



HAL
open science

Simulation de la dissipation des pesticides dans les sols sur le long terme : application au bassin versant de l'Orgeval

Wilfried Queyrel, Florence Habet, Hélène Blanchoud, Céline Schott, Laurine
Nicola

► To cite this version:

Wilfried Queyrel, Florence Habet, Hélène Blanchoud, Céline Schott, Laurine Nicola. Simulation de la dissipation des pesticides dans les sols sur le long terme : application au bassin versant de l'Orgeval. Rapport d'activité PIREN-Seine Phase 6 - 2013 mis en ligne en 2014. 2014. hal-02798718

HAL Id: hal-02798718

<https://hal.inrae.fr/hal-02798718>

Submitted on 5 Jun 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 destin e 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.

Simulation de la dissipation des pesticides dans les sols sur le long terme : application au bassin versant de l'Orgeval

Wilfried Queyrel^{1*}, F. Habets¹, H. Blanchoud¹, C. Schott², L. Nicola²

¹ UMR 7619 METIS, EPHE-UPMC-CNRS, 4 place Jussieu, BC 105, 75252 Paris, France

² INRA-SAD ASTER, Domaine du Joly, 662, avenue Louis Buffet, 88500 Mirecourt

* wilfried.queyrel@upmc.fr

1. Introduction

Le modèle agronomique STICS a été modifié afin de prendre en considération le transfert des pesticides dans les sols. Le modèle a d'abord été évalué sur trois parcelles expérimentales dans des situations contrastées (Queyrel et al., 2012), avec des résultats mitigés en parti lié au fait que les observations n'étaient pas homogènes. L'étape suivante consistait à tester le modèle sur le long terme. Le bassin versant de l'Orgeval a été choisi pour cette étude car l'IRSTEA possède de longues chroniques de débits, que la contamination par les pesticides est suivie en continu depuis 2009 et que les pratiques agricoles ont été reconstituées sur le bassin (Nicola et al., 2011). Ce rapport résume les derniers résultats issus de la thèse de Wilfried Queyrel qui sera soutenue en Mai 2014.

2. Données nécessaires à l'application sur le long terme

2.1. Le suivi des pesticides sur le bassin

Le suivi de la contamination par les pesticides a débuté à la fin des années 1970. La chronologie des différentes études réalisées sur le bassin est synthétisée dans le tableau 1.1 Ce tableau illustre le caractère fragmentaire de l'information recueillie sur les matières actives ciblées. En outre, de la fin des années 70 jusqu'en 2008, les mesures en pesticide ont été ponctuelles et réalisées sur des périodes d'une durée maximale de 3 ans. Depuis 2008, un suivi continu de la contamination des eaux de surface du ru des Avenelles a été instauré. Il permet ainsi d'obtenir une information continue dans le temps sur une durée supérieure à 3 ans.

Les deux jeux de données choisis pour l'étude correspondent à des suivis pluriannuels de concentration en pesticide à l'exutoire de sous-bassins versant de l'Orgeval. Ils ont été utilisés car ils fournissent des observations sur une partie de la période ciblée (1990-2012). Le premier jeu de données est associé à la campagne de mesures de 1991-1993 réalisée par Garmouma et al., 1997. Le suivi effectué par les auteurs correspond à des mesures ponctuelles mensuelles. Bien que ces informations permettent de renseigner l'évolution de la concentration elles ne permettent qu'une interprétation qualitative car les mesures ne sont pas asservies au débit. Une partie des mesures a été effectuée en rivière à l'exutoire du bassin du Mélarchez. La seconde partie est constituée par le suivi mensuel des concentrations en pesticide à la sortie d'un collecteur de drainage sur le bassin du Mélarchez. Le second jeu de données est associé au suivi en continu mis en place dans le cadre du PIREN Seine depuis 2008 par Blanchoud et al., 2008. Ce suivi donne une vision globale de la contamination en herbicide du sous-bassin des Avenelles. Cette chronique de mesures permet de comparer les sorties du modèles aux observations de terrain. Les données du suivi en micro-lysimètre à la parcelle n'ont pas pu être utilisées car elle concerne des pesticides récents dont l'utilisation n'était pas encore répertoriée. Bien que lacunaires, l'ensemble des différents jeux de données acquis sur l'Orgeval constitue une source d'information sur l'évolution de la contamination en pesticide sur une longue période à l'échelle d'un bassin versant. De tels jeux de données sont difficiles à acquérir. A titre de comparaison, les mesures réalisées dans le cadre du programme de surveillance des masses d'eau par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN), permettent de fournir une information qualitative sur l'évolution de la contamination. Des prélèvements sont effectués deux fois par an par station de mesure. Ce suivi bien que nécessaire ne permet pas de réaliser des bilans de masse à l'échelle des bassins versants car les prélèvements ne sont pas asservis aux débits.

Tableau 1 : récapitulatif des suivis de pesticides effectués ou en cours de réalisation sur le bassin de l'Orgeval

Années	Mesures effectuées	Auteurs
1976-1977	Triazines ¹ dans les eaux souterraine de la formation de Brie (source de Doue)	Chevreuil M. ^a
1991-1993	Triazines ² dans les sols du Bassin du Mélarchez Triazines ³ dans les eaux de drainages Triazines et de Phénylurées ⁴ dans les eaux de surface (Ru du fossé Rognon, les Avenelles, l'Orgeval) Triazines ² dans les eaux de souterraines (sources de Mélarchez et Doue)	Garmouma M. ^b
1999-2000	Triazines ⁵ à la sortie d'un réseau de drainage (sous bassin de Goin) Triazine dans un Ru temporaire (Ru de Choqueuse)	Blanchoud H. ^c
2008-actuel	Triazines, Phénylurées, Chloroacetamides ⁶ dans les eaux de surfaces (Ru des Avenelles) Triazines ² Chloroacetamides dans les eaux souterraines (sous bassin des Avenelles)	Blanchoud et al. ^d
2009	Coefficient de partition (KOC) de l'Atrazine et l'Isoproturon dans les sols de surface et dans une carotte de sur 40m de profondeur. Durée de demie vie (DT50) de l'Atrazine et l'Isoproturon dans les sols de surface et dans le sous-sol (40m) Etude de la minéralisation en surface et en profondeur de l'Atrazine et l'Isoproturon (Bassin des Avenelles)	Blanchoud et al. ^e
2012-actuel	Sulfonylurées ⁷ dans les eaux de percolation de microlysimètre sur parcelle (sous bassin des Avenelles) Sulfonylurées ⁷ dans les sols ; carottes de sol réalisées a la parcelle Sulfonylurées ⁷ dans les eaux d'un collecteur de drainage	Blanchoud et al.

¹Atrazine, DEA ; ²Atrazine, Simazine, DEA ;³Simazine,Atrazine,Amétryne,Terbutryne,DEA ;⁴Simazine,Atrazine,Amétryne,Terbutryne,Cyanazine/Isoproturon,Chlortoluron,Linuron ;⁵Atrazine, DEA, DIA et Simazine ; ⁶Atrazine,Simazine,DEA /Isoproturon,Chlortoluron/Métolachlore ; ⁷ Prosulfuron,Nicosulfuron ;^a[Chevreuil 78] ; ^b[Garmouma 96] ; ^c[Guivarc'h Blanchoud 01] ;^d[Blanchoud 08] ; ^e[Blanchoud 09]

2.2. Les données nécessaires au modèle

STICS est un modèle agronomique destiné à réaliser des prévisions à l'échelle de la parcelle agricole. La mise en œuvre du modèle STICS nécessite d'effectuer des simulations sur des unités spatiales homogènes du point de vue des paramètres d'entrée. La version utilisée pour ces travaux n'étant pas encore spatialisée, le modèle est appliqué sur une seule Unité de Simulation (US). Quatre niveaux d'information doivent être renseignés dans le modèle :

— le sol ;

- la culture ;
- les pratiques agricoles associées à la culture ;
- les données météorologiques.

Dans le cadre de cette étude, les pratiques culturales sont définies en deux catégories distinctes. La première concerne le travail du sol et la fertilisation associée au développement de la culture. La seconde regroupe les choix et l'application de pesticides à la parcelle. Les informations indispensables au fonctionnement du modèle ont été extraites de différentes bases de données.

2.2.1. Les données pédologiques

Les données pédologiques ont été extraites de la base de données géographiques des sols de France de l'INRA au 1/1 000 000 [Laroche 12]. Les sols sont définis dans la base selon des unités typologiques de sol (UTS) établies à partir de la classification de la FAO. La base de données est une représentation simplifiée de la diversité spatiale de la couverture des sols. Le territoire est découpé en unités cartographiques de sols (UCS) dans lesquelles sont définis un certain nombre d'UTS classées selon leur pourcentage relatif en surface. Les principales caractéristiques des sols utilisés dans STICS sont dérivées des UTS :

- le taux de carbonate de calcium ;
- l'albédo ;
- la limite d'évaporation maximale du sol nu (q_0) ;
- le taux d'argile ;
- la densité apparente (d_a), la capacité au champ (h_{cc}) et le point de flétrissement, épaisseur pour chaque horizon (h_{pf}).

Le bassin de l'Orgeval est caractérisé par 4 principales UCS regroupant 12 UTC présentées dans la figure 1.9. La typologie des différents sols recensés sur le bassin et leur taux de couverture respectifs sont présentés dans le tableau 2. Parmi les différents sols, trois semblent dominer : Orthic Rendzina, Orthic Luvisol et Podzoluvisol.

Tableau 2 : typologie des sols du bassin versant de l'Orgeval

UCS	Type de sol	Occupation des sols (%)
330132	Orthic Rendzina	70
	Calcic Cambisol	30
330086	Eutric Fluvisol	70
	Mollic Gleysol	20
	Dystric Histosol	10
330681	Orthic Luvisol	70
	Eutric Fluvisol	20
	Gleyic Luvisol	5
	Luvic Arenosol	3
	Rendzina	2
337242	Podzoluvisol	50
	Orthic Luvisol	20
	Gleyic Luvisol	15
	Eutric Cambisol	15

2.2.3. Les pratiques agricoles : la base de données de l'Orgeval

Les pratiques agricoles utilisées pour la mise en oeuvre de cette étude sont issues d'une base de données établie pour l'ensemble du bassin versant.

La base de données a été réalisée dans le cadre du programme PIREN Seine afin de renseigner le modèle STICS sur les pratiques agricoles passées à l'échelle du bassin versant de l'Orgeval. La base de données APOCA (Agricultural Practices of the Orgeval Catchment Area) regroupe les données sur les pratiques agraires en général et plus particulièrement les traitements phytosanitaires entre 1990 et 2009 (Nicola et al., 2011). Ce projet a été réalisé dans le cadre d'une collaboration entre l'INRA ASTER de Mirecourt et l'UMR Sisyphe. Cette base a la particularité d'être constituée à partir de pratiques agricoles réelles recueillies auprès des agriculteurs.

