



**HAL**  
open science

## Modélisation des flux de pesticides dans les systèmes de culture : effets de la variabilité du climat, des pratiques agricoles et des propriétés des sols et des pesticides.

### Synthèse des résultats du projet Perform

Laure Mamy, Sabine-Karen Lammoglia, Lionel Alletto, Carole Bedos, Pierre Benoit, François Brun, Benoit Gabrielle, Eric Justes, David Makowski, J.M. Marín-Benito, et al.

#### ► To cite this version:

Laure Mamy, Sabine-Karen Lammoglia, Lionel Alletto, Carole Bedos, Pierre Benoit, et al.. Modélisation des flux de pesticides dans les systèmes de culture : effets de la variabilité du climat, des pratiques agricoles et des propriétés des sols et des pesticides. Synthèse des résultats du projet Perform. Innovations Agronomiques, 2017, 59, pp.171-189. 10.15454/1.5138497191833892E12 . hal-01652927

**HAL Id: hal-01652927**

**<https://hal.science/hal-01652927v1>**

Submitted on 30 Nov 2017

**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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

## **Modélisation des flux de pesticides dans les systèmes de culture : effets de la variabilité du climat, des pratiques agricoles et des propriétés des sols et des pesticides. Synthèse des résultats du projet Perform**

**Mamy L.<sup>1</sup>, Lammoglia S.K.<sup>1</sup>, Alletto L.<sup>2</sup>, Bedos C.<sup>1</sup>, Benoit P.<sup>1</sup>, Brun F.<sup>3</sup>, Gabrielle B.<sup>1</sup>, Justes E.<sup>4</sup>, Makowski D.<sup>5</sup>, Marín-Benito J.M.<sup>1,6</sup>, Moeys J.<sup>7,8</sup>, Munier-Jolain N.<sup>9</sup>, Nicolardot B.<sup>9</sup>, Pot V.<sup>1</sup>, Quemar T.<sup>3</sup>, Ubertosi M.<sup>9</sup>, Barriuso E.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay F-78850 Thiverval-Grignon

<sup>2</sup> UMR AGIR, Université de Toulouse, INP-EI Purpan, 75 voie du TOEC F-31076 Toulouse

<sup>3</sup> ACTA, 24 Chemin de Borde Rouge, Auzeville, CS52627, F-31326 Castanet-Tolosan cedex

<sup>4</sup> UMR AGIR, INRA, Auzeville, F-31326 Castanet-Tolosan

<sup>5</sup> UMR Agronomie, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, F-78850 Thiverval-Grignon

<sup>6</sup> IRNASA-CSIC, 40-52 Cordel de Merinas E-37008 Salamanca, Espagne

<sup>7</sup> Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7014, SE-75007 Uppsala, Suède

<sup>8</sup> Swedish Chemicals Agency, Box 2, SE-172 13 Sundbyberg, Suède (adresse actuelle)

<sup>9</sup> UMR Agroécologie, AgroSupDijon, CNRS, INRA, Université Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon

**Correspondance** : laure.mamy@inra.fr

### **Avec la collaboration de :**

UMR AGIR, INRA : C. Bonnet, P. Perrin, D. Raillaud, G. Véricel

Domaine Expérimental d'Époisses, INRA : M.-H. Bernicot, P. Farcy, P. Marget

UMR Agroécologie, Agrosup Dijon, CNRS, INRA, Université Bourgogne Franche-Comté : M. Buthiot, A. Coffin, R. Dairon, F. Lombard, E. Pimet, C. Ugarte-Nano

UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay : D. Poudroux

Université de Toulouse, INP-Ecole d'ingénieurs de Purpan, UMR AGIR : S. Giuliano, G. Rametti

Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences (Suède): M. Larsbo, N. Jarvis

Fera Science Ltd. (FERA) (Royaume-Uni) : M.C. Kennedy, A.D.M. Hart

### **Résumé**

Dans la perspective d'identifier les systèmes de culture qui permettront de répondre aux enjeux du plan Écophyto, les objectifs du projet Perform consistent à (1) développer une nouvelle approche de modélisation pour évaluer les performances environnementales des systèmes de culture (vis-à-vis de la contamination de l'environnement par les pesticides) et (2) étudier les effets de la variabilité des conditions agropédologiques et des principales sources d'incertitudes liées au climat, aux pratiques agricoles et aux propriétés des sols et des pesticides sur l'évaluation des concentrations en pesticides

