révélées que 2 détections à l'atrazine et à la déséthyl-atrazine au mois de Mars. Il semble donc que seuls les points en aval des vignes soient fréquemment pollués par les pesticides.

D'un point de vue global, les molécules les plus retrouvées sont l'atrazine, et ses métabolites ainsi que la simazine, molécules les plus employées il y a encore peu de temps voire même actuellement, puisque les analyses en eau superficielle à Taissy ont révélé la présence d'atrazine au mois de Décembre, d'avril et de mai.

Il est à noter que pour l'ensemble des points étudiés, il n'existe **aucune** détection de molécule au mois de Février et de Juin (les analyses étant effectuées en fin de mois). Toutefois, les concentrations en pesticides sont assez fortes (cf. Figure 16), et statiquement, à la vue du nombre de molécules recherchées et du nombre de captages mesurés il paraît suspect de ne rien détecter. La variabilité temporelle apparente sur les mesures brutes est ainsi difficile à expliquer à l'heure actuelle.

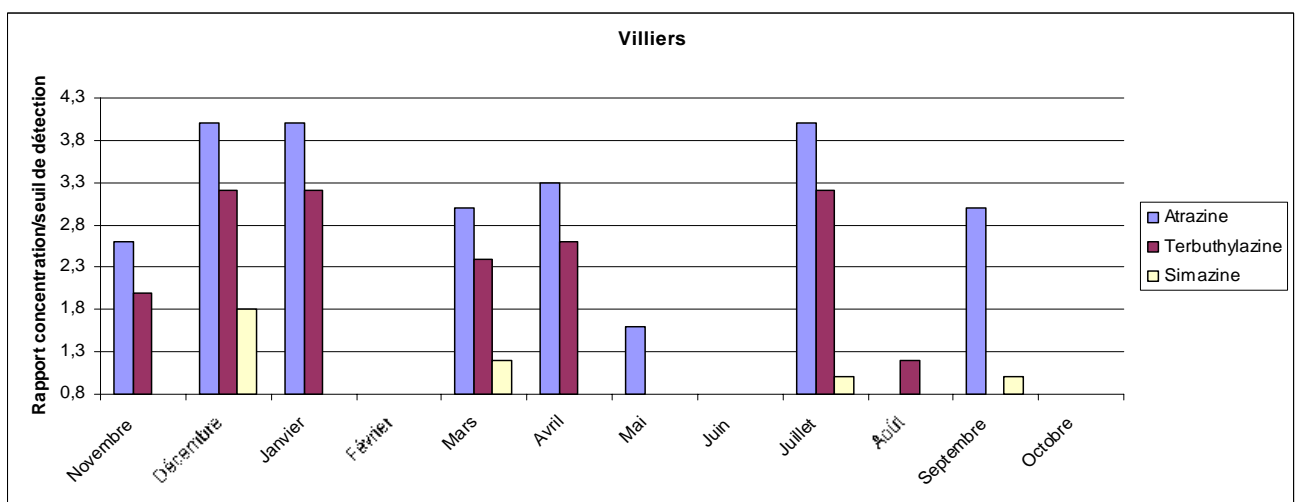
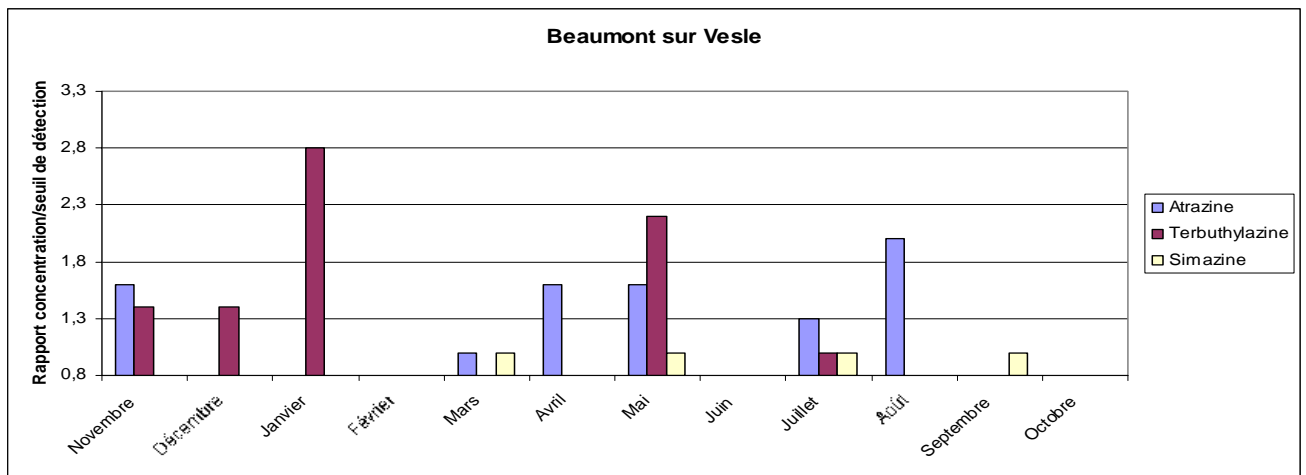