La base de données a été constituée à partir de deux sources d'informations, les carnets de plaine et les données issues des déclarations dans le cadre de la PAC (Politique Agricole Commune). Les carnets de plaine correspondent aux documents dans lesquels les agriculteurs compilent les opérations techniques qu'ils ont réalisées sur les différentes cultures de leur exploitation.

Par ailleurs, ces données ont été complétées par plusieurs séries d'enquêtes auprès des exploitants agricoles. Ces sondages ont permis de regrouper les informations sur l'itinéraire technique et l'assolement de 44 exploitations qui recouvrent près de 44% de la SAU (Surface Agricole Utile) du bassin. La base de données est constituée d'un ensemble de tables regroupées en trois niveaux d'informations :

- la structure spatio-temporelle de l'occupation des parcelles ;
- les pratiques agricoles générales ;
- les pratiques phytosanitaires.

Le détail de la méthodologie mise en oeuvre pour décrire la variabilité de l'assolement et des rotations ne sera pas détaillé dans le manuscrit. La structure spatio-temporelle définie dans la base s'appuie conjointement sur l'assolement établi par le RPG (Registre Graphique Parcellaire) issu des déclarations

PAC et des enquêtes réalisées auprès des agriculteurs. L'assolement et les pratiques agricoles ont été acquis à l'échelle de l'îlot de culture. L'îlot de culture est l'unité de base du RPG et représente un regroupement de parcelles contiguës appartenant au même exploitant.

L'îlot est défini par la culture dominante des parcelles qui le constitue. L'échantillon choisi pour cette étude est considéré comme représentatif de l'assolement global du bassin de par la répartition homogène des exploitations et la surface totale enquêtée (44% de la SAU).

- Les pratiques agricoles générales

La base regroupe 37 cultures différentes caractérisées par un assolement, un précédent cultural et un itinéraire technique. Les pratiques agricoles ont été définies pour l'essentiel à partir des carnets de plaines de 19 exploitations du bassin recouvrant 33 % de la SAU. Les pratiques « générales » regroupent :

- le travail du sol ;
- le semis ;
- la récolte ;
- la fertilisation minérale azotée ;
- les amendements organiques.

Des périodes de pratiques homogènes ont été définies afin de déterminer les moments du cycle cultural au cours desquels les travaux ont la plus grande probabilité d'avoir lieu. Des dates moyennes sont ensuite calculées par période homogène et exprimées en jour julien. Ces informations sont renseignées par culture et par année en fonction du précédent cultural.

Ces informations sont très utiles car elles permettent de confronter les sorties de STICS pour les nitrates.

- Les pratiques phytosanitaires

Les pratiques phytosanitaires sont au cœur de la base de données APOCA. La base recense 253 matières actives appartenant à 84 familles chimiques et leurs adjuvants associés. Ce raffinement permet d'approcher au mieux la composition des solutions commerciales utilisées par les agriculteurs.

Une clause de confidentialité ayant été signée entre l'INRA SAD et les agriculteurs, les données sur les applications en pesticides ne sont donc pas disponibles à l'échelle de l'îlot de culture. Les doses appliquées renseignées dans la base correspondent à des doses moyennes par matière active pour l'ensemble du bassin versant. Elles sont exprimées en kg/ha. Cette dose moyenne est calculée sur la base des enquêtes réalisées auprès des agriculteurs en tenant compte de l'assolement annuel sur l'ensemble de la SAU du bassin versant.

De la même manière que pour les pratiques générales, les dates de traitements en phytosanitaires sont définies à partir de périodes homogènes. Une période homogène correspond à une période de l'année où un traitement peut avoir lieu. Elle est constituée au maximum de 30 jours. La période homogène est définie par une date de début de fin de période et une date moyenne. Un champ renseigne également sur le nombre de périodes homogènes par an. Cette base de données donne des informations seulement sur les pratiques agricoles, les caractéristiques physico-chimiques étant déterminées à partir de données de terrain, de la base de données des propriétés des pesticides (PPDB, 2013) ou issues d'articles scientifiques.

Dans le cadre de notre étude nous nous intéressons plus particulièrement aux herbicides. Le tableau 1.3 présente les quantités appliquées cumulées pour l'ensemble du bassin de l'Orgeval sur la période 1990-2009. Les résultats du tableau indiquent que l'isoproturon le chlortoluron et l'atrazine font partie des principaux herbicides utilisés sur le bassin.

2.2.4. Les caractéristiques des produits phytosanitaires

En 2009 une campagne d'échantillonnage des principaux sols du bassin et un carottage du sous-sol dans les 40 premiers mètres ont été effectués. Des campagnes de prélèvements et de mesures en laboratoire ont été mises en œuvre pour déterminer les KOC, les DT50 et les cinétiques de dégradation (la formation de résidus liés et minéralisation). Deux molécules ont été ciblées lors de cette étude : l'atrazine et l'isoproturon. Ce projet a eu pour objectif d'acquies les informations nécessaires en vue d'une modélisation du transfert des pesticides dans le continuum Sol/ Zone Non Saturée/ Nappe à l'échelle du bassin versant. Parmi les jeux de données présentés dans le tableau 1.1 trois ont été retenus. La campagne de mesure de 2009 réalisée dans le cadre du projet PHYT'ORACLE de (Blanchoud et al., 2009) a permis de renseigner le modèle sur des paramètres d'entrée et de confronter les résultats du modèle à l'évolution du stock de résidus liés dans le sol mesurée en laboratoire.

3. Hypothèses de départ

La méthodologie choisie dans le cadre de cette étude se base sur une simulation de référence à l'échelle du bassin versant des Avenelles. Le modèle est alors appliqué sur une seule unité de simulation. Le bassin est donc assimilé à une parcelle unique, supposée homogène (Figure 2). Les hypothèses de la simulation de référence comprennent :

- Un seul type de sol a été choisi parmi la typologie dominante sur le bassin ;
- Seules deux cultures ont été sélectionnées en fonction de leur surface respective ou de leur impact sur la qualité des eaux ;
- Un seul itinéraire technique par culture a été établi par culture et répété sur l'ensemble de la chronique ;
- L'assolement a été défini comme invariant au cours du temps et les rotations ont été établies sur un modèle de monoculture ;

- L'ensemble des matières actives a été appliqué sur chacune des cultures choisies ;
- Un seul profil de CO a été défini pour l'ensemble du bassin ;
- Les écoulements simulés à l'échelle de la parcelle unique de la taille du bassin sont considérés représentatifs du débit annuel observé à l'exutoire du bassin versant.

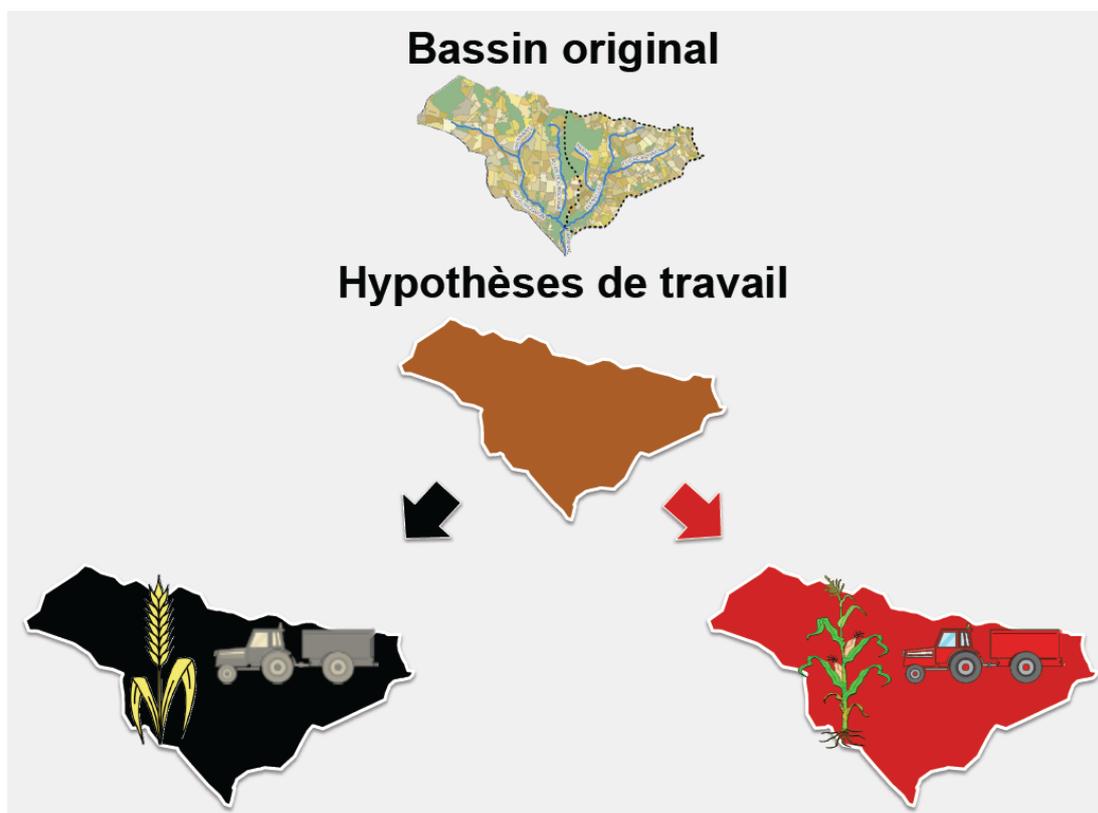


Figure 2 : Hypothèses de travail de la simulation de référence (blé noir ; maïs rouge)

3.1. Les paramètres du sol

Le sol de la simulation de référence a été défini à partir de l'UCS 337242 majoritaire dans la partie Est du bassin (figure 1). Les autres sols ont été utilisés pour des simulations effectuées dans le cadre du test de sensibilité sur le long terme. Le sol utilisé pour la simulation de référence recouvre près de 50% des surfaces de l'unité cartographique. Les caractéristiques sont présentées dans le tableau 3. Les données extraites de la base sont fragmentaires et ne permettent pas de renseigner l'ensemble des caractéristiques du sol dans STICS. Les valeurs des autres paramètres du sol ont été définies par défaut à partir de la paramétrisation préconisée dans la notice STICS.