dans l'environnement. Afin de modéliser les flux de pesticides appliqués dans les systèmes de culture, une approche basée sur l'utilisation séquentielle du modèle de culture STICS et du modèle MACRO décrivant le devenir des pesticides dans l'environnement a été développée. La performance du modèle ainsi conçu, STICS-MACRO, a été testée et les résultats ont montré qu'elle était acceptable. L'analyse de sensibilité de STICS-MACRO a ensuite permis d'identifier les pratiques agricoles qui permettent de réduire les transferts d'eau et de pesticides vers les eaux souterraines. Ces transferts diminuent lorsque la quantité de résidus organiques apportée au sol diminue et lorsqu'un travail du sol est effectué. Enfin, une analyse d'incertitudes a montré que la variabilité des concentrations simulées en pesticides dans l'eau drainée est essentiellement due à la variabilité du climat (précipitations annuelles en particulier), du coefficient d'adsorption et de certaines propriétés hydrodynamiques des sols. Ces résultats sont spécifiques des conditions agro-pédoclimatiques étudiées et ce travail devra être étendu à d'autres types de sol, de climat, de pesticide et de culture.

**Mots-clés :** Pratiques agricoles, Pesticides, STICS-MACRO, Analyse de sensibilité, Analyse d'incertitudes

**Abstract: Modelling pesticides flows in cropping systems: effects of the variability of climate, agricultural practices, and soil and pesticides properties. Main results of the Perform project**

To identify cropping systems which could help to reduce pesticide use (French Ecophyto plan), the objectives of the Perform project were (1) to develop a new modelling approach allowing to assess the environmental performances of cropping systems (regarding the contamination of environment by pesticides) and (2) to study the effects of the variability of agropedoclimatic conditions and of the main uncertainties related to climate, agricultural practices, and soil and pesticides properties on pesticides concentrations. To model the concentrations of pesticides used in cropping systems, an approach combining the STICS crop model and the MACRO pesticide fate model was developed. The resulting model, STICS-MACRO, was tested against measured data and its performance was demonstrated to be acceptable. A sensitivity analysis of STICS-MACRO allowed to identify agricultural practices which could reduce water and pesticides flows toward groundwater. It was found that these flows decrease with the amount of organic residues on soil surface and with soil tillage intensity. Finally, an uncertainty analysis showed that the variability of simulated pesticides concentrations was mainly due to the variability of climate (especially the annual precipitations), pesticide sorption coefficient and to some soil hydraulic properties. However, these results depend on the studied agro-pedoclimatic conditions and this work will have to be extended to other climates, soils, pesticides and crops.

**Keywords:** Agricultural practices, Pesticides, STICS-MACRO, Sensitivity analysis, Uncertainties analysis

## Introduction

Le plan Écophyto vise à réduire progressivement l'utilisation des produits phytopharmaceutiques en France tout en maintenant une agriculture économiquement performante (Écophyto II, 2015). Seule une combinaison de différentes techniques culturales peut, au moins en partie, remplacer la protection chimique et cette combinaison doit impliquer des changements majeurs dans la nature des systèmes de culture (Mortensen et al., 2000). Cependant, compte tenu de la diversité des contextes agronomique, pédologique et climatique, un grand nombre de systèmes de culture peut être conçu (Munier-Jolain et al., 2008 ; Hossard et al., 2016) et il est impossible de réaliser des expérimentations en plein champ pour étudier la durabilité de chacun de ces systèmes.

Ainsi, le prototypage et l'introduction de systèmes de culture expérimentaux, à caractère innovant par rapport aux pratiques courantes, s'accompagnent généralement des évaluations *ex ante* de leurs

performances agronomiques et économiques. En revanche, l'évaluation de leurs performances environnementales, vis-à-vis de l'utilisation des pesticides, se réduit souvent à l'utilisation d'indicateurs de « pression » (quantité de produits phytopharmaceutiques utilisés, indicateur de fréquence de traitements). Cette évaluation environnementale est parfois affinée avec l'utilisation d'indicateurs estimant des impacts (Devillers et al., 2005). Si l'intérêt des indicateurs est leur simplicité, tant pour le calcul que pour la communication, ils présentent des limites par rapport à (i) leur sensibilité (réponse face à une modification du système ou des pratiques), (ii) leur capacité à prendre en compte de nouvelles pratiques et cultures, (iii) leur difficulté à intégrer un effet système en tenant compte des rotations de cultures, (iv) leur incapacité à intégrer, pour une situation donnée, une variabilité climatique inter-saisons et (v) leur limitation pour intégrer une variabilité spatiale, liée par exemple au climat ou à la distribution de la couverture pédologique. Il est donc nécessaire de développer d'autres outils d'évaluation des performances environnementales des systèmes de culture (du point de vue de la contamination de l'environnement par les pesticides).

