HAL
open science

Etat des lieux sur le développement du module de transfert des pesticides PeStics : premiers tests de sensibilité

Wilfried Queyrel, F. Habets, H. Blanchoud, P. Viennot, N. Flipo, M. Launay, Dominique Ripoche, C. Schott, Laurine Nicola, Thierry Morel, et al.

To cite this version:

Wilfried Queyrel, F. Habets, H. Blanchoud, P. Viennot, N. Flipo, et al.. Etat des lieux sur le développement du module de transfert des pesticides PeStics : premiers tests de sensibilité. [Rapport de recherche] irstea. 2011, pp.23. hal-02600836

HAL Id: hal-02600836

https://hal.inrae.fr/hal-02600836

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Etat des lieux sur le développement du module de transfert des pesticides PeStics : premiers tests de sensibilité

Queyrel Wilfried [(1)], Habets Florence [(1,2)], Blanchoud Hélène [(1)], Viennot Pascal [(2)], Flipo Nicolas [(2)], Launay Marie [(3)], Ripoche Dominique [(3)], Schott Céline [(4)], Nicola Laurine [(4)], Morel Thierry [(5)], Tallec Gaelle [(6)] et Tournebize Julien [(6)]*
[1]UMR Sisyphe, EPHE-UPMC-CNRS, 4 place Jussieu, BC 105, 75252 Paris, France
[2]Centre de Géosciences, équipe SHR, 35 rue St honoré 77305 Fontainebleau
[3] INRA-Agroclim Domaine St Paul - Site Agroparc 84914 Avignon cedex 9
[4] Unité SAD- ASTER INRA 662, avenue Louis Buffet 88 500 Mirecourt
[5] CERFACS , 42 avenue Coriolis, 31057 Toulouse
[6]UR Hydrosystèmes et Bioprocédés, IRSTEA 1, rue Pierre-Gilles de Genes CS 10030 92761 Antony cedex

[*]wilfried.queyrel@upmc.fr

Contexte de l'étude

L'usage de pesticides destinés à lutter contre les parasites des cultures est très largement répandu dans le cadre de la production agricole Française. La France est en Europe le premier consommateur de pesticides avec une masse totale de 61 900 Tonnes de substances actives vendue en 2009 (UIPP, 2010).

Par ailleurs, le cadre règlementaire sur l'eau impose des seuils de potabilité très bas, avec des concentrations dans l'eau potable inférieures à 0,1µg/l pour chaque molécule et 0,5µg/l pour la somme des matières actives retrouvées.

Les produits phytosanitaires se caractérisent par une grande variété de matières actives et constituent par leur mode d'application une source de pollution diffuse. Les quantités retrouvées dans l'environnement peuvent être très faibles et par conséquent difficilement détectables et quantifiables (Blanchoud et al., 2011). Le transfert de pesticides dans l'environnement regroupe des processus complexes dont la compréhension pose encore de nombreuses interrogations.

Le principal objectif de cette étude est d'appréhender par une approche basée sur la modélisation le transfert de pesticides à l'échelle du bassin versant.

Les premières avancées du projet sont ici présentées et portent sur le développement d'un module de transfert de pesticides au sein du modèle agronomique STICS (Brisson et al., 1998), et d'une étude de sensibilité réalisée à partir de données expérimentales.

1.1 Les principaux processus de transfert des pesticides dans les sols

Lors d'un apport en pesticides sur une parcelle agricole, l'ensemble du traitement n'atteint pas la cible et une partie peut être mobilisable pour le transfert dans les sols. Lorsque le pesticide pénètre dans le sol, il va subir différents processus (Figure 1).

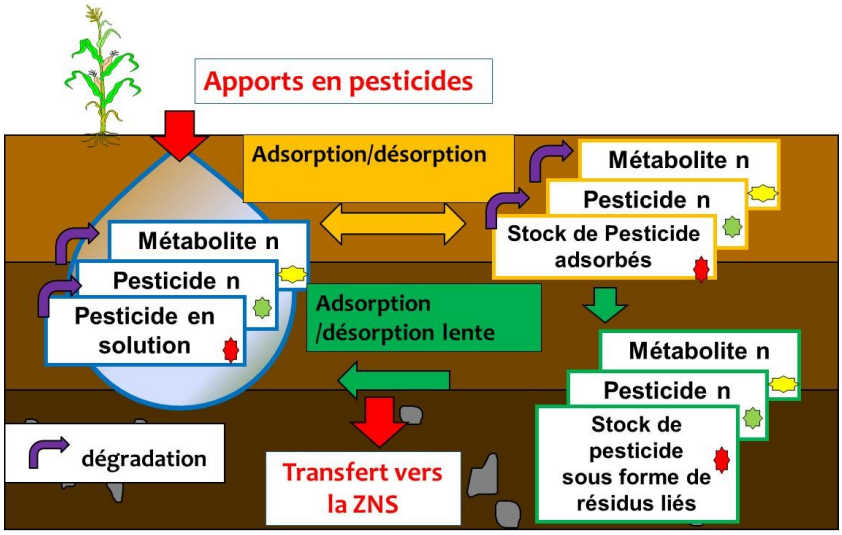


Figure 1 : Les principaux processus impliqués dans le transfert des pesticides dans les sols

Une fois passées à l'état dissous les matières actives peuvent être retenues à la surface de particules du sol : c'est la sorption (en jaune figure 1). Par ailleurs, les molécules peuvent migrer par diffusion dans les agrégats et/ou se complexer avec la matière organique du sol pour former des résidus liés. Ces processus sont regroupés sous la dénomination sorption lente (en vert figure 1). Ces phénomènes ont une cinétique relativement lente au regard de l'adsorption à la surface des particules de sol souvent considérée comme quasi instantanée.

La dégradation entraîne le changement d'état physique et chimique de la matière active et donne lieu à la formation de métabolites. Son intensité varie en fonction de l'humidité, de la température, des populations de microorganismes présents et de la biodisponibilité du pesticide. Les matières actives sont généralement considérées comme biodisponibles (et donc dégradables) à l'état dissous et adsorbé. En revanches, il est admis que la dégradation n'affecte pas les résidus liés. Le transfert des pesticides se fait essentiellement sous forme dissoute.

1.2 La modélisation du transfert des pesticides dans les sols

De nombreux modèles ont été développés pour simuler le transfert de pesticides dans les sols. Une liste des caractéristiques des principaux modèles est présentée (tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques des principaux modèles de transfert de pesticides (Rat, 2005)

Modèles / Phénomènes	MACRO (Larsbo M. et Jarvis N.)	PEARL (Tiktak *et al., 2002)*	PRZM (Carousel, et al.)	GLEAMS (Knisel, 2000)	AGRIFLUX (Larocque *et al.*, 1997)	LEACHP (Huston *et al.*, 1992)
Transport de l'eau en milieu non saturée	Equation de Richards, Gravitaire dans les macropores	Equation de Richards	Modèle à réservoir	Modèle à réservoir	Equation de Richards	Equation de Richards
Transport des solutés	Convection / Dispersion, Convection dans les macropores	Convection / Dispersion	Concentration dans les réservoirs à chaque pas de temps	Convection		Convection
Ecoulements préférentiels	Oui	*Non*	*Non*	*Non*	*Non*	Oui
Sorption	Equilibre Instantané, équation de Freundlich	Isotherme de Freundlich avec 2 sites : un avec équilibre instantané, l'autre avec une cinétique de premier ordre	Equilibre Instantané, équation de Freundlich	Equilibre Instantané, équation de Freundlich	Equation propre avec 2 sites	Equilibre Instantané, équation de Freundlich
Dégradation	Cinétique de premier ordre propre à chaque phase	Cinétique de premier ordre fonction de la température, la teneur en eau, et la profondeur	Cinétique de premier ordre fonction de plusieurs variables	Cinétique de premier ordre	Cinétique de premier ordre	Cinétique de premier ordre
Volatilisation	*Non*	oui	Equations de Fick et de Henry	*Non*	Oui	Oui
Métabolisme	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Ruissellement	*Non*	*Non*	Oui	Oui mais complexe (Nécessite de nombreuses informations)	Oui	Oui
Prélèvement par les plantes	Fonction de la transpiration des plantes	Oui	Fonction de la concentration dans les sols	Valeur empirique fonction du type de culture	Oui	Oui
Commentaires	Modèle mono dimensionnel	Modèle mono dimensionnel issu de 2 autres modèles PESTLA et PESTRAS, le bilan hydrique étant simulé par un autre modèle : SWAP	Modèle mono dimensionnel	Modèle mono dimensionnel, Mise en relation avec les pratiques culturales	Modèle mécaniste et Stochastique	Simulation de l'azote

L'ensemble des modèles prend en considération les processus de dissipation des pesticides dans les sols tels que la sorption/désorption et la dégradation. Les formalismes diffèrent relativement peu d'un modèle à l'autre et la principale distinction porte sur la méthode utilisée pour simuler le transfert de l'eau dans le sol. La représentation du transfert hydrique joue un rôle prépondérant sur le comportement des modèles.