Le choix de valeurs par défaut peut engendrer des biais importants, en particulier pour les paramètres les plus sensibles tels que la teneur en azote organique du sol (Norg). En effet, une faible variation du contenu en azote organique entraîne des changements de rendements non négligeables (>10%). Une première approche de l'estimation de ce paramètre à grande échelle a été développée lors de l'application de STICS à l'échelle du bassin versant de la Seine par [Gomez 02]. Dans le cadre de notre étude une valeur moyenne de 0.14 % a été établie à partir de carottes réalisées sur 7 sols représentatifs du bassin de l'Orgeval. Ces échantillons ont été prélevés en surface dans les 10 premiers cm de sol au cours de l'année 2009 dans le cadre du projet PHYT'Oracle (Blanchoud et al., 2009). En complément du fichier sol présent dans la version standard de STICS, le nouveau module de transfert de pesticides nécessite une description plus détaillée du contenu en carbone organique (CO) du sol. Un profil de référence en CO a été élaboré à partir de données collectées en différents points d'un versant du ru des Avenelles par (Billy et al., 2010) présenté dans la figure 3. Le

carbone organique est majoritairement localisé dans les 50 premiers cm de sol. Le contenu en CO semble peu variable à partir d'un mètre de profondeur.

Tableau 3 : Caractéristiques du sol de référence issu de la bdsol

paramètre sol STICS	valeur issue de l'UTC
taux de CaCO ₃ (%)	0
taux d'argile (%)	20
albédo (SD)	1.8
q ₀ (mm)	9
épaisseur H1 (cm)	30
épaisseur H2 (cm)	80
da H1 (g.cm ⁻³)	1.40
da H2 (g.cm ⁻³)	1.50
hcc H1 (% poids)	25.7
hcc H2 (% poids)	22.1
hpf H1 (% poids)	12.9
hpf H2 (% poids)	11.5

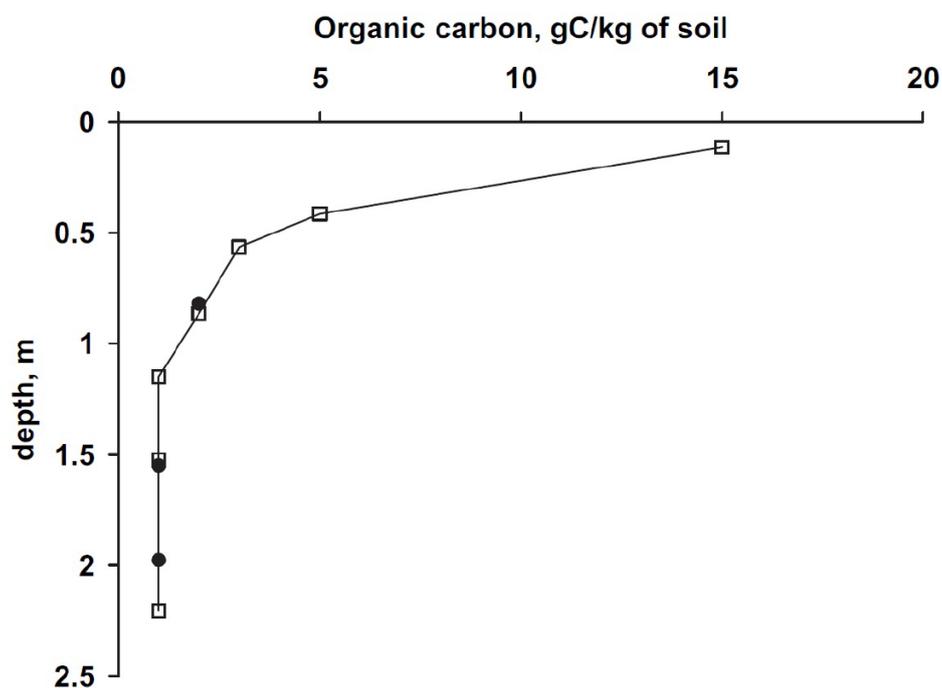


Figure 3 : Contenu en carbone organique dans une parcelle agricole du bassin des Avenelles ; les points noirs correspondent aux prélèvements en haut de pente et les carrés blancs en bas de pente d'après (Billy et al., 2010)

3.2. Les cultures et itinéraires techniques

Le choix des cultures pour le scénario de référence a été orienté en fonction des surfaces cultivées et/ou de l'impact de la culture sur la contamination en pesticide observée à l'exutoire. Le blé d'hiver, culture majoritaire sur le bassin, représente plus de 45% de la SAU sur l'ensemble de la chronique. Le maïs ne représente que 16% de la SAU sur 20 ans, cependant les impacts des pratiques phytosanitaires sur la qualité de l'eau, plus particulièrement les herbicides. Ces deux cultures ont donc été choisies pour la simulation de référence. Afin de simplifier la mise en place du modèle sur une longue chronique, un itinéraire technique moyen a été élaboré à partir des données annuelles.

Dans le cadre du maïs, un ajustement des dates des travaux du sol a été réalisé par rapport aux dates proposées dans la base de données, car elles n'étaient pas en accord avec la date moyenne de semis. La préparation de semis a donc été décalée en fonction du semis. Afin de faciliter l'exécution du modèle, la date de labour a été repoussée de la fin d'année (décembre) au mois de mars afin que l'ensemble des travaux du sol se situe dans la même année. Le mois de mars a été choisi car les parcelles sont difficilement accessibles pendant la période hivernale.

La quantité totale d'engrais apportée s'élève à 192 (kg/ha) pour le blé et 200 (kg/ha) pour le maïs. Une attention particulière a été portée au fractionnement des apports d'engrais. Bien que les doses totales apportées soient proches entre les deux cultures, leur répartition est différente. Les dates et les quantités appliquées ont été définies à partir des pratiques majoritaires sur chaque culture. Pareillement aux travaux du sol, les apports en résidus organiques du maïs s'effectuent au premier janvier afin de faciliter l'actualisation des pratiques agricoles lors de la rotation des cultures.

3.3. Le choix des matières actives

La base de données APOCA regroupe 253 matières actives. Les 253 pesticides peuvent difficilement être simulés, car nous n'avons forcément les informations sur leurs propriétés physico-chimiques. Nous avons donc effectué un choix parmi l'ensemble des molécules répertoriées dans la base. Un premier niveau de sélection a été réalisé en fonction du mode d'action. En effet les pesticides les plus utilisés sur le bassin sont les herbicides. Un second niveau de sélection des matières actives s'est appuyé sur trois principaux critères :

- la fréquence de détection de la molécule ;
- la fréquence de quantification ;
- la quantité totale appliquée sur le bassin.

Les molécules les plus fréquemment détectées à l'exutoire du bassin de 2008 à l'actuel sont :

- l'Atrazine ;
- l'Isoproturon ;
- Le chlortoluron ;
- la Simazine ;
- la DEA (Deethylatrazine).

Les 4 molécules précédemment citées et le métabolite sont également les substances les plus fréquemment quantifiées à l'exutoire du bassin. Elles ont donc été choisies pour réaliser la simulation sur le long terme.

Un classement des 21 herbicides les plus appliqués sur le bassin est présenté dans le tableau 4. Les matières actives sont classées par quantité cumulée (de 1990 à 2009) appliquée décroissante. Les molécules en gras correspondent à la sélection effectuée pour la simulation.

Ces molécules présentent également des caractéristiques physico-chimiques contrastées qui permettent de tester le fonctionnement du modèle dans des situations différentes. Les propriétés de l'isoproturon sont identiques à celles utilisées dans l'évaluation du modèle (Queyrel et al., 13). Pour les autres molécules, les propriétés physicochimiques ont été définies à partir de la base de données de propriétés des pesticides

[PPDB 13]. Certaines données spécifiques comme l'énergie d'activation ont été paramétrisées à partir de recommandations d'experts publiées par l'EFSA (European Food Safety Authority). Par ailleurs les données concernant la DEA sont issues de l'étude réalisée par Rat et al. 2006.

Le calendrier des apports est structuré à partir de la date moyenne par période homogène d'application. Les quantités appliquées par traitement correspondent à une dose moyenne calculée pour l'ensemble du bassin, exprimée en kg par hectare. Afin d'allonger la durée de simulation, la chronique des traitements a été étendue sur trois années supplémentaires : 2010, 2011 et 2012. Les apports ont été établis à partir de la moyenne des trois dernières années disponibles dans la base : 2007, 2008 et 2009. Les pratiques phytosanitaires ainsi définies ont été mises en œuvre de manière identique pour le blé et le maïs. Bien que les traitements en herbicides soient différents entre les deux cultures dans la réalité, nous avons choisi ici de simuler les mêmes pratiques, afin d'évaluer l'impact de la culture sur le transfert des pesticides simulé dans le modèle.

Tableau 4 : Classement des herbicides les plus utilisés sur le bassin de l'Orgeval de 1990 à 2009 extrait d'APOCA (les noms en gras sont les molécules choisies)

Matières actives	Quantité appliquée cumulée pour l'ensemble du bassin de l'Orgeval (kg)	Classement par quantité appliquée décroissante
isoproturon	39202	1
chlortoluron	19000	2
methabenzthiazuron	17000	3
atrazine	15000	4
aclonifen	14800	5
glyphosate	14500	6
bentazone	14000	7
metamitron	13000	8
pendimethaline	12000	9
néburon	10000	10
dichlorprop	6000	11
trifluraline	5000	12
terbutryne	4000	13
tebutame	3900	14
pyridate	3000	15
simazine	2500	16
2,4-MCPA	2200	17
mecoprop-D	2100	18
sulcotrione	2000	19
métolachlore + S-metolachlore	1950	20
mecoprop-P	1000	21

4. Résultat des simulations sur le long terme

Les résultats sont pour l'essentiel présentés au pas de temps annuel. Cette échelle temporelle nous a paru adaptée pour représenter les résultats du modèle sur l'ensemble de la chronique. De plus le temps de transfert de l'eau est estimé inférieur à l'année dans la formation de Brie qui constitue l'un des principaux aquifères du sous bassin versant des Avenelles (Bardet S., 2009).

4.1. Le bilan agronomique

L'analyse du bilan agronomique permet de vérifier si la croissance et le développement de la culture simulée sont en adéquation avec les données observées sur le bassin. Cette synthèse effectuée pour le blé et le maïs, s'appuie sur l'évaluation du rendement et du développement du couvert végétatif de 1990 à 2012. Cette étape préliminaire est essentielle pour vérifier la cohérence de la simulation avant toute autre analyse sur le transfert de l'eau, des nitrates et des pesticides.

4.1.1. Le rendement

Le rendement permet de quantifier la quantité de biomasse récoltée à la fin du cycle cultural. Les rendements issus du modèle sont exprimés en fonction du taux d'humidité des grains : 0% et 14% pour le blé et 0% et 40% pour le maïs. Le taux d'humidité des grains à la récolte sont généralement compris entre 8 et 12% pour le blé et 15 à 20% pour le maïs.

Les résultats de la simulation ont été comparés aux observations sur le bassin versant pour la période 1990-2009. Les rendements du blé simulés sont surestimés sur la période 1990-2002 et se rapprochent des observations vers la fin de la chronique (figure 4).