Dans ce sens, la modélisation numérique permet une description prédictive des flux et concentrations en pesticides dans les différents compartiments de l'environnement (ECRIN, 2002). Cependant, la plupart des modèles décrivant le devenir des pesticides dans l'environnement ne permettent pas de simuler des pratiques agricoles complexes (présence d'un mulch, cultures associées...), ils représentent la plante et sa croissance de manière très simple (en général, à partir de la hauteur, de la profondeur d'enracinement et de l'indice de surface foliaire (LAI) maximaux) et ils ne tiennent pas compte des interactions entre les pratiques agricoles et le devenir des pesticides. D'autres modèles, tels que STICS-Pest (Queyrel et al., 2016) ou RZWQM (Malone et al., 2004) sont capables d'évaluer les flux de pesticides dans l'environnement tout en tenant compte des pratiques agricoles. STICS-Pest présente l'avantage de simuler correctement les flux de pesticides dans certaines conditions agropédologiques, mais il décrit de façon simplifiée les processus conditionnant les transferts d'eau. De plus, l'adsorption non linéaire des pesticides, qui peut être décisive pour simuler le devenir des pesticides dans l'environnement et en particulier dans les eaux souterraines (Beltman et al., 2008), n'est pas prise en compte (Queyrel et al., 2016). Dans RZWQM, la représentation de certaines pratiques agricoles comme le mulch ou les associations de cultures reste incomplète (Mottes et al., 2014) et, le plus souvent, ce modèle ne simule convenablement les transferts de pesticides appliqués dans les systèmes de cultures que s'il a été calé au préalable (Malone et al., 2004).

Ainsi, dans la perspective de proposer des outils d'évaluation *ex ante* des systèmes de culture qui permettraient de réduire l'utilisation et les impacts des pesticides, les objectifs du projet Perform consistent à (1) développer une nouvelle approche de modélisation permettant d'évaluer et de comparer les performances environnementales des systèmes de culture (vis-à-vis de la contamination de l'environnement par les pesticides) et (2) étudier les effets de la variabilité des conditions agropédologiques et des principales sources d'incertitudes liées au climat, aux pratiques agricoles et aux propriétés des sols et des pesticides sur l'évaluation des concentrations en pesticides dans l'environnement.

Le projet ECoPESt (APR « Pesticides » 2011) a été mené en parallèle de ce projet pour compléter l'évaluation des outils de modélisation existants, permettre l'acquisition d'observations de terrain et établir le lien entre pratiques, pression et impacts des pesticides (Mamy et al., 2017).

## 1. Matériels et méthodes

Les modèles décrivant les flux de pesticides dans l'environnement ne permettent pas de simuler des pratiques agricoles complexes et ils représentent la plante et sa croissance de manière simplifiée. Les modèles de culture, quant à eux, sont notamment conçus pour représenter l'effet du climat et des propriétés du sol sur la croissance de la culture, mais ils ne considèrent pas les pesticides. Ainsi, nous avons développé une approche de modélisation basée sur une utilisation séquentielle d'un modèle de

culture, STICS (Brisson et al., 2008), et d'un modèle « pesticides », MACRO (Larsbo et Jarvis, 2003), afin de simuler le devenir dans l'environnement des pesticides appliqués dans les systèmes de culture. STICS a été retenu car sa capacité à simuler correctement le développement des cultures dans diverses conditions pédoclimatiques a été démontrée (Coucheney et al., 2015). MACRO a été testé dans des contextes variés et de nombreuses études ont montré qu'il est capable d'estimer des concentrations en pesticides proches des concentrations mesurées dans l'environnement (Rosenbom et al., 2009 ; Marin-Benito et al., 2014). Par ailleurs, MACRO est l'un des modèles utilisés en Europe pour évaluer les risques de contamination des eaux souterraines dans le cadre de l'homologation des pesticides (FOCUS, 2000).