Les pesticides sont sujet au transfert préférentiel via des macropores ou les fentes du sol (Almric et al., 2002). Plusieurs modèles prennent en considération une double porosité dont les plus connus sont MACRO, PEARL ou PRZM.

Bien que la majorité des modèles simule le développement des cultures, les formalismes utilisés restent très rudimentaires au regard des modèles agronomiques.

1.3 Contexte du développement du module de transfert de pesticides PeStics dans le modèle agronomique STICS

1.3.1 Le modèle agronomique STICS

Le modèle agronomique STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard. Brisson et al. 1998) simule le développement d'une culture, le bilan hydrique et le transfert de nitrates dans les sols agricoles à partir de données météorologiques, de pratiques culturales et de caractéristiques du sol. Le modèle fonctionne à pas de temps journalier sur l'ensemble d'un cycle cultural (figure 2).

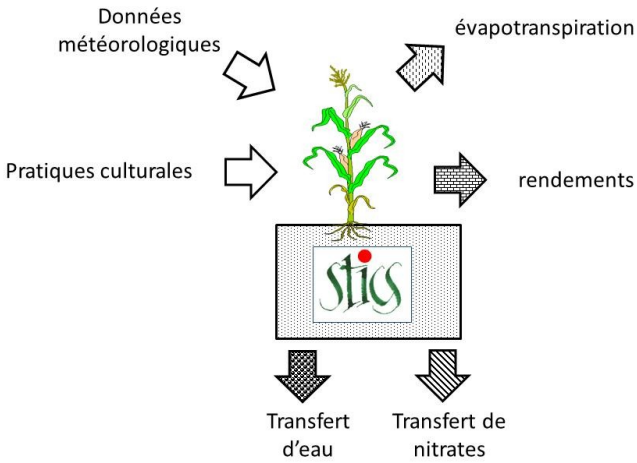


Figure 2 :Le fonctionnement du modèle Stics

Le modèle STICS est reconnu dans la communauté agronomique pour sa robustesse et sa généricité (Brisson et al 1998). Le modèle est également utilisé depuis plusieurs années dans le cadre du PIREN Seine afin de simuler le transfert de nitrates dans les sols à l'échelle du bassin versant (Gomez et al., 2003, Bougeois et al. 2010). Pour cela, des bases de données sur les pratiques agricoles concernant les apports en nitrates et en produits phytosanitaires ont été développées (Schott et al., 2007, Nicola et Schott 2011).

Le choix de développer un module de transfert de pesticides dans STICS plutôt que d'utiliser un modèle de transfert de phytosanitaire existant se justifie par l'utilisation d'un seul et même modèle pour simuler les transferts de nitrates et de pesticides tout en simulant explicitement le développement des cultures. De plus, la nouvelle version de STICS est à même de traiter les écoulements préférentiels, ainsi, les conditions sont réunies pour permettre le développement d'un module phytosanitaire dans STICS.

1.3.2 L'intégration du module PeStics dans le modèle agronomique

Le module PeStics s'inscrit dans la continuité des précédents travaux menés dans le cadre du PIREN Seine sur la modélisation du transferts de pesticides. En effet, un premier développement d'un modèle de transfert de pesticide sur la base du modèle STICS (STICS-Phytos) avait été réalisé par Rat, (2005), en parallèle du développement d'un modèle simulant les transferts vers l'atmosphère, Phytodel (Moreau-Guigon, 2006). Par la suite, l'intégration du transfert de matières actives dans la Zone Non Saturée a été effectuée sur la base de ces travaux (Bacchi et al., 2009).

Le module PeStics contrairement au modèle STICS-Phytos est conçu comme une option du modèle STICS, et sera ensuite inclu dans les futures versions de STICS. Il est par ailleurs élaboré pour gérer plusieurs molécules mères et leurs métabolites de façon simultanée.

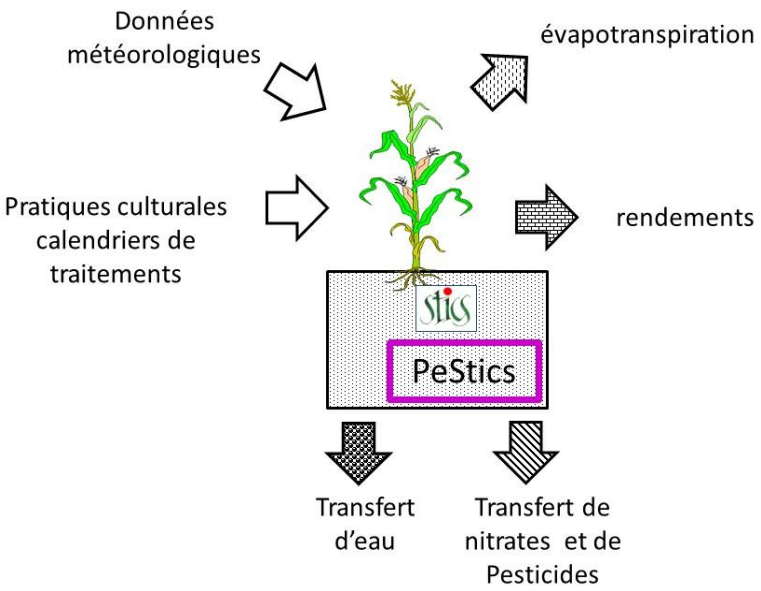


Figure : 3 Intégration du module PeStics dans le modèle agronomique

L'ensemble des équations de PeStics est basé sur des formalismes de différents modèles déjà existant, essentiellement Agriflux (Larocque et al, 1998), de LEACHP (Hutson et Wagenet, 1993) et Phytodel (Moreau Guigon et al., 2008). L'intégration du module PeStics dans le code du modèle STICS est présentée en annexe 1.

La description du module PeStics

1.4 Les apports en pesticides

Il existe différentes techniques d'apports en pesticides sur les parcelles agricoles. Les méthodes utilisées varient selon le mode d'action et la formulation de la matière active. Deux techniques sont généralement mises en œuvre en domaine agricole, la pulvérisation et l'incorporation dans le sol de matières actives.

L'apport en pesticide est considéré homogène sur l'ensemble de la parcelle par le modèle. La profondeur d'incorporation varie selon le mode d'apport et le matériel utilisé. La gestion des différents apports est décrite dans la figure 4. Le profil de sol est discrétisé dans le modèle STICS par couche élémentaire de 1cm. Lors d'une pulvérisation, le pesticide est intégré uniquement dans la première couche élémentaire du sol. En revanche, lors d'une incorporation sous forme solide, le pesticide peut être réparti entre 10 et 30 cm de profondeur.

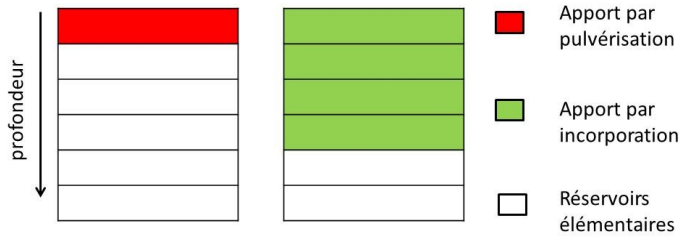


Figure 4 : Gestion de l'incorporation des pesticides dans le sol par le module PeStics

Une fois incorporé dans le sol, la matière active se dissous au contact de l'eau contenue dans le sol. Cette dissolution varie en fonction de la solubilité des pesticides de la quantité de matière active apportée. La solubilité des matières actives est considérée constante dans le modèle. La dissolution des matières active dans le sol est décrite par l'équation suivante :

$$C_{res} = \frac{Mp_{res}}{V_{eau\,res}} \quad (1)$$

Avec:

C_{res}: concentration en pesticide dans le réservoir (µg l^{-1})

$V_{eau\,res}$: Volume d'eau du réservoir (mm m^{-2} équivalent à des litres)

La quantité maximale de pesticide dissous est fonction de la solubilité S_w (mgl^{-1}). Tant que la concentration (en phase liquide) dans le réservoir est inférieure à la solubilité, l'ensemble de la masse de pesticides dissous est égale à la masse de pesticide apportée par couche élémentaire:

$$Mp_{liquide} = Mp_{res} \quad (2)$$

Avec:

$Mp_{liquide}$: masse de pesticide dissous (µg)

Il n'y a donc pas de pesticide sous forme solide.

Dans le cas contraire, le pesticide n'est pas totalement dissous et la quantité de pesticide restant à l'état solide est calculée de la manière suivante:

$$Mp_{solide} = (C_{res} - S_w) \times V_{eau\,res} \quad (3)$$

Avec :

Mp_{solide}: masse de pesticide solide (µg)

S_w: solubilité dans l'eau du pesticide (µg l^{-1})

La solubilité du pesticide est considérée constante dans le modèle bien qu'elle varie en fonction de la température et de la pression. L'effet de la variation de température et de pression sur la solubilité des pesticides n'est pas pris en compte par le modèle et reste négligeable au regard de la valeur de référence à 20°C..