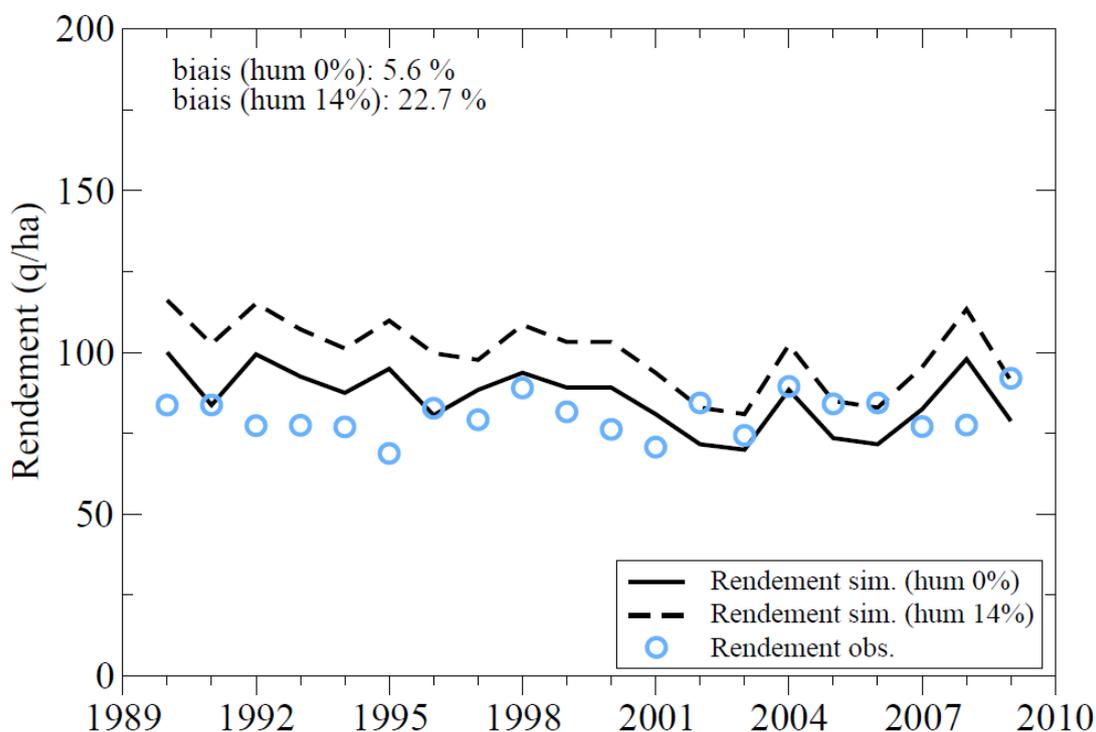


Figure 4 : Rendements moyens du blé sur la période 1990-2009 ; les rendements simulés sont exprimés en fonction des taux d'humidité des grains : 0% et 4%.

La surestimation des rendements pour le blé peut être probablement associée à la manière dont le modèle a été initialisé. Dans le cas du maïs, les rendements sont les plus faibles pour les années à faible pluviométrie (inférieure à 600 mm), particulièrement 1996, 2002 et 2007. Les données sont cependant trop restreintes sur le bassin pour permettre une comparaison. Afin de palier à ce manque de données, les simulations ont été comparées aux rendements moyens, maximum et minimum pour le blé et le maïs en Seine et Marne (DRIAAF, 2010), (tableau 5).

Les rendements moyens simulés du blé sont surestimés par rapport aux observations sur la même période. Ils restent cependant dans un intervalle raisonnable au regard du rendement maximal observé. Dans le cas du maïs, la gamme des rendements simulés est plus large que celle du blé. Les résultats du modèle sont comparables aux rendements observés en Seine et Marne de 1989 à 2009. Seules les années 2002, 1996 et 2007 sont inférieures aux plus faibles valeurs. La non prise en compte de l'irrigation pourrait expliquer le faible rendement simulé ces années-là.

Tableau 5 : Comparaison des rendements moyens simulés avec les rendements agricole moyen, minimal maximal en Seine et Marne de 1989 à 2009 (DRIAAF 2010) ; %h. : pourcentage d'humidité

culture	rendement moy. (q/ha)	rendement min. (q/ha)	rendement max. (q/ha)	rendement moy. sim (q/ha)
blé tendre	80	69	91	85.0 (0%h.) 98.8 (12%h.)
maïs	87	55	107	73.7 (0%h.) 123.0 (40%h.)

4.1.2. L'indice foliaire

Parmi les nombreuses variables du modèle, l'indice foliaire ou LAI (Leaf Index Area) a été choisi pour caractériser l'évolution de la croissance de la plante. Il est calculé de la manière suivante :

$$LAI = \frac{\text{Surface Foliaire (m}^2\text{)}}{\text{Surface du sol (m}^2\text{)}}$$

L'évolution du LAI simulé du blé et du maïs au cours d'un cycle cultural moyen sur la période 1990-2012 est présentée figure 5. Les variations de LAI des deux cultures sont cohérentes avec les tendances généralement observées sur le terrain. Le maïs a un LAI plus élevé que le blé. Les cycles végétatifs des deux cultures diffèrent par la durée et l'étendue du couvert végétal. Le cycle du blé, plus long, entraîne la présence d'un couvert végétal de décembre à juillet. La surface foliaire est maximale entre avril et juin. Le cycle cultural du maïs, plus court, débute en avril et se termine en octobre. Les périodes de sol nu sont plus longues en hiver. La surface foliaire augmente plus rapidement que le blé et atteint son maximum pendant la période estivale. La forte surface foliaire pendant l'été a des conséquences sur la transpiration du végétal et plus largement sur le bilan hydrique.

Le bilan agronomique met en évidence une relative cohésion entre les rendements simulés par le modèle et les données observées. Il semble également mettre en évidence la sensibilité du modèle à l'initialisation lors des premières années de la simulation. Par ailleurs, les chroniques de LAI soulignent un développement cohérent des cultures sur l'ensemble de la période considérée. Ces résultats confortent la stratégie choisie pour l'itinéraire technique des deux cultures. Cette méthodologie apparaît adaptée pour une première

approche de la modélisation agronomique à long terme sur le bassin de l'Orgeval. Les cycles de croissance différents des deux cultures aura des conséquences sur le bilan hydrique.

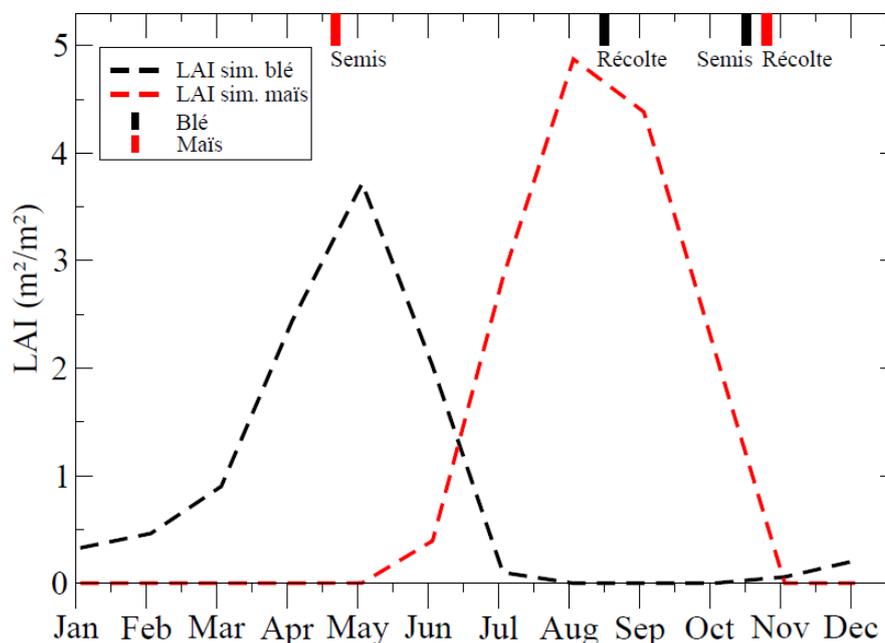


Figure 5 : LAI mensuel moyen simulé sur la période 1990-2012 pour le Blé (noir) et pour le Maïs (rouge)

4.2. Le bilan hydrique

Le bilan hydrique permet de faire un état des lieux de la répartition des précipitations entre l'évapotranspiration, le ruissellement, l'infiltration ou la rétention à des échelles spatiale et temporelle données. L'objectif de cette partie est de réaliser un bilan sur l'ensemble de la simulation, complété par une comparaison entre les deux cultures, blé et maïs.

Le bilan global sur l'ensemble de la simulation est présenté dans le tableau 6. Sur l'ensemble de la période, 75% des précipitations retournent dans l'atmosphère par évapotranspiration. L'écoulement, composé uniquement de l'infiltration, (car STICS ne simule pas les écoulements de surface), représente donc 25% des précipitations. La variation de stock est considérée comme négligeable (<0.1%).

Tableau 6 : Bilan hydrique du blé et du maïs sur l'ensemble de la période 1990- 2012 (% p. : pourcentage des précipitations moyennes annuelles)

culture	precip. moy. (mm)	infil. prof. (% p.)	evapo transpi. (% p.)	evap. sol (% p.)	transpi. — (% p.)	delta stock (% p.)	err — (% p.)
blé	734.0	25.3	74.7	50.1	24.7	≈0.0	≈0.0
maïs	734.0	23.4	76.6	41.8	34.9	≈0.0	≈0.0

Bien que la répartition entre l'évapotranspiration et l'infiltration soit relativement équivalente entre les deux cultures, la partition entre transpiration et évaporation du sol nu diffère. L'évapotranspiration dans le modèle est divisée en deux composantes : évaporation du sol nu et transpiration de la plante. La part de transpiration est plus élevée de 10% pour le maïs sur la période.

Si on fait l'hypothèse que la variation du stock d'eau dans le bassin est nulle à l'échelle annuelle, le flux d'eau exporté par infiltration peut être comparé au flux annuel d'eau à l'exutoire du cours d'eau (figure 6). La variabilité de l'infiltration profonde est majoritairement associée aux précipitations. Lors des années pluvieuses (2001), l'infiltration profonde est nettement plus surestimée pour le blé. En revanche lors des années sèches (1996), les flux simulés pour le maïs sont plus faibles au regard des flux d'eau exportés à l'exutoire. Les différences observées entre le maïs et le blé sont associées aux périodes où la transpiration de la plante est maximale. La culture considérée aura donc une influence sur le bilan hydrique, notamment dans le cas de conditions climatiques extrêmes.