### 1.1 Description des modèles MACRO et STICS

MACRO (Water and solute transport in macroporous soils, Larsbo et Jarvis, 2003) est un modèle en 1D qui permet de simuler le transport de l'eau et des pesticides dans le sol. Ce modèle présente l'avantage de décrire les flux préférentiels dans le profil de sol car il considère deux porosités différentes. Ainsi, l'eau et les solutés sont distribués entre deux domaines : (1) les micropores où le transport de l'eau est représenté par l'équation de Richards et celui des solutés par l'équation de convection-dispersion ; (2) les macropores où les flux d'eau sont conditionnés par la gravité, et le transport des solutés par le processus de convection. Les échanges d'eau entre les micropores et les macropores sont considérés comme étant une décharge instantanée lorsque la matrice est saturée, tandis que les flux de solutés entre les macropores et la matrice du sol sont modélisés comme des processus diffusifs contrôlés par une longueur effective de diffusion. MACRO ne modélise pas les effets du climat, de l'état hydrique du sol ou des cycles de nutriments sur la croissance de la culture. Cette dernière est déterminée *a priori* via (1) les dates d'émergence, de maturité et de récolte de la culture, (2) le LAI à l'émergence, à la maturité et à la récolte de la culture, et (3) la profondeur racinaire et la hauteur de la culture à l'émergence et à la récolte. Avec les variables climatiques et l'état hydrique du sol, les caractéristiques de la culture à un temps donné servent à calculer l'évapotranspiration potentielle et actuelle et la répartition des prélèvements en eau de la plante à différentes profondeurs dans le sol.

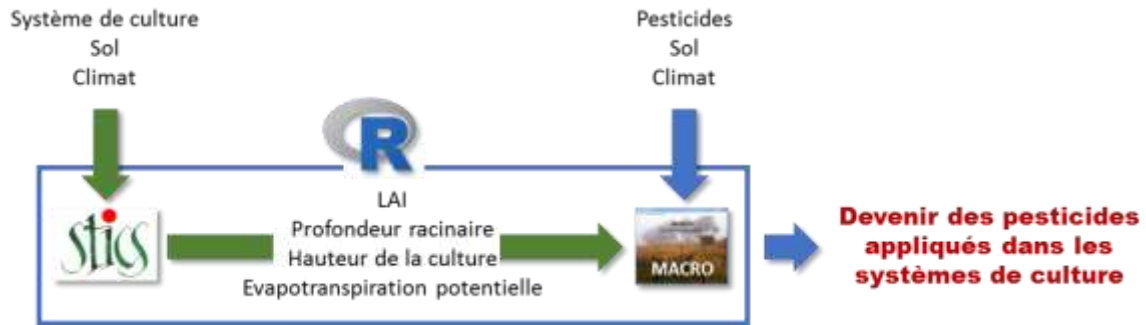
STICS (Simulateur multidisciplinaire pour les Cultures Standard, Brisson et al., 2008) est un modèle dynamique à pas de temps journalier qui simule le fonctionnement des systèmes « sol-plante-climat » à l'échelle de la parcelle. STICS modélise l'effet du climat et des propriétés du sol sur la croissance de la culture et les consommations en eau et azote associées. Il modélise également le bilan d'eau, le bilan de carbone, le bilan d'azote du système de culture et les effets des pratiques agricoles (fertilisation, irrigation, travail du sol, gestion des résidus de récolte...) sur les rendements. Ses sorties sont à la fois des variables agricoles (rendement, consommation d'intrants), des variables environnementales (pertes d'eau et de nitrate) et l'évolution des caractéristiques du sol sous l'effet de la culture. La généricité du modèle STICS lui permet d'être adapté facilement à différents types de culture (blé, maïs, tournesol, colza, soja, orge, moutarde...), dans différents contextes pédoclimatiques.

### 1.2 Développement de STICS-MACRO

L'utilisation séquentielle de STICS et de MACRO a pour objectif d'estimer les variables décrivant le développement des cultures avec STICS et de forcer ensuite MACRO avec ces variables « cultures » provenant de STICS.

Ainsi, pour automatiser le forçage de MACRO avec des sorties de STICS, des bibliothèques ont été développées pour le logiciel R (Figure 1 : Lammoglia et al., 2017a ; R Development Core Team, 2016). Ces bibliothèques permettent : (1) d'importer les fichiers d'entrée pré-paramétrés de STICS et de MACRO (un pour chaque modèle) ; (2) de simuler la croissance de la culture et les pratiques agricoles avec STICS ; (3) d'extraire, pour chaque pas de temps, des fichiers de sortie de STICS,

l'évapotranspiration potentielle, le LAI total, la hauteur de la culture et la profondeur d'enracinement ; (4) de convertir ces résultats au format des fichiers d'entrée de MACRO et d'adapter le paramétrage de MACRO ; (5) de ré-estimer la quantité de pesticide interceptée par la culture (basée sur le LAI total simulé par STICS au moment de l'application du pesticide) ; (6) de lancer les simulations de MACRO avec les variables de la culture et l'évapotranspiration potentielle issues de STICS ; (7) d'importer les résultats des simulations de MACRO qui peuvent être visualisés et analysés dans R ou exportés sous d'autres formats (Lammoglia et al., 2017a).