1.5 L'adsorption et la désorption

L'adsorption et la désorption sont considérées comme des processus dominants dans le transfert des pesticides. Elles constituent la résultante de nombreux phénomènes physico-chimiques entre l'adsorbant et l'adsorba. La description mathématique de ces phénomènes reste difficile à mettre en œuvre de par la complexité des mécanismes impliqués et le caractère fortement hétérogène des différents composants du sol.

Les processus d'adsorption et de désorption sont décrits par le modèle selon deux approches:

- L'adsorption dite instantanée à l'équilibre (en jaune figure1)
- L'adsorption lente qui suit une cinétique d'ordre 1(en vert figure1).

1.1.1 L'adsorption instantanée

Le formalisme de l'adsorption instantanée est basé sur le modèle Phytodel (Moreau Guigon, 2006). L'adsorption instantanée est décrite par la relation linéaire suivante:

$$Q_{ads} = K_d \times C_{liquide\,equ} \quad \textbf{(4)}$$

Avec:

Qads: teneur en pesticides adsorbés à la surface des particules de sol (µg kg-1)

Kd: coefficient de partage entre la phase adsorbée et dissoute (l kg-1)

C liquide equ: concentration en pesticide à l'équilibre (µg l-1)

Ce formalisme implique une partition constante entre la phase liquide et solide quelle que soit la concentration en pesticide. Le phénomène de saturation des sites d'adsorption ne peut donc pas être pris en considération au travers de cette formulation mathématique.

Selon Gilles et al. (1960), trois conditions favorisent l'observation d'isothermes d'adsorption linéaires:

- Un substrat solide poreux constitué de phases cristallines différentes
- Un soluté ayant une affinité plus prononcée pour le substrat que pour le solvant
- Une grande capacité de pénétration du soluté dans la phase solide.

Dans le cas de transfert de pesticides dans le sol, les deux premières conditions sont respectées (Calvet et al., 2005). Le coefficient de partition **Kd** est caractérisé par une forte variabilité spatiale et une affinité prononcée avec la matière organique. Afin de prendre en considération l'impact de la matière organique, le Kd a été exprimé en fonction de la teneur en carbone organique du sol.

$$\boldsymbol{Kd = K_{oc} \times f_{co}} \qquad (5)$$

Avec :

K_{oc}: coefficient de partition liquide solide pondéré par la matière organique (l kg^{-1})

F_{co}: fraction de de carbone organique (g $100g^{-1}$)

Afin de calculer la quantité de pesticides adsorbés sur les sites d'adsorption facilement accessible le modèle résout le système d'équation suivant composé de l'équation de conservation de la masse, de l'adsorption linéaire et de la dissolution

L'équation de conservation de la masse :

$$\boldsymbol{Mp_{dispo} = Mp_{liquide} + Mp_{ads\,rapide}} \qquad \textbf{(6)}$$

Avec:

Mp_{dispo}: masse de pesticide disponible pour l'adsorption (µg)

$Mp_{ads\,rapide}$: masse de pesticide adsorbée rapide (µg)

$Mp_{liquide}$: masse de pesticides dissous (µg)

L'équation de l'isotherme d'adsorption linéaire

$$\boldsymbol{Q_{ads} = K_d \times C_{liquide\,equ}} \qquad \textbf{(7)}$$

L'équation de la dissolution à l'équilibre en considérant l'activité de l'eau égale à 1 :

$$\boldsymbol{Mp_{liquide} = C_{liquide\,equ} \times V_{eau\,res}} \qquad \textbf{(1)}$$

$$\begin{cases} \boldsymbol{Mp_{dispo} = Mp_{liquide} + Mp_{ads\,rapide}} & \textbf{(6)} \\ \boldsymbol{Mp_{liquide} = C_{liquide\,equ} \times V_{eau\,res}} & \textbf{(1)} \\ \boldsymbol{Mp_{ads\,rapide} = \rho_{sol} \times V_{sol} \times C_{liquide\,equ} \times K_d} & \textbf{(8)} \end{cases}$$

Après résolution du système d'équation, il est possible de calculer la concentration à l'équilibre:

$$C_{liquide\ equ} = \frac{Mp_{dispo}}{\rho_{sol} \times V_{sol} \times Kd + V_{eau\ res}} \quad \textbf{(9)}$$

Avec:

Qads: teneur en pesticides adsorbés à la surface des particules de sol (µg kg-1)

Kd: coefficient de partage entre la phase adsorbée et dissoute (l kg-1)

C liquide equ: concentration en pesticide à l'équilibre (µg l-1

La conversion de la concentration en masse se fait avec l'équation 1.

La masse de pesticide adsorbée est déduite à partir de l'équation 6.

$$Mp_{ads\ rapide} = Mp_{dispo} - Mp_{liquide} \quad \textbf{(6)}$$

La résolution de ces équations permet de distinguer à l'équilibre la masse de pesticide dissous et adsorbés sur les sites d'adsorptions facilement accessibles.

1.5.1 Adsorption/désorption lente

L'adsorption lente correspond au processus de transfert de pesticides vers des sites d'adsorption difficiles d'accès. Ces équations tentent de simuler de manière simplifiée les interactions complexes entre les particules de sol et la matière active telle que la formation de résidus liés. Par ailleurs l'adsorption et la désorption lentes se caractérisent par un phénomène d'hystérèse plus ou moins prononcé lors de mesures en laboratoire. Cette caractéristique est intégrée dans les équations par l'intermédiaire du coefficient d'adsorption et de désorption indépendants. Le formalisme du modèle est inspiré du modèle Agriflux (Larocque et al, 1998).

L'ensemble des pesticides présents dans le réservoir élémentaire est considéré comme potentiellement mobilisable pour l'adsorption lente. L'équation de l'adsorption lente est ainsi appliquée à l'ensemble des pesticides dissous ou adsorbés.

$$Mp_{ads\ lente\ inst} = Mp_{dispo} \times \left(1 - e^{(-K_{ads} \times f_{co} \times t)}\right) \quad \textbf{(10)}$$

Avec:

$Mp_{ads\ lente\ inst}$: masse de pesticide adsorbée lente de l'itération n (µg)

Mp_{dispo}: masse de pesticide adsorbées rapide et liquide (µg)

K_{ads}: coefficient d'adsorption (j^{-1})

F_{co}: fraction de carbone organique (g/100g)

t: le temps (j-1)

La désorption lente est ensuite effectuée sur l'ensemble du réservoir d'adsorption lente. Il est donc nécessaire de réaliser au préalable un bilan des stocks de ce réservoir avant la désorption.

$$Mp_{ads\ lente} = Mp_{ads\ lente\ inst} + Mp_{ads\ lente\ stock} \quad \textbf{(11)}$$

Avec :

$M_{pads\ lente}$: masse de pesticide adsorbée lente avant désorption lente (µg)

$Mp_{ads\ lente\ inst}$: masse de pesticides adsorbés lentement de l'itération n (µg)

$Mp_{ads\ lente\ stock}$: stock de pesticides adsorbés lentement issus de l'itération n-1 (µg)

La masse déssorbée à partir du stock lent est calculée de la manière suivante :

$$Mp_{des\ lente} = Mp_{ads\ lente} \times \left(1 - e^{(-K_{des} \times f_{co} \times t)}\right) \quad \textbf{(12)}$$

Avec:

$Mp_{des\ lente}$: masse de pesticide totale déssorbée (µg)

$Mp_{ads\ lente}$: masse de pesticide adsorbé lente (µg)

K_{des}: coefficient de désorption (j^{-1})

t: temps (j)

A cette étape du calcul, il est difficile de déterminer la proportion de pesticides désorbés présente dans le réservoir liquide ou adsorbé rapide.

Deux solutions semblent envisageables. La première est de considérer la désorption uniquement dans le réservoir liquide. La masse de pesticide désorbée est ensuite répartie entre les réservoirs adsorbés rapide et liquide en fonction de l'isotherme d'adsorption linéaire à l'équilibre.

La seconde est de définir un coefficient de répartition des pesticides entre les deux phases (adsorbée et liquide) constant dans le temps.

La solution deux a été choisie car elle est plus facile à développer. Dans cette approche le rapport entre les deux phases après la désorption lente est considéré identique à l'équilibre. Ce formalisme a été développé par (Bacchi et al., 2008).

Les rapports sont définis à partir de la masse de pesticide disponible pour l'adsorption lente:

$$Rap_{liquide} = \frac{Mp_{liquide}}{Mp_{dispo}} \times 100 \quad \textbf{(13)}$$

Avec :

$Rap_{liquide}$: pourcentage de pesticide dissous par rapport à la masse de pesticide totale (%)

$Mp_{liquide}$: masse de pesticide liquide à l'équilibre (µg)

Mp_{dispo} : masse de pesticide disponible pour l'adsorption lente (liquide plus adsorbé rapide) (µg)

$$Rap_{ads\ rapide} = \frac{Mp_{ads\ rapide}}{Mp_{dispo}} \times 100 \quad \textbf{(14)}$$

Avec:

$Rap_{ads\ rapide}$: pourcentage de pesticide adsorbé rapide par rapport à la masse de pesticide totale(%)

$Mp_{ads\ rapide}$: masse de pesticide adsorbée rapide à l'équilibre (µg)

$Mp_{dispo\ ads\ lente}$: masse de pesticide disponible pour l'adsorption lente (liquide plus adsorbé rapide) (µg)

Le bilan des différents stocks de pesticide est ensuite effectué.