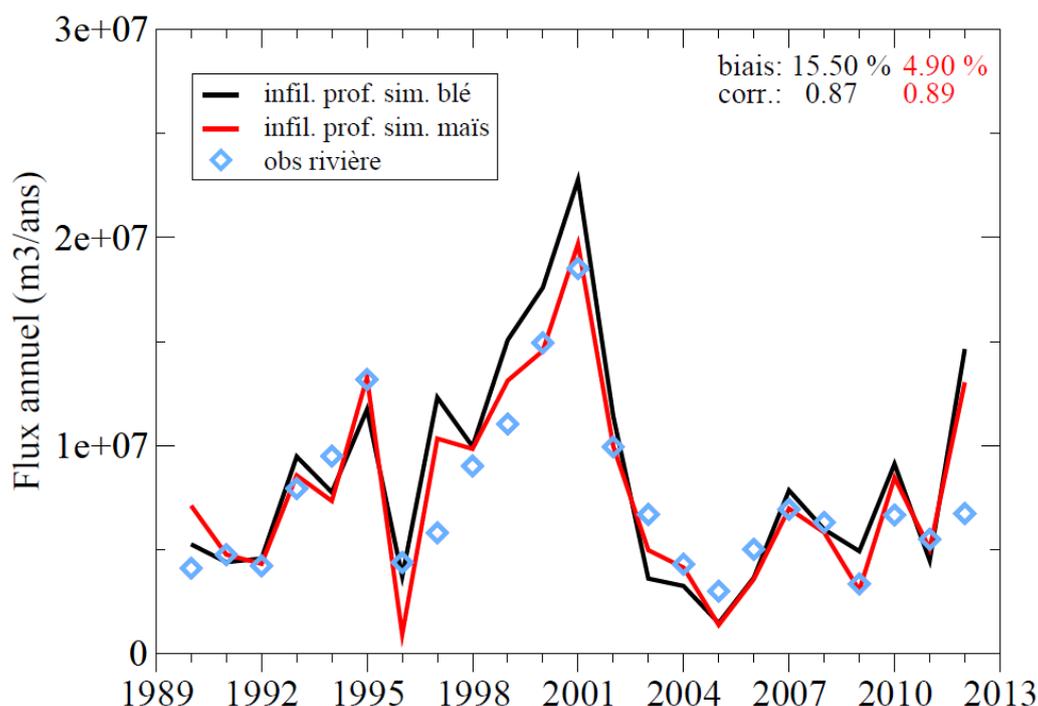


Figure 6 : Infiltration profonde annuelle simulée et débits en rivières observée sur la période 1990-2012

Malgré une hypothèse de départ forte, le bilan réalisé pour l'ensemble du bassin, souligne la cohérence des simulations avec les flux observés en rivière. Par ailleurs, la méthodologie basée sur des pratiques agricoles moyennes semble adaptée pour une première application sur le long terme du modèle sur le bassin de l'Orgeval.

La variabilité de l'infiltration simulée par le modèle est essentiellement associée à l'évolution de l'évapotranspiration en fonction du développement du couvert végétal et du stock d'eau restant dans le sol à la fin de l'été. La différence de la part d'eau infiltrée entre les cultures va également conditionner le transfert de solutés tels que les nitrates ou les pesticides.

4.3. Le bilan de transfert des nitrates

Le choix du modèle STICS pour la simulation des pesticides dans le PIREN Seine s'est justifié par l'antériorité des travaux réalisés pour les nitrates. Les nitrates étant solubles, leur transfert est donc fortement associé au transfert hydrique, ce qui est généralement observé sur le terrain (Akkal-Corfini et al., 2010, Derby et al., 2009, Billen et al., 2007, Tournebize et al., 2012). Outre la part plus importante d'eau transpirée dans le cas du maïs comme montré précédemment, la différence entre les deux cultures est faite sur le

calendrier des apports d'engrais. En effet les quantités d'engrais apportées au blé (192 kgN) sont divisées en trois apports alors que seulement deux apports sont réalisés pour le maïs (200 kgN). Par ailleurs, les applications d'engrais sont effectuées à un stade végétatif plus avancé pour le blé par rapport au maïs.

Dans le cas du blé le transfert des nitrates est présent de septembre à mai (figure 7). Il est quasi inexistant en période estivale. L'essentiel du flux est transféré en période hivernale et au printemps (d'octobre à avril). Les pertes en nitrate simulées pour le maïs sont échelonnées de fin septembre à fin juillet. Le transfert de nitrate est proche de zéro seulement en août et septembre. Le flux de nitrate lixivié simulé pour le maïs est globalement deux fois plus élevé que celui du blé. En période hivernale (de janvier à mars), le transfert hydrique du blé et du maïs sont proches alors que le transfert de nitrate varie d'un facteur deux. Ce contraste est imputable aux fortes concentrations sous-racinaires.

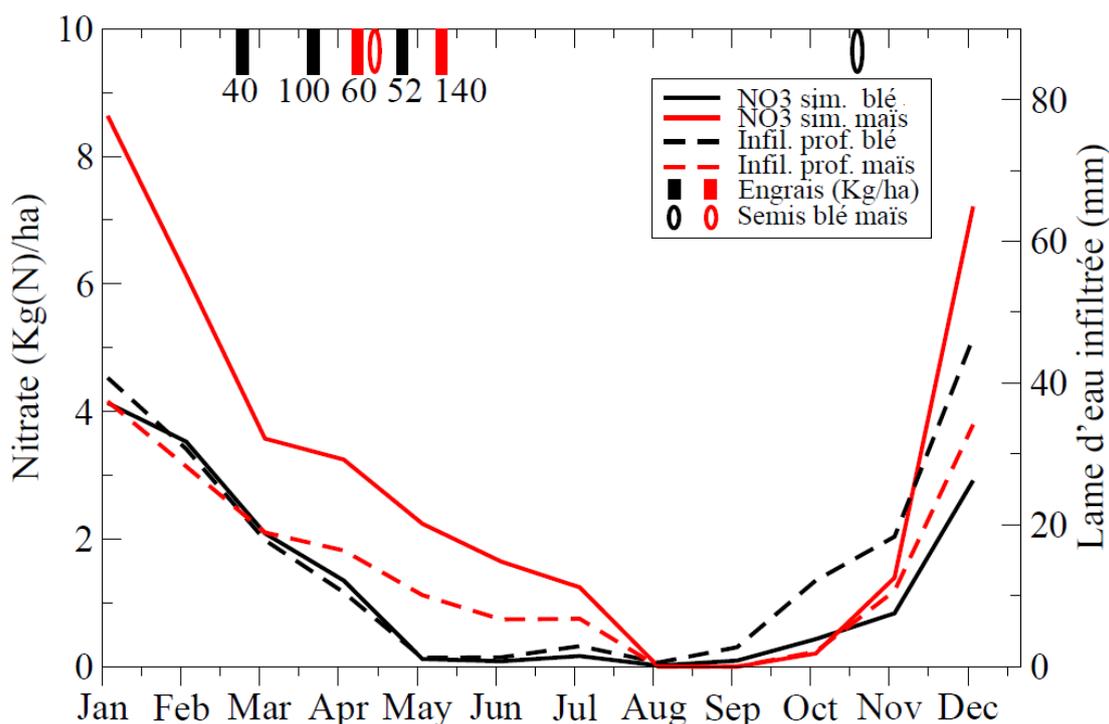


Figure 7 : Evolution mensuelle moyenne sur la période 1990-2010 des flux d'eau et de nitrate

Les quantités totales d'engrais appliquées étant proches, le transfert de nitrates simulé par le modèle est donc sensible aux dates et aux fractionnements des applications en engrais. Par ailleurs, les applications d'engrais sont effectuées à un stade végétatif plus avancé pour le blé par rapport au maïs. De plus la présence du blé en hiver permet également de retenir une partie des nitrates alors que le sol est nu dans le cas de la culture du maïs. Cette partie permet de mettre en évidence l'influence du calendrier d'application des engrais et du stade de développement du couvert végétatif sur le transfert des nitrates dans le modèle. Cela conduit le modèle à simuler des pertes très contrastées de nitrate entre deux cultures malgré un transfert hydrique relativement similaire. Ces résultats sont en adéquation avec les travaux menés parallèlement dans le cadre du PIREN Seine et qui mettent en avant l'intérêt des CIPAN dans la rétention des nitrates (Viennot et al., 2009).

4.4. Le bilan de transfert des produits phytosanitaires

Le modèle STICS étant un modèle agronomique, il n'était pas initialement élaboré pour prendre en charge le devenir des pesticides dans les sols. Les modifications qui y ont été apportées ainsi que les tests sur différents sites d'études ont été présentés dans les rapports précédents du PIREN Seine et ne seront donc pas repris ici (Queyrel et al., 2011 ; Queyrel et al., 2012). La synthèse de ces travaux sera prochainement présentée dans la thèse de Wilfried Queyrel.

4.4.1. Bilan global sur la période d'étude

Le bilan général (Tableau 7) met en évidence le caractère dominant de la transformation des molécules. La fraction dégradée est supérieure à 87% de la fraction apportée pour les molécules testées pendant les 20 ans de données. En revanche, la part lixiviée est très minoritaire, inférieure à 3.5 %. La quantité de pesticide encore présente en fin de simulation est non négligeable et représente jusqu'à près de 15 % de l'ensemble des apports.

L'influence de la culture sur l'évolution du stock global de pesticide semble faible et impacte seulement la partie lixiviée pour l'isoproturon. L'effet de la culture sur l'évolution des pesticides dans le modèle est pour l'essentiel associé au transfert de la matière active dans le sol.

La part de pesticide lixiviée étant faible, le contraste entre les pesticides est essentiellement associé à la dégradation. En effet la partie dégradée du chlortoluron est plus faible (87.5%). La différence au niveau de la part transformée peut être expliquée par les DT50 pour le chlortoluron : 34 jours. Par ailleurs, la faible lixiviation du chlortoluron est en relation avec une valeur élevée du Koc 196 contre 40 pour l'isoproturon.

Bien que le bilan soit relativement proche entre les deux molécules avec une dominance de la dégradation, une fraction restante conséquente et des pertes par lixiviation faibles, le modèle retranscrit des différences entre les deux molécules. Dans le cas des triazines, il faut considérer que ces molécules ont été interdites d'usage en 2003. La part dégradée serait donc plus importante. Ce n'est cependant pas ce qui est observé pour la simazine malgré une DT50 plus faible que l'atrazine (26 et 90 jours respectivement). Le stock adsorbé lent n'étant pas soumis à la dégradation, c'est la balance entre sorption vs dégradation qui expliquerait ces résultats.