**Figure 1 :** Utilisation séquentielle des modèles STICS et MACRO pour simuler le devenir des pesticides appliqués dans les systèmes de culture (d'après Lammoglia et al., 2017a).

La performance de STICS-MACRO a été testée, sans calage, en comparant les rendements des cultures et les flux d'eau et de pesticides simulés aux observations réalisées dans deux sites expérimentaux : Dijon-Epoisses (INRA, Munier-Jolain et al., 2008) et Toulouse-Lamothe (INP-EI Purpan, Giuliano et al., 2016). Les systèmes de culture étudiés sont les suivants :

- Site de Dijon-Epoisses - Système « Protection intégrée sans désherbage mécanique », succession de cultures orge-colza-blé-soja-triticales : cas de l'imazamox (herbicide du soja).
- Site de Toulouse-Lamothe - Système « Monoculture de maïs irriguée conventionnelle » : cas du S-métolachlore (herbicide du maïs).

STICS-MACRO a été paramétré avec les données expérimentales disponibles spécifiques au site : itinéraires techniques, caractéristiques des sols et certaines propriétés physico-chimiques des pesticides (Marin-Benito et al., 2014 ; Ugarte-Nano et al., 2015 ; Ugarte-Nano et al., 2016). Les données manquantes ont été obtenues à partir de la bibliographie et de fonctions de pédotransfert. Les données climatiques proviennent de la base de données Climatik (2016) pour Dijon-Epoisses et de la station météorologique située sur le site, pour Toulouse-Lamothe. Le détail du paramétrage est disponible dans Lammoglia et al. (2017a).

Des indices statistiques ont été calculés afin d'évaluer de manière quantitative la performance du modèle : l'efficacité (EF) (Nash et Sutcliffe, 1970), le coefficient de corrélation ( $r$ ) et la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) (Smith et al., 1996).

Les résultats de STICS-MACRO ont été comparés aux résultats obtenus avec MACRO seul (Lammoglia et al., 2017a). Dans le cas du S-métolachlore appliqué à Toulouse-Lamothe, MACRO (utilisé seul) a été calé pour mieux reproduire la dynamique de l'eau (Marin-Benito et al., 2014).

### 1.3 Analyse de sensibilité de STICS-MACRO

La méthode d'analyse de sensibilité globale de Morris (1991) a été appliquée aux 33 paramètres de STICS-MACRO relatifs aux pratiques agricoles (Tableau 1).

**Tableau 1** : Paramètres de STICS-MACRO et intervalles de valeurs correspondants utilisés dans l'analyse de sensibilité de STICS-MACRO (Lammoglia et al., 2017b). RO : Résidus organiques.

Paramètre (symbole)	Unité	Maïs		Blé d'hiver	
		Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
C/N des RO <sup>a</sup> (CsurNres)	(-)	10	125	10	125
Fraction maximale du fertilisant minéral qui peut être dénitrifiée <sup>b</sup> (deneng)	(-)	0.05	0.2	0.05	0.2
Densité de semis <sup>b</sup> (densite)	grains/m <sup>2</sup>	5	20	200	400
Teneur en eau des RO <sup>b</sup> (eaures)	% poids frais	0	100	0	100
Fraction d'ammonium dans l'engrais azoté <sup>b</sup> (engamm)	(-)	0.5	1	0.5	1
Teneur en eau initiale de l'horizon de sol i (i = 1 à 5) <sup>b</sup> (Hiniti)	%	0	30	0	30
Date de semis <sup>b</sup> (iplt0)	Jour Julien	90	129	275	323
Date d'apport des RO <sup>b</sup> (julres)	Jour Julien	iplt0 - 14	iplt0 - 2	iplt0 - 14	iplt0 - 2
Date de travail du sol <sup>b</sup> (jultrav)	Jour Julien	iplt0 - 14	iplt0 - 2	iplt0 - 14	iplt0 - 2
Contenu initial en NO <sub>3</sub> de l'horizon de sol i (i = 1 à 5) <sup>b</sup> (Hiniti)	kg N/ha	0	30	0	30
Proportion d'azote minéral dans les RO <sup>b</sup> (Nminres)	% poids frais	0	10	0	10
Quantité d'azote immobilisée <sup>b</sup> (Norgeng)	kg N/ha	0.2	42	0.2	42
Poids maximal des grains (pgrainmaxi)	g	0.24	0.36	0.24	0.36
Profondeur minimale d'incorporation des RO <sup>c</sup> (profres)	cm	0	30	0	30
Profondeur de semis <sup>a</sup> (profsem)	cm	1	10	1	10
Profondeur maximale d'incorporation des RO <sup>a</sup> (proftrav)	cm	0	30	0	30
Quantité de RO apportée <sup>a</sup> (qres)	t/ha	0	30	0	30
Indice de stress hydrique <sup>b</sup> (ratiol)	(-)	0.2	1	0.2	1
Indice de stress azoté <sup>b</sup> (ratiolN)	(-)	0.2	1	0.2	1
Cumul thermique entre les stades AMF <sup>d</sup> et LAX <sup>b,d</sup> (stamflax)	Degré jour	390	600	390	600
Cumul thermique entre les stades DRP <sup>d</sup> et MAT <sup>b,d</sup> (stdrpmat)	Degré jour	570	780	570	780
Cumul thermique entre les stades LAX <sup>d</sup> et SEN <sup>b,d</sup> (stlaxsen)	Degré jour	680	800	680	800
Cumul thermique entre les stades LEV <sup>d</sup> et AMF <sup>b,d</sup> (stlevamf)	Degré jour	190	310	190	310
Cumul thermique entre les stades SEN <sup>d</sup> et LAN <sup>b,d</sup> (stsenlan)	Degré jour	180	300	180	300
Fraction maximale du fertilisant minéral qui peut être volatilisée <sup>b</sup> (voleng)	(-)	0	0.35	0	0.35