Le bilan intermédiaire du stock de pesticides adsorbé lent

$$Mp_{ads\ lente\ final} = Mp_{ads\ lente} - Mp_{des\ lente} \quad \textbf{(15)}$$

Le bilan final du stock de pesticides adsorbé lent

$$Mp_{dispo\ ads\ lente} = Mp_{dispo\ ads\ lente} - Mp_{ads\ lente} + Mp_{des\ lente} \quad \textbf{(16)}$$

La Répartition des pesticides désorbés entre les stocks dissous et adsorbé est calculé à partir des facteur Rap liquide et Rap ads rapide.

Calcul du nouveau stock de pesticide dissous

$$Mp_{liquide} = \frac{Mp_{dispo\ ads\ lente} \times Rap_{liquide}}{100} \quad \textbf{(17)}$$

Calcul de la nouvelle masse de pesticide adsorbé lente

$$Mp_{ads\ rapide} = \frac{Mp_{dispo\ ads\ lente} \times Rap_{ads\ rapide}}{100} \quad \textbf{(18)}$$

1.6 La dégradation

La dégradation est appliquée dans le modèle sur les pesticides en phase liquide et adsorbée rapide. Les pesticide adsorbés dans le réservoir lent sont considérés non biodisponibles et ne subissent pas la dégradation.

Le calcul de la dégradation dans la phase liquide:

$$Mp_{\ liquide} = \left[Mp_{liquide} \times \left(1 - (Fact_{hum} \times e^{(-k_{deg}t)})\right)\right] \quad \textbf{(19)}$$

Avec:

Fact $_{hum}$: facteur de correction de la dégradation en fonction de l'humidité du sol (compris entre 0,1 et 1)

Mp $_{deg\ liquide}$: masse de pesticide dissous dégradés (µg)

Mp $_{liquide}$: masse de pesticide dissous avant dégradation

k $_{deg}$: constante de dégradation (j^{-1})

Le calcul de la dégradation est effectué de la même manière dans le stock de pesticide adsorbé rapide:

$$Mp_{\ ads\ rapide} = \left[Mp_{ads\ rapide} \times \left(1 - (Fact_{hum} \times e^{(-k_{deg}t)})\right)\right] \quad \textbf{(20)}$$

Avec:

Fact $_{hum}$: facteur de correction de la dégradation en fonction de l'humidité du sol (compris entre 0,1 et 1)

Mp $_{deg\ ads\ rapide}$: masse de pesticides adsorbés rapides dégradés (µg)

Mp $_{ads\ rapide}$: masse de pesticide adsorbé sur le stock rapide avant dégradation

k $_{deg}$: constante de dégradation (j^{-1})

Le facteur de correction de la dégradation est calculer à partir du formalisme de Stics Phyto (Rat, 2005), inspiré du modèle LEACHP (Hutson et Wagenet, 1993). Le facteur de correction de la dégradation en fonction de l'humidité est calculé de la manière suivante:

$$Fact_{hum} = \frac{Hu_{réel} - Hu_{min}}{Hu_{cc} - Hu_{min}} \quad \textbf{(21)}$$

Avec:

Hu $_{reel}$: volume d'eau réel dans le réservoir (mm cm^{-1})

Hu $_{min}$: volume d'eau minimal que peut contenir le réservoir (mm cm^{-1})

Hu $_{cc}$: volume d'eau à la capacité au champ (mm cm^{-1})

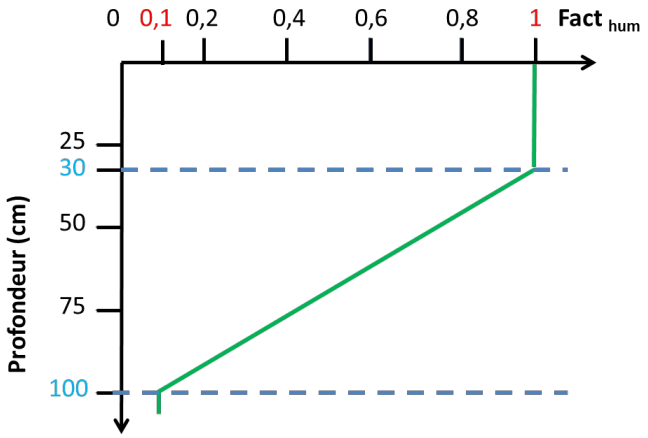


Figure5 évolution du facteur de correction Fact hum en fonction de la profondeur

L'évolution du facteur de correction de la dégradation en fonction de la profondeur suit le schéma présenté dans la figure 5. Ce facteur est maximal entre **0 et 30 cm**. Il évolue de manière linéaire entre **30 cm** et **1**m. Il est défini à **0,1** au-delà de **1m** de profondeur. La diminution de la dégradation en profondeur est généralement associée à la variation de matière organique dans les sols.

L'influence de la température sur la dégradation n'est pas encore prise en compte par le modèle.

$$Mp_{\mathbf{deg}\ tot} = Mp_{\mathbf{deg}\ liquide} + Mp_{\mathbf{deg}\ ads\ rapide} \qquad \textbf{(22)}$$

Lors de la dégradation une partie de la matière active peut se transformer en métabolite.

1.6.1 Les métabolites

La formation de métabolites est effectuée dans le modèle grâce à un facteur de conversion qui permet de déterminer la proportion de métabolites produits à partir de la masse de molécule mère dégradée. Un facteur de conversion en métabolite est associé à chaque molécule mère ne fonction du métabolite produit comme dans Bacchi et al., 2008. Ce facteur est déterminé à partir de données de la littérature scientifique (FOOTPRINT, 2007).

Ce facteur est défini en entrée du modèle sous forme d'un tableau présenté figure 6.

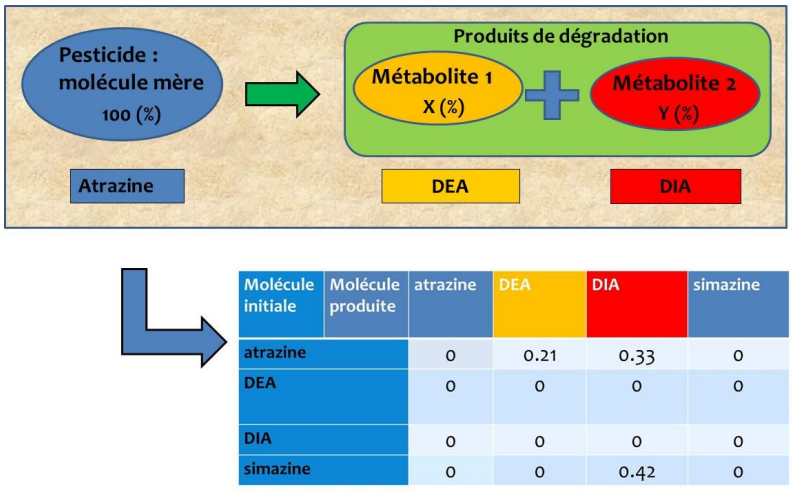


Figure 6 : gestion de la formation de métabolites dans le module PeStics

Cette configuration est fonctionnel quelque soit le nombre n de matières actives et de métabolites. Par ailleurs cette méthodologie permet de prendre en compte la formation d'un métabolite ayant pour origine différentes matières actives (Bacchi et al. 2008).

La formation de métabolites est calculée de la manière suivante :

$$Mp_{convert\ liquide} = Mp_{\mathbf{deg}\ liquide} \times Conv_{métabolite} \quad \textbf{(23)}$$

Avec :

Mp convert liquide: masse de pesticides dissous convertie en métabolites (µg)

Mp deg liquide: masse de pesticide dissous dégradés (µg)

Conv métabolite: facteur de conversion d'une molécule mère en métabolite

$$Mp_{convert\ ads\ rapide} = Mp_{\mathbf{deg}\ ads\ rapide} \times Conv_{métabolite} \quad \textbf{(24)}$$

Avec:

Mp convert ads rapide: masse de pesticides adsorbés rapidement convertie en métabolites (µg)

Mp deg ads rapide: masse de pesticide dégradé dans le stock adsorption rapide (µg)

Conv métabolite: facteur de conversion d'une molécule mère en métabolite

Un bilan des stocks en pesticide après dégradation est effectué pour les pesticides dissous et adsorbés rapide.

$$Mp_{liquide} = Mp_{liquide} - Mp_{\mathbf{deg}liquide} + Mp_{convert\ liquide} \quad \textbf{(25)}$$

Ici le terme Mp convert liquide est nul pour les molécules mères et positif pour les métabolites formés.

Le bilan est effectué de la même manière pour le stock de pesticides adsorbés:

$$Mp_{ads\ rapide} = Mp_{ads\ rapide} - Mp_{\mathbf{deg}\ ads\ rapide} + Mp_{convert\ ads\ rapide} \quad \textbf{(26)}$$

Le transfert des pesticides est calculé en fin d'itération à la suite des processus de dégradation et d'adsorption.