Tableau 7 : Bilan de l'évolution de pesticides sur l'ensemble de la simulation; IPU : isoproturon; CHLO : chlortoluron ; ATR. : atrazine ; DEA : dééthylatrazine ; SIM. : simazine

Pesticide	Culture	Applications pour l'ensemble du BV (kg)	Fraction Dégradée (% des applications)	Fraction Lixiviée (% des applications)	Fraction Restante (% des applications)
IPU.	blé	45082	91,1	0,3	8,6
	maïs	45082	91,1	0,4	8,5
CHLO.	blé	21850	87.5	< 0,1	12,5
	maïs	21850	87.5	< 0,1	12,5
ATR.	blé	15000	93.6	0.4	6.0
	maïs	15000	93.6	0.4	6.0
DEA.	blé	3147	96.2	3.3	0.5
	maïs	3147	96.1	3.4	0.5
SIM.	blé	2500	83.6	1.6	14.8
	maïs	2500	83.7	1.6	14.7

La DEA se distingue également par sa partie lessivée proche des 3%. Ainsi, la part non-dégradée est majoritairement transférée vers la zone non saturée par lixiviation. La DEA est un produit de dégradation. Sa formation est progressive en fonction de la dégradation de l'atrazine. Quant aux stocks de phénylurées, ils sont entretenus par l'usage encore autorisé de ces produits.

4.4.2. Evolution des stocks dans les sols

Afin de comprendre la dynamique de transfert des pesticides dans les sols, le stock est différencié entre les phases liquide, adsorbée rapidement et adsorbée lente (figures 8 et 9).

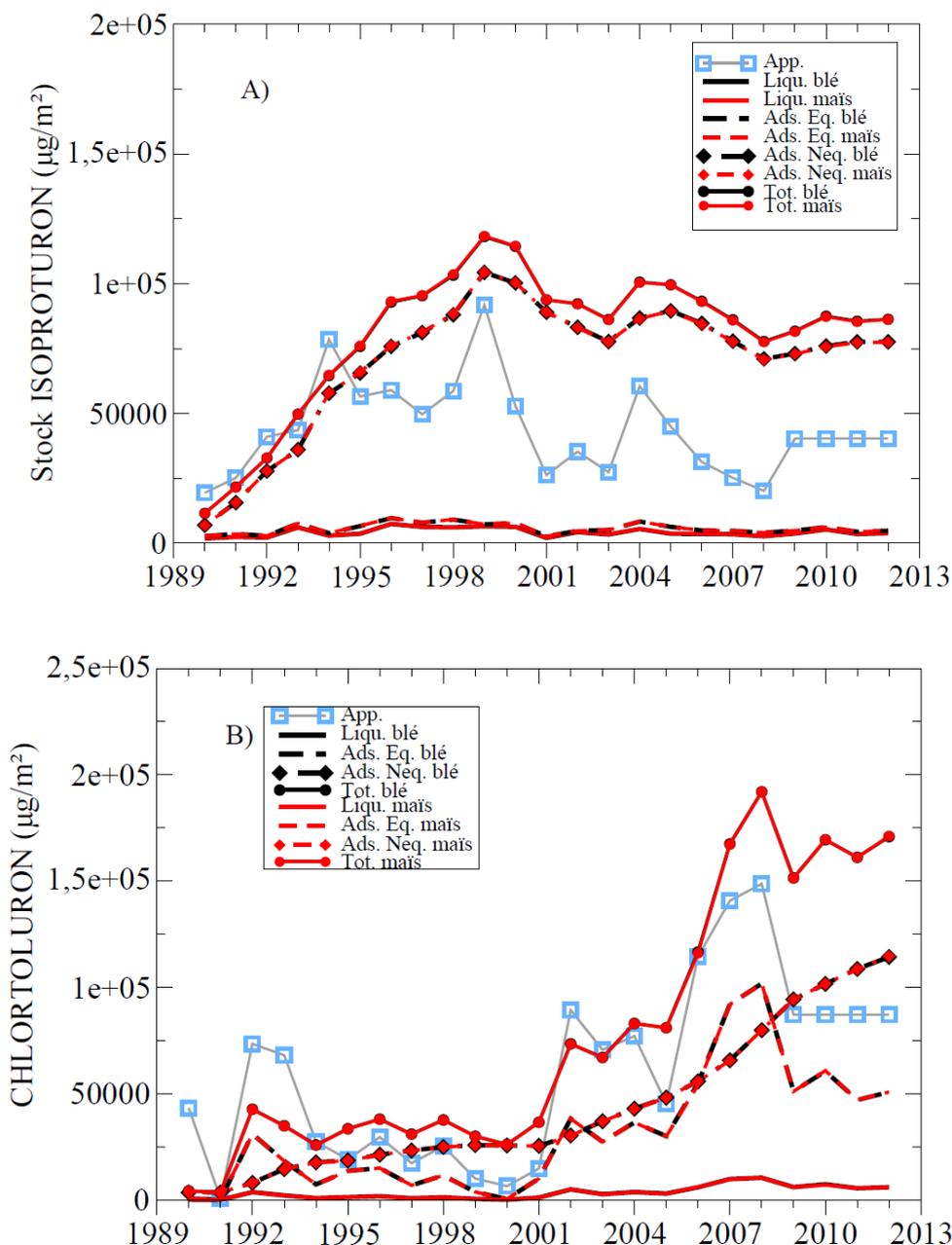


Figure 8 : Evolution de l'isoproturon A) et du chlortoluron B) dans les différentes phases du sol de 1990 à 2012; les apports (Appli); la fraction liquide (Liqu); la phase adsorbée à l'équilibre (Ads. Eq.); la phase en non équilibre (Ads. Neq.); le stock total, la sommes des trois phases (Tot.).

La phase adsorbée à l'équilibre, minoritaire pour l'isoproturon, évolue de manière similaire au stock liquide (figure 8). La fraction adsorbée à l'équilibre, prépondérante pour le chlortoluron, suit l'évolution des apports et devient majoritaire les années de forte augmentation des applications (1992, 2001, 2006, 2007 et 2008). La part en non-équilibre est prédominante pour l'isoproturon sur l'ensemble de la chronique. Le stock augmente de 1990 à 1999 puis se stabilise en fonction du calendrier des apports. Le caractère dominant de la fraction en non équilibre chez l'isoproturon est associé à une constante de cinétique d'adsorption ($K_{ads, neq.}$) élevée (0.85 j⁻¹). Dans le cas du chlortoluron la fraction en non équilibre est moins prononcée. Contrairement à l'isoproturon, elle augmente tout au long de la chronique en fonction du calendrier des apports.

La fraction en non équilibre associée aux résidus liés devient majoritaire en fin de simulation. La remobilisation du stock de résidus liés caractérisée dans le modèle par la constante de désorption en non équilibre est plus importante pour l'isoproturon que pour le chlortoluron. De cette manière, l'accumulation de la fraction non dégradée est compensée par la remobilisation, et atteint un certain palier en 1999 lorsque la diminution des apports est amorcée. La faible remobilisation du stock en chlortoluron est associée à une constante de désorption en non équilibre inférieure d'un facteur 10 à celle de l'isoproturon. Par ailleurs l'action combinée de la faible mobilisation du résidu lié et de l'augmentation des apports sur la période 2001 2008 entraîne une augmentation significative du stock de résidus liés.

Cette partie illustre ainsi l'influence de la paramétrisation des matières actives sur le comportement du stock de pesticide présent dans le sol et sa répartition entre les phases mobile et immobile. L'isoproturon, avec des constantes de cinétique d'adsorption/désorption élevées (0.85 et 0.085), une valeur de K_{oc} modérée (<50 l/kg) et une variabilité modérée des applications, est caractérisé par une fraction liquide relativement constante tout au long de la chronique. La diminution des apports en pesticide est compensée par la remobilisation d'une partie du stock en non-équilibre par désorption. Les pertes par lixiviation de l'isoproturon sont ainsi plus sensibles aux variations du transfert hydrique par rapport au calendrier des apports.

Dans le cas de la simazine et de l'atrazine, les résultats montrent une dynamique très différente (figure 9). Le stock d'atrazine est constitué principalement de résidus liés et est peu sensible aux variations des applications entre 1990 et 2003. A partir de 2003, date à laquelle les applications ont cessé, le stock diminue de façon constante. Cette diminution est également visible pour la simazine après son interdiction. Le stock de triazines est donc constitué essentiellement de résidus liés dans les sols qui se désorbent progressivement. Cette part désorbée est ensuite disponible pour la dégradation et la lixiviation.