<sup>a</sup> Ruget et al. (2002) ; <sup>b</sup> Jugement d'expert ; <sup>c</sup> Limites imposées par STICS ; <sup>d</sup> AMF: Accélération maximale de la croissance des feuilles, fin de la phase juvénile, LAX : LAI maximal, fin de la croissance des feuilles, DRP : Début de remplissage des organes végétaux à récolter, MAT : Maturité physiologique, SEN : Début de la sénescence des feuilles, LEV : Emergence, LAN : LAI zéro.

Cette méthode a été retenue parce qu'elle est adaptée à des modèles complexes, avec un grand nombre de paramètres, et qu'elle permet de classer les paramètres selon leur importance (Cariboni et al., 2007). Elle consiste à répéter r fois (r = 50 dans ce travail) un plan OAT (One At a Time : variation des paramètres un par un) aléatoirement dans l'espace des paramètres d'entrée en discrétisant chaque paramètre en n niveaux (n = 4). Chaque répétition i (i = 1 à r) permet d'évaluer un effet élémentaire E(i) (effet de la variation de la valeur d'un paramètre d'entrée sur une sortie pour deux valeurs consécutives

du paramètre) par paramètre d'entrée. L'ensemble du plan d'expériences ( $r$  répétitions) fournit un « r-échantillon » des effets pour chaque entrée dont sont issus les indices de sensibilité  $\mu^*$ , qui représente la moyenne des effets élémentaires, et  $\sigma$  qui représente l'écart type. Plus  $\mu^*$  est importante, plus l'entrée contribue à la dispersion de la sortie. L'indice  $\sigma$  mesure, quant à lui, la linéarité du modèle étudié et les interactions entre paramètres incertains. Par conséquent, plus  $\sigma$  est élevé (par rapport à  $\mu^*$ ), moins l'hypothèse de linéarité et d'indépendance des effets est pertinente (Favre et al., 2013).

Afin de tenir compte de la variabilité des cultures, des sols et des climats, huit scénarios de modélisation ont été construits en sélectionnant :

- deux cultures : une culture de printemps, le maïs, et une culture d'hiver, le blé ;
- deux sols : calcic Cambisol (Dijon-Epoisses) et stagnic Luvisol (Toulouse-Lamothe) ;
- deux climats : une année humide (2013, 940 mm de précipitations) et une année sèche (2003, 623 mm). Les données proviennent de la station météorologique de Dijon-Epoisses (Climatik, 2016).
- un pesticide : la substance fictive « Dummy B » de FOCUS (2000) sélectionnée en raison de sa mobilité élevée ( $K_{oc} = 17$  l/kg) et de sa persistance moyenne ( $DT_{50} = 20$  j).

Pour chacun des huit scénarios, 1700 combinaisons de paramètres d'entrée ont été testées ce qui correspond à un total de 13 600 simulations.

Les sorties de STICS-MACRO considérées sont (1) la quantité d'eau drainée totale à 1 mètre de profondeur pendant 1 an suivant l'application du pesticide, (2) les quantités totales de pesticides à 1 mètre de profondeur pendant 1 an suivant l'application du pesticide et (3) la concentration journalière maximale en pesticide pendant la première année qui suit l'application (Lammoglia et al., 2017b).