1.7 Le transfert vertical des pesticides

1.7.1 La description du sol dans le modèle

Le transfert vertical ne se produit que sous forme dissoute. Dans STICS, le sol est supposé homogène sur des horizons dont le nombre et l'épaisseur sont définis en fonction des connaissances de la parcelle. Chaque horizon est ensuite discrétisé en couches élémentaires de 1 cm d'épaisseur.

Le sol est ainsi appréhendé comme une succession de réservoirs qui se vident les uns dans les autres en fonction du contenu en eau de chacun d'eux. Cette méthodologie permet de décrire le transfert hydrique avec un nombre limité de paramètres qui sont souvent difficiles à acquérir dans les sols.

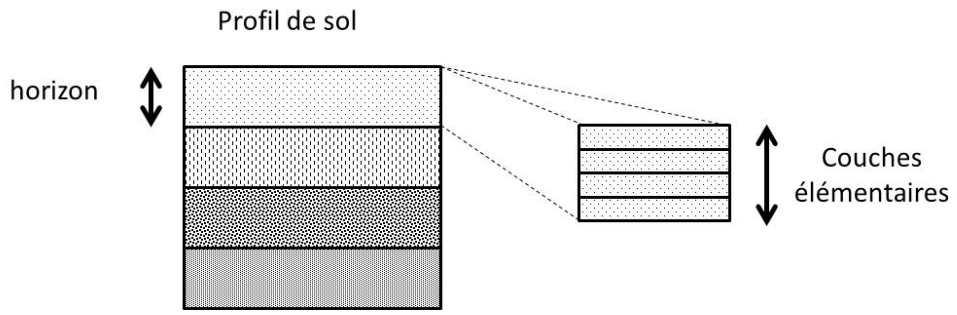


Figure 7 : Description du sol dans STICS

Le modèle de transfert de l'eau et des nitrates est basé sur le modèle lixim (Mary, 1999). Le transfert des pesticides solubles d'une couche à l'autre est considéré comme le transfert d'un soluté passif, est suit le même principe que le transfert des nitrates. De nouveaux développements au travers de l'intégration des macropores et des fentes permettraient de simuler le transfert préférentiel.

1.8 Déroulement des calculs liés au transfert des pesticides dans STICS

Pour résumer, les calculs se déroulent de la manière suivante (figure 8) :

1. incorporation des apports solides, et calcul de la dissolution des pesticides apportés sous forme solide
2. Calcul de l'adsorption-désorption rapide
3. Calcul de l'adsorption-désorption lente.
4. Calcul de la dégradation
5. Transferts verticaux des pesticides solubles

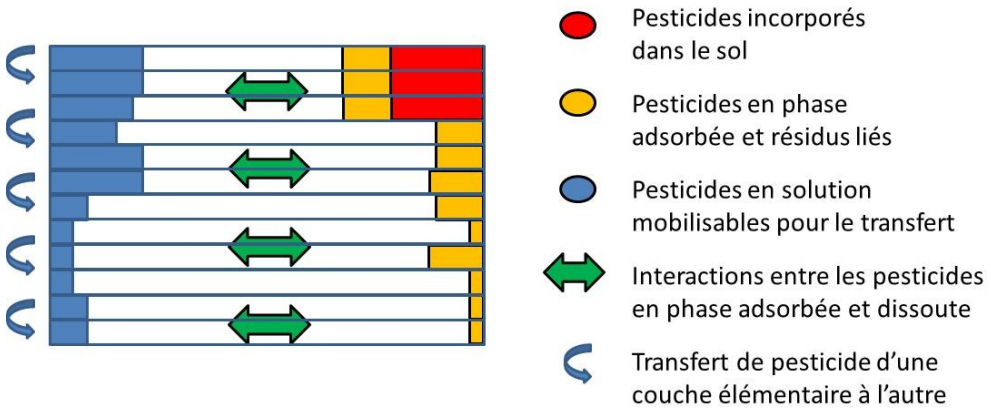


Figure 8 : Représentation de la phénoménologie des processus dans le module peStics

Les premiers développements ne concernent que le transfert dans la microporosité. Le transfert de pesticide dans la macroporosité est en cours de développement. Les description du fonctionnement du modèle est présentée en annexe 2.

1.8.1 Les avancées de Pestics par rapport à STICS –Phytos (Rat, 2005)

Le module PeStics fait partie intégrante du modèle STICS ce qui permet de prendre en compte l'effet du développement de la plante sur le transfert de pesticides. Dans STICS-Phytos, la plante avait été volontairement ignorée car les pesticides simulés correspondaient uniquement à des herbicides de pré-levée et donc appliqués sur sol nu. La plante avait donc peu d'incidence sur leur transfert. Ce n'est pas le cas dans peStics afin que le modèle puisse également fonctionner avec d'autres pesticides (fongicides, herbicides de post levée par exemple). De plus, la nouvelle version peut intégrer un nombre N de matières actives et de métabolites.

Tests de sensibilité appliqués à un cas réel : le site de Thiverval-Grignon

1.1. Contexte de l'étude de terrain

Les tests de sensibilité s'appuient sur des mesures collectées sur une parcelle d'un site expérimental de l'INRA à Thiverval-Grignon (Yvelines 78). Ces données sont extraites d'une étude de la dissipation (ie l'ensemble des processus impliqués dans l'évolution et le transfert de pesticide) de l'atrazine en plein champ effectuée dans le cadre de la thèse de U. Baer (Baer, 1996). Le sol de la parcelle est de type sol brun lessivé limono-argileux.

1.8.2 Le dispositif expérimental

L'étude du transfert de pesticides a été mise en œuvre sur les 30 premiers centimètres de sol à partir d'un dispositif expérimental de 20 micro-lysimètres disposés à l'inter-rang sur l'ensemble de la parcelle. Les micro-lysimètres sont formés d'un cylindre de diamètre de 20 cm et d'une longueur de 30 cm enfoncés dans le sol.

Le suivi du transfert de l'atrazine s'est déroulé en 1993 et 1994 durant deux cycles culturaux sur une parcelle de maïs. L'herbicide a été appliqué par pulvérisation. La dose apportée en atrazine est de 0,94kg/ha. Un seul traitement a été effectué le 22 avril 1993 qui correspond au jour julien 112.

1.8.3 Le paramétrage des entrée du module PeStics

Les mêmes conditions d'apport du pesticide ont été appliquées au module c'est-à-dire un apport unique de 0.94 kg d'atrazine/ha le 22 avril 1993 (jour julien 112). Le développement du couvert végétal du maïs étant faible au mois d'avril nous avons considéré l'apport en herbicide comme un traitement sur sol nu.

Les données climatiques utilisées lors de la simulation ont été fournies par la station de mesure du site expérimental. Les paramètres nécessaires pour renseigner le fichier sol dans le modèle Stics sont issus de la base de données des sols de l'INRA, et ont été mis au format de la version Stics v7. Le transfert des pesticides est simulé sur un profil de sol de 1,20m, cependant la comparaison avec les observations est effectuée sur les 30 premiers centimètres de sol. La simulation débute le 10 janvier 1993 et se termine le 31 décembre de la même année. Les résultats présentés dans cette partie n'ont pas fait l'objet de calage précis du modèle et constituent seulement une première application sur un site expérimental. Les caractéristiques spécifiques concernant l'atrazine sont issues de la thèse de Baer (Baer, 2012).

Tableau 2 : paramètres caractéristiques des pesticides utilisés pour la simulation

Pesticide ou métabolite	Kd (l/kg^{-1})	DT50	Kads lent(j^{-1})	Kdes lent(j^{-1})	Source de l'information

Atrazine	0,7	23	0,6	0,9	(Rat, 2005)
DEA	0,7	170	0,6	0,9	(Rat, 2005 et footprint)
Isoproturon	3,15	24,75	8,5	0,85	(Guimont,2005)

1.9 Simulation de la dissipation de l'atrazine

1.9.1 Evolution du stock d'atrazine au cours de l'année 1993

La dissipation regroupe l'ensemble des processus qui vont interagir sur le transfert des pesticides dans le sol. L'objectif est ici de tester la capacité du modèle à simuler la cinétique d'évolution du stock d'atrazine au regard des quantités mesurées sur le terrain.