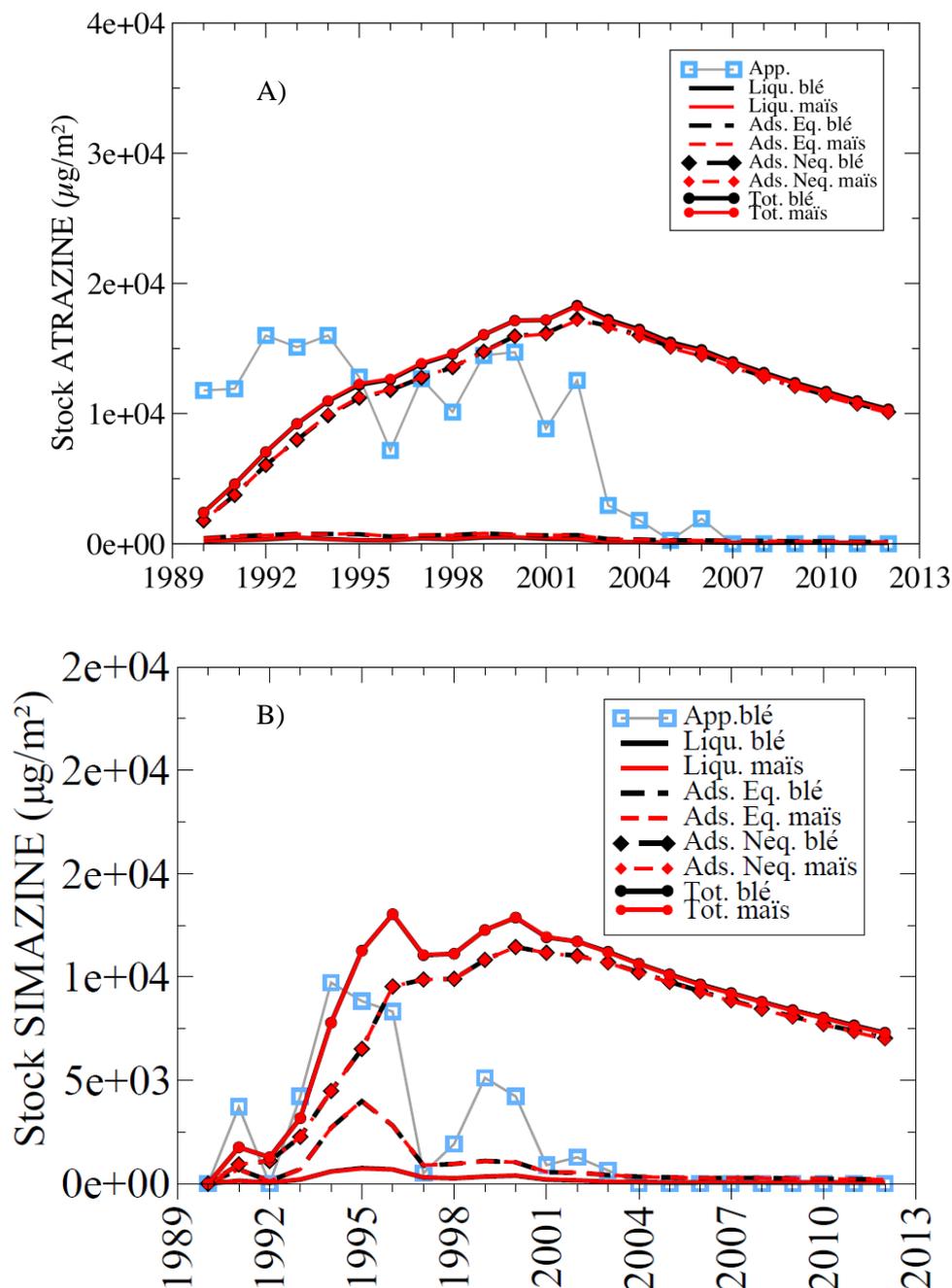


Figure 9 : Evolution de l'atrazine A) et de la simazine B) dans les différentes phases du sol de 1990 à 2012; les apports (Appli); la fraction liquide (Liqu); la phase adsorbée à l'équilibre (Ads. Eq.); la phase en non équilibre (Ads. Neq.); le stock total, la sommes des trois phases (Tot.).

4.4.3. Evolution des concentrations lixiviées

Les concentrations en pesticides dans les écoulements, dans les sols ou en rivière sont des variables ciblées dans cette étude. Les simulations présentées figures 1.12 sont confrontées aux données de terrain disponibles à l'échelle du bassin ou du sous-bassin versant de 1990 à 2012.

Bien que le jeu de données regroupe 6 années de mesures dont 4 consécutives, il reste cependant fortement lacunaire au cours de la période simulée. Les mesures à l'échelle des bassins versants sont difficiles à

acquérir et sont d'une durée souvent inférieure à 10 années. De par les différentes hypothèses de départ, la comparaison des données simulées aux observations ne peut être que d'ordre qualitatif et non quantitatif. L'objectif est donc d'évaluer si la dynamique et les niveaux de concentrations sous-racinaires simulées par le modèle sont cohérents avec les données disponibles sur le bassin. Les figures 10 et 11 présentent les concentrations observées et simulées en isotroturon, chlortoluron, simazine et atrazine. Comme pour les nitrates, la variabilité des concentrations simulées est plus importante que celles observées. Les concentrations simulées sont supérieures aux observations mais restent dans le même ordre de grandeur sur les périodes où les observations sont disponibles. Les faibles valeurs des concentrations simulées en début de période sont sans doute associées au mode d'initialisation où le stock initial dans les sols est considéré comme nul.

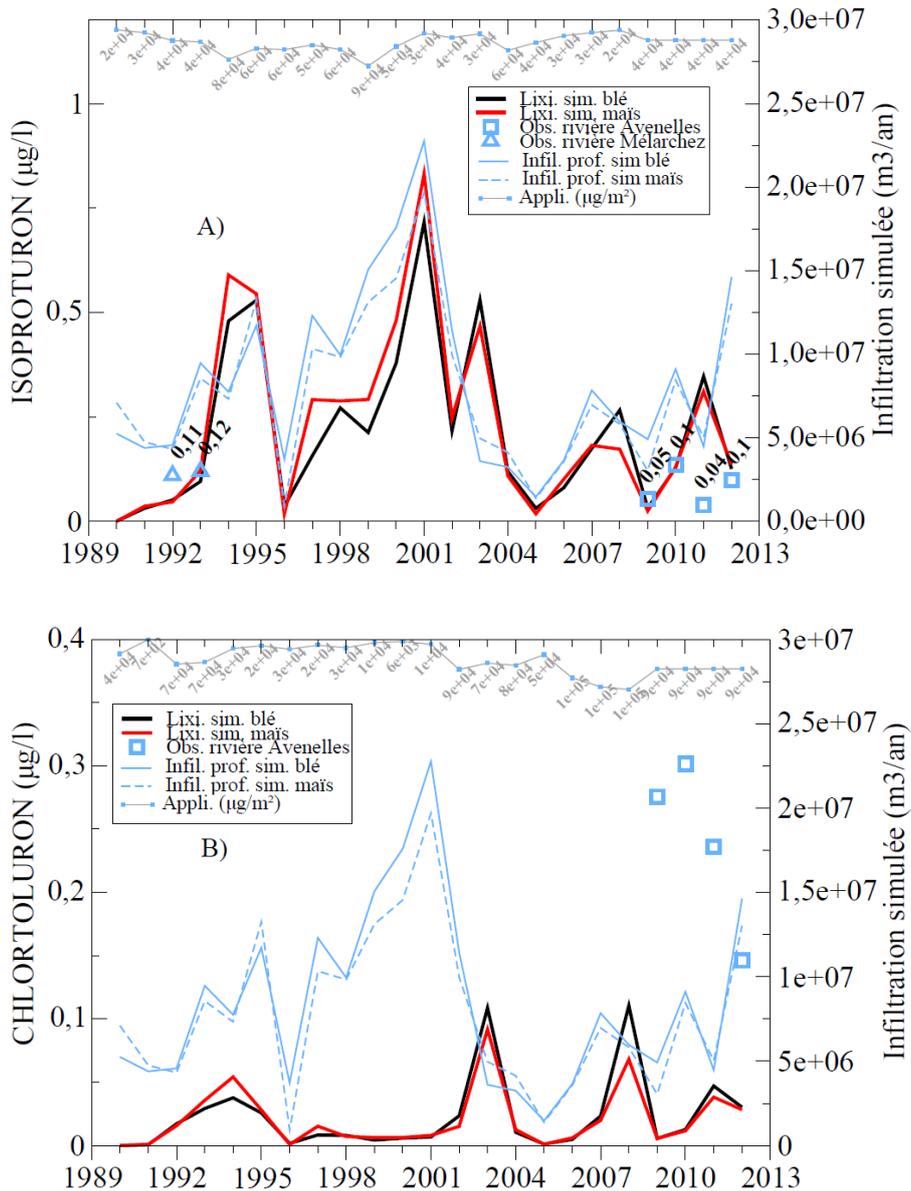


Figure 10 : Evolution des concentrations lixiviées et observées en Isoproturon A) et Chlortoluron B); (blé en noir, maïs en rouge, figurés bleus observations; triangles concentrations ponctuelles; carrés concentrations asservies au débit; ligne bleu continue infiltration simulée blé; ligne bleu pointillée infiltration simulée maïs).

Pour l'isoproturon, l'évolution des concentrations simulées suit la dynamique de la lame d'eau infiltrée hormis un léger déphasage en fin de période de 2007 à 2012. Ce décalage entre la dynamique des concentrations sur la période 2010-2012 pourrait être associé à la différence entre les traitements réels qui ne sont pas disponibles dans la base APOCA, mais estimés à partir des trois dernières années dans la base de données (2007, 2008 et 2009). Il est d'ailleurs probable que les restrictions d'usage de l'isoproturon aient favorisé l'usage du chlortoluron sur les 3 dernières années et expliqueraient les mesures de contamination. Au vu des résultats, il apparaît que l'évolution des concentrations simulées est moins sensible à la dynamique des apports. En effet, les maximums des applications ne sont pas en phase avec les pics de concentration. La figure 10 met par ailleurs en évidence la différence des résultats obtenus pour le blé et le maïs. Les concentrations du maïs sont supérieures à celles du blé dans la première partie de la chronique (1990-2002) alors que la tendance s'inverse dans la seconde (2002-2012). Le contraste entre les deux cultures est associé à leur bilan hydrique respectif.

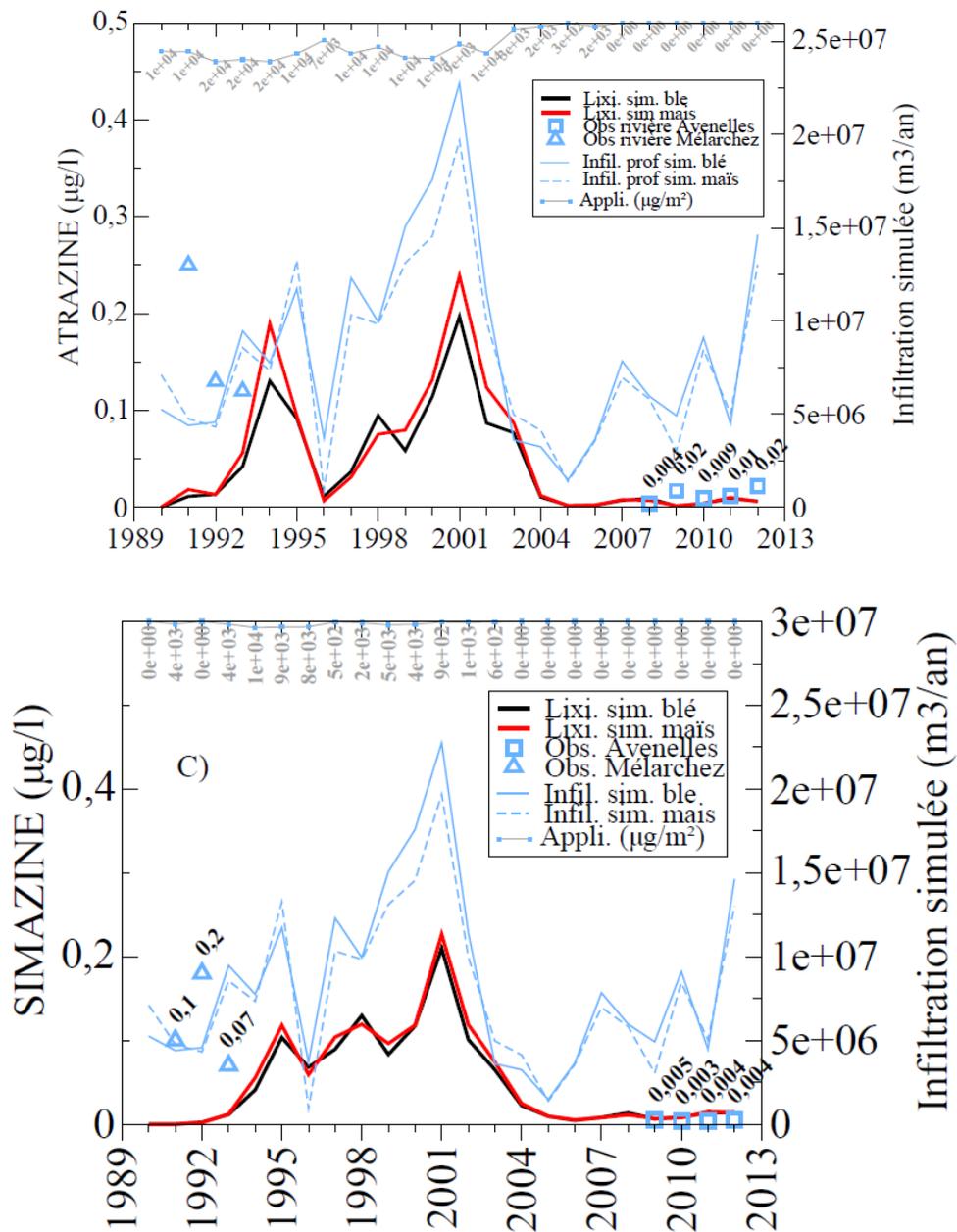


Figure 11 : Evolution des concentrations lixiviées et observées en atrazine A) et simazine B); (blé en noir, maïs en rouge, figurés bleus observations; triangles concentrations ponctuelles; carrés concentrations asservies au débit; ligne bleu

continue infiltration simulée blé; ligne bleu pointillée infiltration simulée maïs).