Les paramètres d'entrée ont été classés en trois catégories : « Très influent » lorsque  $\mu^* > 0.5 \mu^*_{max}$  (avec  $\mu^*_{max}$  : valeur maximale de  $\mu^*$ ), « Influent » si  $0.1 \mu^*_{max} < \mu^* < 0.5 \mu^*_{max}$  et « Non influent » si  $\mu^* < 0.1 \mu^*_{max}$  (Lammoglia et al., 2017b).

Dans le cas des paramètres « Très influents », des tests de Kruskal-Wallis ont été réalisés pour déterminer les gammes de valeurs de ces paramètres ayant un effet significatif sur la variation des flux d'eau et de pesticides.

#### 1.4 Analyse d'incertitudes

A partir des résultats d'analyses de sensibilité de STICS (Ruget et al., 2002), MACRO (Dubus et al., 2003) et STICS-MACRO (Lammoglia, 2016 ; Lammoglia et al., 2017b), neuf paramètres d'entrée ont été identifiés comme influents et pris en compte dans l'analyse d'incertitudes (Tableau 2) : des paramètres relatifs aux (1) pratiques agricoles (quantité de résidus organiques apportés au sol : qres, date de semis de la culture : iplt0, date et dose d'application du pesticide : datepest, dose), (2) propriétés des sols (conductivité hydraulique à la limite entre macropores et micropores : KSM, longueur de diffusion : ASCALE) et (3) propriétés des pesticides (coefficient d'adsorption  $K_f$  et exposant  $n_f$  de Freundlich, durée de demi-vie de dégradation  $DT_{50}$ ). Les valeurs nominales, minimales et maximales de ces paramètres sont résumées dans le Tableau 2. La distribution des valeurs a été supposée uniforme.

Les scénarios de modélisation construits pour l'analyse d'incertitudes sont basés sur une zone géographique correspondant au secteur du site expérimental de Toulouse-Auzeville (Peyrard et al., 2016). Ce secteur est défini par une zone de 400 km<sup>2</sup> où la culture dominante est le maïs, semé entre le 1<sup>er</sup> avril et le 31 mai (Tableau 2). Le sol argilo-calcaire du site expérimental a été sélectionné pour être représentatif de la zone (Lammoglia, 2016). Les propriétés hydrodynamiques nécessaires en entrée de STICS-MACRO ont été estimées avec RETC (van Genuchten et al., 1991). Les herbicides étudiés sont la bentazone et le S-métolachlore parce qu'ils figurent parmi les herbicides les plus utilisés pour le



désherbage du maïs et qu'ils sont fréquemment détectés dans les eaux souterraines (Alletto et al., 2013 ; Steffens et al., 2013). Le S-métolachlore est appliqué en pré-émergence et post-émergence précoce tandis que la bentazone est appliquée en post-émergence (Tableau 2). Pour la période étudiée, 2007-2014, les données climatiques de température, d'ensoleillement, d'humidité relative et de vitesse du vent proviennent de la station météorologique d'Auzeville de l'INRA (Climatik, 2016). Les données radar des précipitations, d'une résolution spatiale de 1 km<sup>2</sup>, ont été fournies par Météo France.

Plusieurs travaux ayant démontré que la variabilité des précipitations est un facteur clé dans la modélisation des transferts d'eau et de pesticides (Chaubey et al., 1999 ; Lewan et al., 2009), nous avons préalablement étudié de manière approfondie les effets du climat sur la lixiviation de la bentazone et du S-métolachlore. Les impacts de la variation spatiale et temporelle des précipitations sur les concentrations en pesticides ont été analysés en simulant 400 séries climatiques (données radar sur la zone de 400 km<sup>2</sup>) pendant 7 années différentes (2007 à 2014). Seules les données climatiques ont varié, tous les autres paramètres ont été laissés constants, les paramètres incertains à leurs valeurs nominales (Tableau 2).

**Tableau 2 :** Valeurs nominales et valeurs limites minimales et maximales des paramètres d'entrée de STICS-MACRO étudiés dans l'analyse d'incertitudes (Lammoglia, 2016).