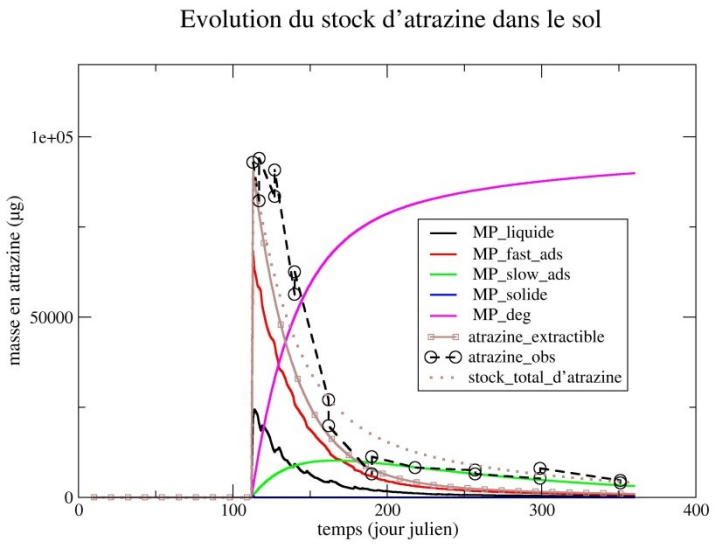


Figure 9 : Evolution du stock d'atrazine dans les 10premiers centimètres de sol au cours de l'année 1993.

Lors d'une mesure en laboratoire, seule la fraction extractible du pesticide peut être quantifiée. La mesure ne permet donc pas de connaître la totalité du stock d'atrazine. Seule une approche par l'utilisation d'isotopes radioactifs peut permettre d'évaluer la part de pesticides non extractibles. La fraction non extractible est généralement associée à la formation de résidus liés. Afin de tenir compte de ce biais les résultats du module sont présentés en tenant compte du caractère extractible ou non du pesticide en fonction du réservoir dans lequel il se trouve. La quantité totale de pesticide extractible (illustrée sur la figure par la courbe marron avec des symboles carrés) est définie par la somme des pesticides dissous (en noir) et adsorbés sur les sites d'échange rapides (en rouge). Le réservoir d'adsorption lente représenté par la courbe en vert est majoritairement associé aux processus de formation des résidus liés. Le stock du réservoir lent n'est donc pas pris en compte dans la comparaison des résultats avec les données observées.

D'une manière générale les variations du stock d'atrazine sont du même ordre de grandeur que les valeurs observées. La diminution du stock en pesticide extractible simulé par le modèle semble trop rapide au regard des données observées. Elle se traduit in fine par une sous-estimation du stock en pesticides restant à la fin de la simulation. La dissipation de l'atrazine dans les sorties est essentiellement associée au processus de dégradation. Ce comportement a pour principale origine le caractère prépondérant de l'adsorption instantanée par rapport au transfert en phase dissoute. Les

pesticides sont alors considérés comme peu mobiles et la principale voix de dissipation du pesticide devient la dégradation.

Un premier constat semble possible sur une surestimation de la dégradation par le module qui entraîne une disparition plus rapide de l'atrazine dans les 30 cm par rapport est aux observations sur le terrain.

1.9.2 Evolution de la dissipation de l'atrazine le long du profil de sol

Le suivi en atrazine le long du profil de sol après l'application de l'herbicide permet d'évaluer la dissipation de la matière active dans le sol. Une campagne de mesure a été réalisée sur la parcelle expérimentale (Baer,1996). Il est important de souligner le biais susceptible d'être introduit par le mode d'échantillonnage choisi dans le cadre de ce suivi analytique. En effet, le mode opératoire de l'analyse est destructif, c'est-à-dire que pour chaque mesure le contenu d'un micro-lysimètre est utilisé. Ainsi chaque profil de mesure présenté dans la figure provient d'un micro-lysimètre différent. L'ensemble des résultats est soumis à la forte variabilité spatiale et réduit le cadre de l'interprétation des données.

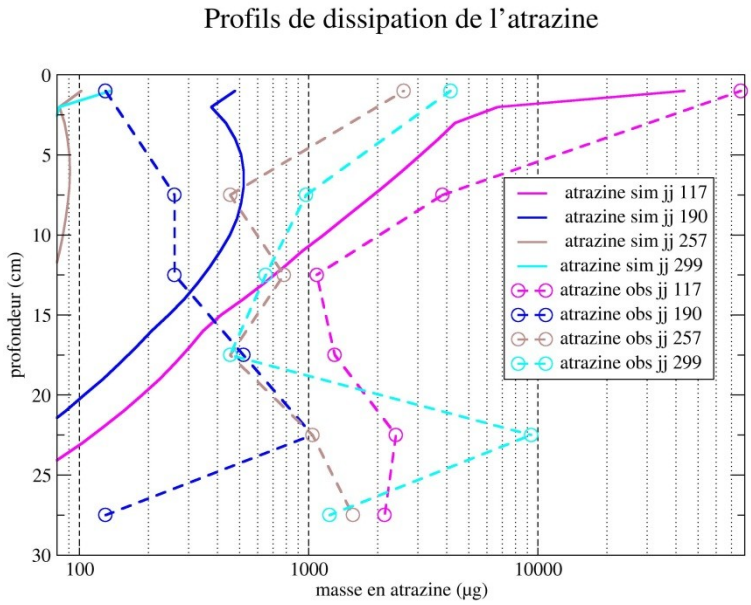


Figure 10 : Profils verticaux de dissipation de l'atrazine à différentes dates au cours de l'année 1993

La figure 10 représente la variation de la répartition en atrazine dans le temps le long du profil de sol. L'échelle logarithmique de l'axe des abscisses permet de mieux appréhender les variations le long des profils de faibles quantités. Les sorties du module semble indiquer une sous-estimation des masses en atrazine dans le sol. Cette tendance semble s'accentuer vers la fin du cycle cultural pour les jours 257 et 299. Par ailleurs, les teneurs plus élevées à 25 cm de profondeur sur les profils observés les jours 190, 257, 299 semblent indiquer une faible migration de l'atrazine dans le sol. Cependant, on constate que cette migration verticale estquasi inexistante dans le modèle. Cette faible mobilité est essentiellement liée à la dominance des processus d'adsorption dans le modèle et une probable sous-estimation du transfert sous forme liquide. Les résultats présentés dans la thèse d'U. Baer indique que l'essentiel du transfert en atrazine s'est produit dans les 20 premiers cm du sol, ce qui traduit une mobilité relativement faible de l'atrazine au cours de cette période.

1.9.3 La formation de métabolites : la DEA (déethylatrazine)

La dégradation se manifeste généralement par la formation de métabolites. Le suivi de ces composés permet de se renseigner sur l'intensité de ce phénomène.

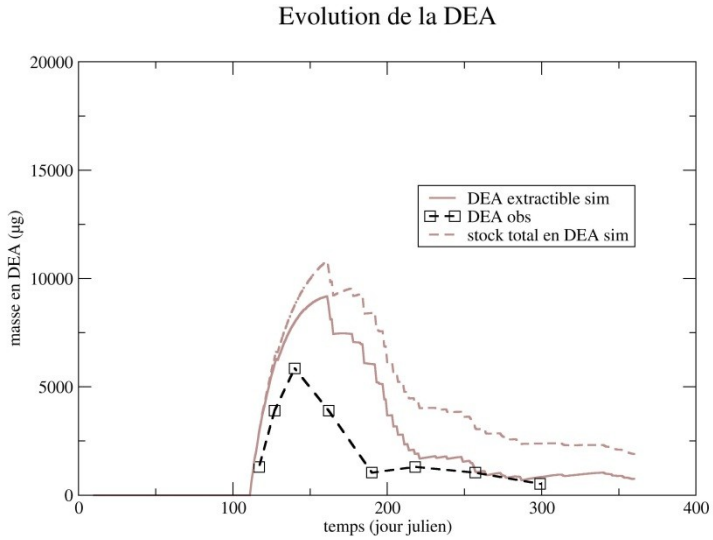


Figure 11 : Evolution de la DEA au cours du temps

L'évolution du stock de DEA est présentée dans la figure 11.Les paramètres utilisés pour l'adsorption et la désorption lente sont identiques à ceux de l'atrazine par manque de données. La courbe marron en pointillé correspond au stock total de DEA en incluant la formation de résidus liés. La ligne continue marron symbolise la variation de la part extractible de DEA. Cette courbe correspond à la part de pesticide qui peuvent être potentiellement extractible, c'est-à-dire la phase liquide plus adsorbée rapide. La cinétique de variation du stock de DEA semble être simulée de manière relativement cohérente au regard de la dynamique des observations. Un léger déphasage est cependant notable entre le maximum des observations et les données simulées. Le modèle surestime la quantité de DEA formée cependant les résultats restent dans l'ordre de grandeur observé sur le terrain.

1.9.4 Simulation de la dissipation d'un second pesticide : l'isoproturon

La conception du module PeStics permet de simuler N pesticides et matières actives. Il est cependant nécessaire de connaître les principaux paramètres caractéristiques de la matière active tels que le Kd, la solubilité ou la DT50. Un premier test a été réalisé sur l'isoproturon. Les paramètres utilisés pour la modélisation sont issus d'une étude réalisée à partir du modèle Agriflux (Guimont, 2005).

L'isoproturon a été appliqué dans les mêmes conditions que l'atrazine bien que cet herbicide soit généralement apporté en automne. L'évolution du stock d'isoproturon est présentée dans la figure 12. Ce test a été réalisé à titre indicatif pour tester les réactions d'un pesticide ayant des propriétés contrastées.