Dans le cas de l'atrazine et la simazine (figure 11), les concentrations mesurées à partir de 2010 peuvent être directement comparées au résultat de simulation puisqu'il n'y a pas d'incertitude liée aux applications. Le modèle reproduit correctement les concentrations moyennes annuelles exportées depuis les sols anciennement contaminés. La prise en compte de l'adsorption lente dans la modélisation permet donc de reproduire un relargage progressif de molécules sur le long terme.

5. Conclusion et perspectives

Ce travail a permis de mettre en évidence la nécessité de simuler le transfert des pesticides sur le long terme pour tenir compte à la fois de l'historique des applications et de la variabilité inter annuelle. Ces résultats constituent une étape préliminaire nécessaire avant l'application spatialisée du modèle. Bien que très simplifiée cette approche a nécessité une réflexion à différents niveaux, tant sur le choix du sol, des cultures, des pratiques agricoles que des traitements en herbicides.

Par ailleurs, le caractère lacunaire des observations soulève la question de l'acquisition de données en continu sur le long terme et illustre la nécessité de maintenir de tels dispositifs pour servir de support à la modélisation.

Les résultats obtenus pour la partie agronomique semblent cohérents avec les observations. De plus le bilan hydrique indique que l'hypothèse de la parcelle unique est valable au pas de temps annuel et que le modèle arrive à reproduire de manière satisfaisante les écoulements annuels observés à l'exutoire du bassin. La comparaison avec les concentrations en nitrates effectué à titre indicatif ne semble pas mettre en lumière d'incohérence majeure avec les observations.

Les résultats pour les phytosanitaires mettent en évidence certains comportements similaires entre les matières actives. En effet, la dégradation domine alors que la part lixiviée est minoritaire. La fraction non dégradée en fin de simulation est plus contrastée entre les différentes molécules. L'importance de ce stock est fonction de l'action conjuguée de la répartition des traitements, de l'intensité de la dégradation et de l'importance de la remobilisation des résidus liés. Par ailleurs le transfert des phytosanitaires apparaît fortement lié au transfert hydrique plus particulièrement au niveau des cycles mensuels moyens.

Malgré une évolution générale relativement semblable, chaque molécule se distingue par son comportement tant dans la dégradation que dans la formation de résidus ou les pertes par lixiviations. Par ailleurs, la variabilité inter annuelle est contrôlée par la variation des apports et du transfert hydrique. Les molécules sont plus ou moins sensibles à la variation des apports selon la répartition des périodes de traitements dans l'année.

La prise en compte dans la simulation de l'interdiction de molécules comme l'atrazine et la simazine permet de montrer le changement de comportement des pertes par lixiviations et du rôle joué par le stock de résidus liés dans la période post interdiction. La prise en compte de l'évolution du stock de résidus met en évidence l'influence de l'effet historique des applications sur le devenir à long terme des pesticides dans les sols et leur remobilisation vers le reste de l'hydrosystème.

Malgré des différences parfois réduites à l'échelle annuelle entre les cultures simulées, l'étude montre l'intérêt de prendre en considération l'effet de la plante sur la dynamique du transfert à l'échelle saisonnière.

La comparaison des simulations avec les données locales permet de mettre en lumière les limites de l'approche utilisée dans cette étude.

A la suite de ce travail se pose évidemment la question d'un passage à un bassin plus large que celui de l'Orgeval. Il est évident que le travail d'enquête mené sur ce territoire d'environ 100 km² n'est pas réalisable (ni nécessaire à ce point de raffinement) sur le bassin de la Seine, mais d'autres bases de données peuvent être utilisées. A la question du changement d'échelle s'ajoute également la validation du modèle pour une bonne représentation d'une plus large gamme de molécules. Si le transfert des phénylurées et les triazines

peut être correctement simulé en considérant uniquement les processus de sorption et de dégradation, ce ne sera pas le cas pour d'autres molécules qui nécessiteront de les raffiner ou de considérer d'autres processus. Le cas du glyphosate est par exemple très délicat dans la modélisation car les processus d'adsorption et de désorption sont particuliers et il serait important de caractériser la matière organique pour espérer simuler le transfert de cette molécule. Ce travail pourrait s'inscrire dans la prochaine phase du PIREN Seine dans le cadre d'une nouvelle thèse.

Références

- Akkal-Corfini N., Morvan T., Menasseri-Aubry S., Bissuel-Bélaygue C., Poulain D., Orsini F. & Leterme P. **2010** Nitrogen mineralization, plant uptake and nitrate leaching following the incorporation of (15N)-labeled cauliflower crop residues (*Brassica oleracea*) into the soil: a 3-year lysimeter study. *Plant and Soil*, vol. 328, no. 1-2, pages 17–26.
- Bardet Sylvain. **2009** Etude de la contamination de l'eau par les pesticides dans le bassin versant de l'Orgeval. Rapport de stage Master 2BSE EPHE, 35p.
- Billen G., Garnier J., Némery J., Sebilo M., Sferratore A., Barles S., Benoit P. & Benoit M. **2007**. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. Human activity and material fluxes in a regional river basin: the Seine River watershed *Seine Special Issue*, vol. 375, no. 1–3, pages 80–97.
- Billy C., Billen G., Sebilo M., Birgand F. & Tournebize J. **2010**. Nitrogen isotopic composition of leached nitrate and soil organic matter as an indicator of denitrification in a sloping drained agricultural plot and adjacent uncultivated riparian buffer strips. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 42, no.1, pages 108–117.
- Blanchoud H., Tallec G., Barriuso E., Schott C., Laverman A., Habets F. & Chevreuil M. **2008** Projet d'étude de la contamination par les pesticides d'eaux de rivières et de nappes au niveau du bassin versant de l'Orgeval. PIREN seine, 5p.
- Blanchoud H., Bergheaud V., Nicola L., Vilain G., Bardet S., Tallec G., Botta F., Barriuso E., Schott C., Laverman A., Habets F., Ansart P., Desportes A., Chevreuil M. **2010**. Transfert de pesticides dans le système sol-nappe-rivière : Etude du comportement de l'atrazine et de l'isoproturon dans le bassin versant de l'Orgeval. Rapport GDR PIREN Seine 2009, 18 p. http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/webfm_send/881
- Chevreuil M. **1978** Evolution et transfert des pesticides : exemple du bassin versant de l'Orgeval. PhD thesis, Pierre et Marie Curie, Paris, 73p.
- Derby N. E., Casey F. X. M. & Knighton R. E. **2009**. Long-Term Observations of Vadose Zone and Groundwater Nitrate Concentrations under Irrigated Agriculture All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. *Vadose Zone J.*, vol. 8, no. 2, pages 290–300.
- DRIAAF **2010**. Evolution des rendements des cultures en ile de France et en France 1989- 2010. <http://driaf.ile-de-france.agriculture.gouv.fr/Surfaces-assolement-rendements>
- Garmouma M., Blanchard M., Chesterikoff A., Ansart P. & Chevreuil M. **1997**. Seasonal transport of herbicides (triazines and phenylureas) in a small stream draining an agricultural basin : Mélarchez (France). *Water research*, vol. 31, no. 6, page 1489–1503.
- Guivarc'h Blanchoud H. **2001** Apport et transfert de pesticides en milieux agricole et urbain sur le bassin versant de la Marne : vers une evaluation globale. PhD thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 87p.

- Nicola, L., C. Schott, and C. Mignolet. **2011**. Dynamique De Changement Des Pratiques Agricoles Dans Le Bassin Versant De l'Orgeval Et Création De La Base De Données APOCA (Agricultural Practices o the Orgeval Catchment Area). PIREN Seine. http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/webfm_send/1028
- PPDB **2013**. 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>.
- Queyrel W., Habets F., Blanchoud H., Viennot P., Flipo N., Launay M., Ripoche D., Schott C., Nicola L., Morel T., Tallec G. et Tournebize J. **2011** Etat des lieux sur le développement du module de transfert des pesticides PeStics : premiers tests de sensibilité. Piren Seine, 23p. http://www.sisyphe.upmc.fr/piren/webfm_send/1034
- Queyrel W., Habets F., Blanchoud H., Launay M., Ripoche D., Tournebize J., Ansart P., Alraddawi D., van der Berg F. & Boesten J. **2012**, Evaluation du module de transfert des pesticides PeStics sur différents sites expérimentaux et acquisition de données à la parcelle en vue de l'application du modèle sur le bassin de l'Orgeval. Piren Seine, 15p.
- Queyrel W., Habets F., Blanchoud H., Launay M. & Ripoche D. **2013** Integration of a pesticide fate module in the crop model STICS : Evaluation on three experimental sites (submitted).
- 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). PIREN, ENSMP, 116p.
- Tournebize J., Arlot M- P., Billy C., Birgand F, Gilet J.-P.& Dutertre A. Quantification et maitrise des flux de nitrates de la parcelle drainée au bassin versant. 3, pages 5–25, **2012**.
- Viennot P., Ledoux E., Monget J.-M., Schott C., Garnier C., Beaudoin N. Pollution du bassin de la Seine par les nitrates : Comprendre l'origine et la migration des nitrates dans l'écosystème pour mieux protéger les aquifères. Fascicule PIREN Seine, 44p. **2009**