Figure 16 : Concentration relative aux captages de Villiers et Beaumont sur Vesle

### 3.6. Conclusion

La campagne d'analyse sur le bassin de la Vesle visant à fournir au modèle des données pour sa validation a permis de mettre en évidence au moins des différences de comportements spatiaux. En effet, il a été démontré l'importance de la prise en compte de l'occupation des sols pour la compréhension de la pollution en pesticides et notamment l'impact de zones viticoles. Il reste toutefois à mieux appréhender les variations temporelles.

## 4. Conclusion

Cette année a donc permis d'obtenir des données nécessaire pour connaître l'état de pollution du bassin qui seront utiles à la validation du modèle. Cet ensemble de données montre que, malgré les difficultés de mesure des pesticides dans les eaux souterraines, il est possible d'obtenir des informations cohérentes. D'un point de vue modélisation, la programmation de 'STICS PHYTO' est bien avancée, même si actuellement, la retranscription de la dynamique des pesticides dans le sol n'est pas vérifiée sur des données expérimentales. La perspective est maintenant de pouvoir valider le



modèle sur des données obtenues sur cases lysimétriques par l'INRA de Grignon, puis de spatialiser ce modèle sur le bassin de la Vesle, en y intégrant notamment les données concernant les pratiques culturales recueillies par l'INRA Mirecourt.

## 5. Bibliographie

Amalric L., Baran N., Jeannot R., Mouvet J.C. (2002) - Les mécanismes de transfert des produits phytosanitaires du sol vers les nappes et les méthodes d'analyse des produits phytosanitaires dans les eaux. BRGM/RP-51590-FR.

Antonioletti R, Brisson N. (1996) – Estimation de la température radiative d'un couvert en moyenne journalière. Proceeding Congres de l'Association Internationale de Climatologie.

Baer U. (1996) – Comportement des pesticide dans les sols : Evaluation et simulation de la dissipation au champ. Thèse INA P-G.

Briand O., Millet M., Bertrand F., Cellier P., Bedos C., Seux R. (2003) – Atmospheric concentrations and volatilisation fluxes of two herbicides applied on maize, Fresenius environmental bulletin, 12, 7, 675-679.

Coquet Y. (2003) – Sorption of pesticides atrazine, isoproturon, and metamitron in the vadose zone, Vadose Zone Journal, 2, 40-51.

Duncan D., Pederson D.T., Shepherd T.R., Carr J.D. (1991) –Atrazine used as tracer of induced recharge. Ground water monitoring review, p.144-150.

Gerltz, Z. (1990) – Estimation of organic chemical sorption by soils. Journal of contaminant Hydrology, 357-375

Gomez E. (2002) - Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique : application au bassin de la Seine ? Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Gustafson D.I. (1989) – Groundwater Ubiquity Score : a simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxicol. Chem., 8 : 339-357.

Huston, J.L, Wagenet R.J., (1992) – Leaching Estimation And Chemistry Model, a process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone, version 3, Research series No. 92-3. Department of soil, Crop and Atmospheric Sciences, Cornell University, NY, USA, September 1992.

Jenks BM., Roeth FW., Martin AR., McCaliister DL. (1998) – Influence of surface and subsurface soil properties on atrazine sorption and degradation. WEED Science 46, 1, 132-138.

Johnsson H., Bergstrom L., Janson P-E, Paustian K. (1987) \_ Simulated nitrogen dynamics and losses in a layerd agricultural soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, 18, 333-356.

Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European journal of soil sciences*, 50, 1- 18.

Nair D.R., Burken J.G., Licht L.A., Schnoor J.L. (1993) – Mineralization and uptake of triazine

Mouvet C. (1997) – La problématique du transfert des phytosanitaires vers les eaux souterraines. Actes du séminaire national GIP Hydrosystèmes « produits phytosanitaires : processus de transfert et modélisation dans les bassins versants ».