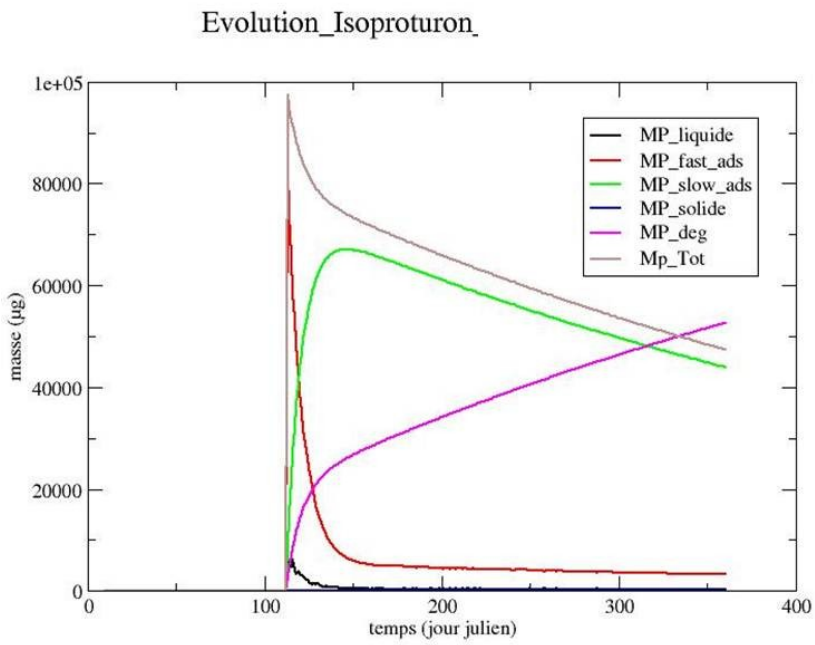


Figure 12 : Evolution de la masse d'isoproturon dans les 10 premiers cm du sol

Le modèle semble simuler une évolution du stock d'isoproturon cohérente avec le comportement général de la matière active, à savoir une plus large proportion en phase adsorbée comme l'ont montré les tests réalisés sur les sols de l'Orgeval (Blanchoud et al., 2011).

1.10 Les tests de sensibilité

Les tests de sensibilité ont essentiellement porté sur le formalisme de l'adsorption lente. Les paramètres nécessaires au renseignement du modèle pour simuler ce processus sont difficiles à appréhender par voie analytique.

1.10.1 L'adsorption lente

L'adsorption lente est un processus difficile à évaluer sur le terrain ou en laboratoire.
La première étape du test de sensibilité est destinée à évaluer l'impact de l'adsorption lente sur la cinétique de dissipation de l'atrazine.

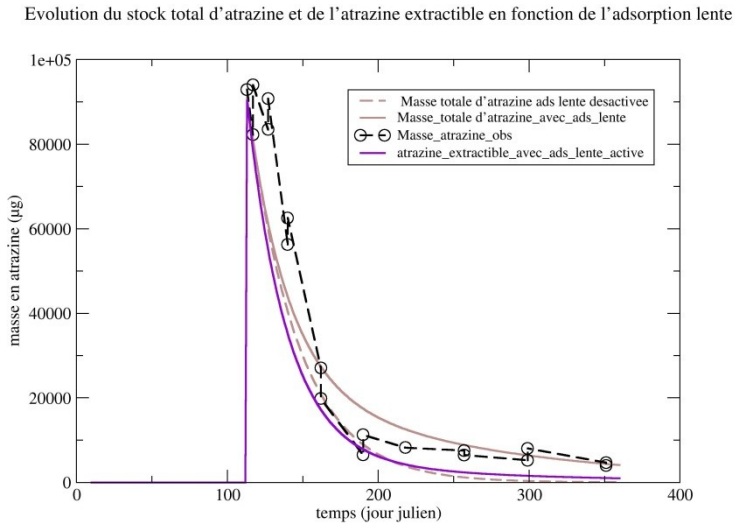


Figure 13 : Evolution du stock d'atrazine en fonction de l'adsorption lente

La courbe en marron continue représente le stock total d'atrazine (l'ensemble des phases liquide et adsorbée). Celui-ci semble influencé de manière significative par le processus d'adsorption lente, en particulier sur la deuxième moitié de la simulation.
La courbe en pointillé quant à elle correspond au stock dissous et adsorbé rapide. La ligne violette constitue également le même stock en pesticide à savoir dissous et adsorbé avec le processus d'adsorption lente activé. Ces deux courbes correspondent à la part de pesticide qui peut être potentiellement extractible lors de la mesure en laboratoire.

Malgré la faible différence entre les simulations avec ou sans la prise en compte de l'adsorption lente, ce processus permet de simuler des faibles quantités de pesticides restantes après un an de simulation dans les sols.

1.10.2 Influence de la fraction de carbone organique sur le processus d'adsorption lente

Le formalisme de l'adsorption lente présenté dans la description du module PeStics prend en considération la fraction de carbone de Carbone organique (équation 12).
Dans l'état actuel du développement du module la teneur en carbone organique est considérée constante sur l'ensemble des simulations. Ce paramètre est issu de mesures réalisées sur le terrain. La valeur est de 1% pour le sol de la parcelle de Grignon.

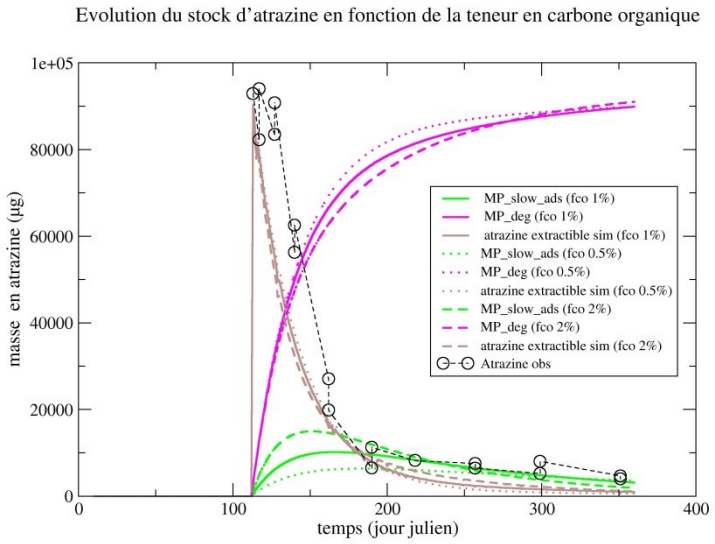


Figure 14 : Evolution du stock d'atrazine en fonction de la teneur en Corg

La variation de la fraction de carbone organique influence principalement l'intensité de l'adsorption lente et de manière indirecte la dégradation. En effet, les pesticides présents dans le réservoir d'adsorption lente sont considérés comme non biodisponibles et ne sont pas dégradés.

Les premiers tests de sensibilités du module permettent de mettre en évidence une dominance importante de la dégradation et des processus d'adsorption qui engendrent une faible mobilité des pesticides dans le profil de sol. Bien que relativement faible sur les données observées le module tend à sous-estimer ce transfert et surreprésenter l'effet de la dégradation sur la dissipation des pesticides. L'influence de la fraction de carbone organique reste cependant faible au regard des propriétés physico-chimiques des pesticides.

Conclusion et perspectives

Les processus affectant le transfert dans les sols des pesticides ont été implémentés au sein d'un module spécifique dans le modèle agronomique STICS. Bien que les premières applications de ce modèle donnent des résultats sensés, des travaux supplémentaires sont nécessaires pour une évaluation plus précise. Pour cela, un effort va être effectué pour obtenir de nouveaux jeux de données

expérimentaux auprès de partenaires scientifiques. En parallèle, un travail expérimental est mis en place sur le bassin versant de l'Orgeval pour acquérir des données sur une parcelle agricole durant la saison 2012. Le dispositif expérimental va s'appuyer sur deux microlysimètres de 20cm et une série de carottages afin de déterminer la teneur en carbone des sols et la dissipation des pesticides avant et sur plusieurs dates après traitement. De plus, cette étude sera complétée par des analyses de l'adsorption et la désorption lente sur colonnes de sol. Ces données ne seront cependant pas disponibles avant 2013.
Une fois les transferts de phytosanitaire évalués, il sera possible d'appliquer le modèle sur le bassin expérimental de l'Orgeval. Le transfert des pesticides à l'échelle du bassin versant va s'intégrer dans la plateforme de modélisation Eaudyssée. Ainsi, le modèle agronomique sera spatialisé via le module Parasol de O-Palm (Duchaine et al., 2012) et utilisera l'ensemble des données sur les pratiques agricoles et la gestion des rotations issue de la base de données renseignée à partir des carnets de plaine des agriculteurs (Nicola et Schott, 2012), sur l'ensemble du bassin. Le transfert des pesticides utilisera le modèle hydrogéologique du bassin en cour de développement (Mouhri et al 2012).

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

Bacchi A., Florence Habets F., Blanchoud H., Moreau-Guigon E., Ledoux E. Viennot P.(2009), Modélisation des transferts de pesticide dans la zone non-saturée PIREN Seine, 21 p

Baer U. (1996) Comportement des pesticides dans les sols : Evaluation et simulation de la dissipation au champ. Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, 155p.

Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M., Ruget F., Nicoullaud B., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances.1- theory and parametrization applied to wheat and corn. Agronomie 18: 311-346

Blanchoud H., Barriuso E., Chevreuil M., Guery B., Moreau-Guigon E.,Schott C., Théry S., Tournebize J., (2011), Les pesticides dans le bassin de la Seine, PIREN Seine, AESN, 64p

Bourgeois F., Jayet P.-A. Petsakos A., Schott C., Viennot P.,Habets F.,. (2010), Réguler l'actovité agricole pour maïtriser la concentration de nitrate dans les nappes, PIREN Seine,12 p

Calvet, R., 2005. Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales, France Agricole Editions, 644p.

Duchaine F., Habets F., Launay M., Morel T., Queyrel W., Ripoche D. (2012), Spatialisation du modèle agronomique Stics à l'aide de O-Palm Parasol, Rapport PIREN, 8p

FOOTPRINT (2007). The FOOTPRINT Pesticide Properties DataBase. Database collated by the University of Hertfordshire as part of the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704): http://www.eufootprint. org/ppdb.html.

Giles C. H., McEwan T.H., Nakhwa S.N., Smith D. (1960). Studies in adsorption. PartXI. A system of classification of solution adsorption isotherms, its use in diagnosis of adsorption mechanisms in measurement of specific surface areas of solids: *Journal of the Chemical Siciety* III: pp 3873-3993.

Gomez E., 2002. Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale d'un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. Thèse. Ecole des Mines de Parus, 240p.

Guigon-Moreau E., 2006. Transferts des pesticides vers les eaux superficielles et l'atmosphère :Caractérisatio et modélisation sur le bassin versant de la Vesl,. Thesis : Université Paris VI - Pierre et Marie Curie, 251p.

Guimont S., 2005. Devenir des pesticides dans les sols en fonction de l'état d'humidité et du mode de circulation de l'eau dans le sol. Thesis. Institut National Polytechnique de Lorraine, 215p.

Hutson J.L., Wagenet R.J.,1993. A Pragmatic field-scale approach for modelling pesticides. Journal of Environmental Quality, 22(3): 494–499.

Larocque M., Banton O., Lafrance P., 1997. Simulation par le modéle AgriFlux du devenir de l'atrazine et du dééthylatrazine dans un sol du Québec sous mais sucré. Revue des sciences de l'eau,11: 191-208.

Larsbo M., Roulier S., Stenemo S., Kasteel R., Jarvis N., 2005. An improved dual-permeability model of water flow and solute transport in the vadose zone. Vadose Zone Journal, 4: 398-406.

Mouhri A, Flipo N., Reyjiba F., Tallec G.(2012),Strategie d'echantillonnage des echanges nappe-riviere du bassin agricole de l'Orgeval, rapport PIREN Seine,20p

Mary B., Beaudoin N.,Juste E.,Machet J.M. (1999). Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. Eur.J. Soil Sci. 50, pp 549-566

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 ».

Nicola L., Schott C. (2010), Etude des pratiques de désherbage du blé tendre dans le bassin versant de l'Orgeval de 1990 à 2008, PIREN Seine,67 p

Nicola L., Schott C. (2011),Evolution des traitements phytosanitaires en vue de simuler leurs impacts sur la qualité de l'eau : synthèse sur le bassin versant de l'Orgeval, PIREN Seine,70 p

Philippe E., Habets F., Ledoux E., Goblet P., Viennot P. (2006), Transfert d'eau et de nitrate dans la zone non saturée : comparaison d'une modélisation simplifiée et d'une modélisation à base physique pour améliorer la simulation sur le bassin de la Seine, PIREN Seine, 20 p

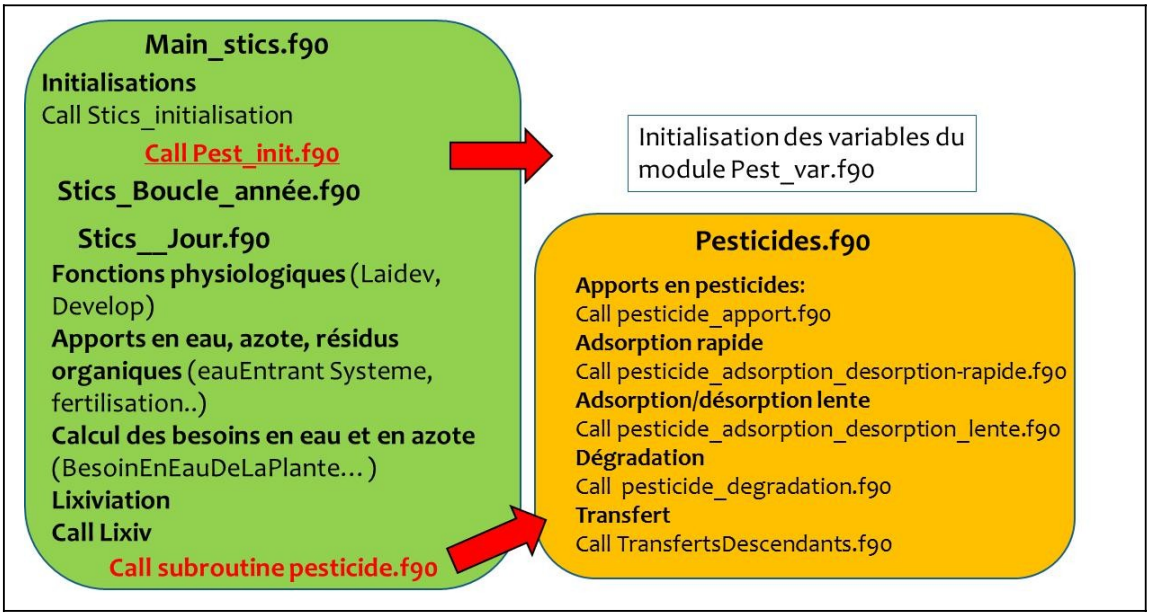
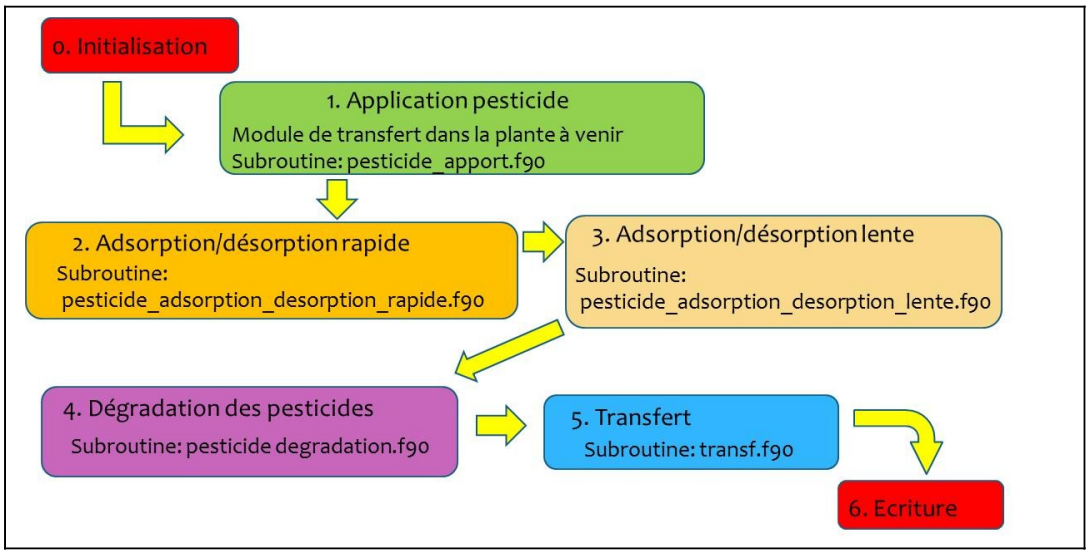
Rat A., Ledoux E., Viennot P., 2006. Transferts de pesticides vers les eaux souterraines, modélisation à l'échelle d'un bassin versant: cas d'étude du bassin amont de la Vesle. Report 2005 of Piren Seine researche program: 116 p.

Schott C.Benoît M.,Mignolet C., Mari J.-F., (2007), Dynamiques des systèmes de culture du bassin de la Seine : mise en évidence d'une intensification des pratiques culturales au cours des trois dernières décennies, PIREN Seine,61 p

Tiktak A.F., van den Berg J.J.T.I., Boesten D., van Kraalingen D., Leistra M., van der Linden A.M.A., 2000. Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1. RIVM Report 711401008, Alterra Report 28. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands, 50p

UIPP - UNION DES INDUSTRIES DE LA PROTECTION DES PLANTES, (2011) , Rapport d'activité UIPP 2010/2011, 32 p. http://www.uipp.org/content/download/71/273/file/uipp/UIPP_RA_2011V10.pdf

Annexe 1 Organigramme d'intégration de PeStics dans Stics



Annexe 2: Fonctionnement de PeStics