Paramètre (symbole)	Unité	Bentazone			S-métolachlore		
		Minimum	Nominale	Maximum	Minimum	Nominale	Maximum
Quantité de résidus organiques (qres)	t/ha	0	15	30	0	15	30
Date de semis (ip1t0)	Jour Julien	91	121	151	91	121	151
Date d'application du pesticide (datepest)	Jour / date de semis	+30	+55	+80	-5	+12	+30
Dose (dose)	g/ha	750	1071	1392	1500	1711	1921.5
Conductivité hydraulique à la limite entre macropores et micropores (KSM)	mm/h	0.001	1.25	2.5	0.001	1.25	2.5
Longueur de diffusion (ASCALE)	mm	0.001	150	300	0.001	150	300
Coefficient d'adsorption (Kf)	-	1.2	1.55	1.9	0.3	2.5	4.7
Exposant de Freundlich (nf)	-	1.0	1.005	1.01	1.0	1.005	1.01
Durée de demi-vie de dégradation (DT50)	Jour	8	55	102	7.6	22.6	37.6

Ensuite, pour l'analyse d'incertitudes proprement dite, quatre séries climatiques régulièrement réparties dans la zone de 400 km<sup>2</sup> et présentant différentes valeurs de précipitations annuelles pour les 7 années (2007 à 2014) ont été sélectionnées et les 9 paramètres influents ont varié en même temps. La propagation des incertitudes a été réalisée avec la méthode d'échantillonnage par hypercube latin (LHS) (McKay et al., 2000). Dans un premier temps, la méthode LHS divise l'intervalle de valeurs de chaque paramètre d'entrée étudié en intervalles disjoints de probabilité égale. Ensuite, une valeur de chaque intervalle est sélectionnée aléatoirement, en tenant compte de la fonction de densité de probabilité de cet intervalle, afin de former un élément d'échantillonnage. Dans ce travail, la taille d'échantillonnage pour l'ensemble des paramètres est de 2 000. Au total, 112 000 simulations ont été réalisées (2 pesticides × 2000 échantillons × 4 positions spatiales × 7 ans) (Lammoglia, 2016).

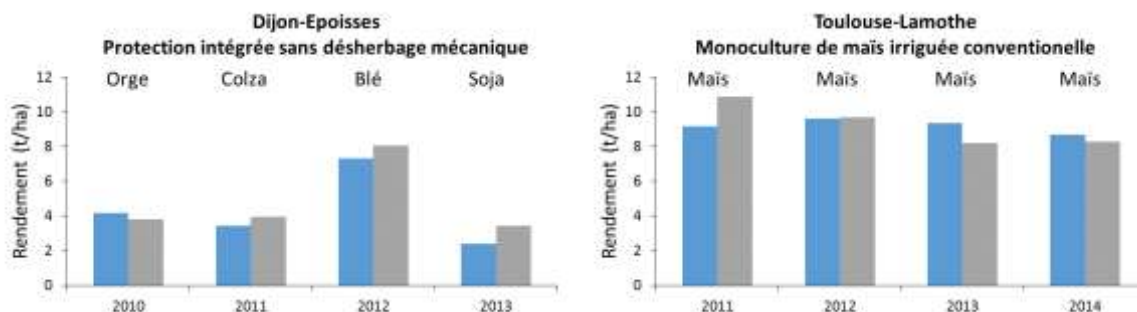
Les sorties de STICS-MACRO considérées sont (1) la concentration moyenne en pesticide à 1 mètre de profondeur pendant l'année qui suit l'application du pesticide et (2) la concentration maximale à 1 mètre de profondeur pendant cette même année.

Enfin, pour évaluer la contribution des incertitudes liées au climat et aux 9 paramètres d'entrée à la variabilité des sorties de STICS-MACRO, nous avons construit un méta-modèle de STICS-MACRO et réalisé une analyse de sensibilité à partir de ce méta-modèle (Lammoglia, 2016). Un méta-modèle est une fonction mathématique développée à partir d'un jeu de simulations du modèle original sur le domaine de variation du paramètre d'entrée. Il permet de réduire les temps de calcul par rapport au modèle original. Ce méta-modèle a été établi à partir de la transformation logarithmique des sorties de STICS-MACRO considérées (concentrations en bentazone et S-métolachlore). Sa performance a été testée et les résultats ont montré qu'elle était satisfaisante (EF = 0.65). Les indices de sensibilité ont été déterminés à partir d'une analyse de variance (ANOVA). L'ANOVA permet de déterminer la contribution de chaque paramètre d'entrée à la variance totale des sorties du modèle et de hiérarchiser ces paramètres (Wallach et al., 2016).

## 2. Résultats et discussion

### 2.1 Développement d'une approche basée sur le modèle de culture STICS et sur le modèle « pesticides » MACRO pour simuler les flux de pesticides dans les systèmes de cultures

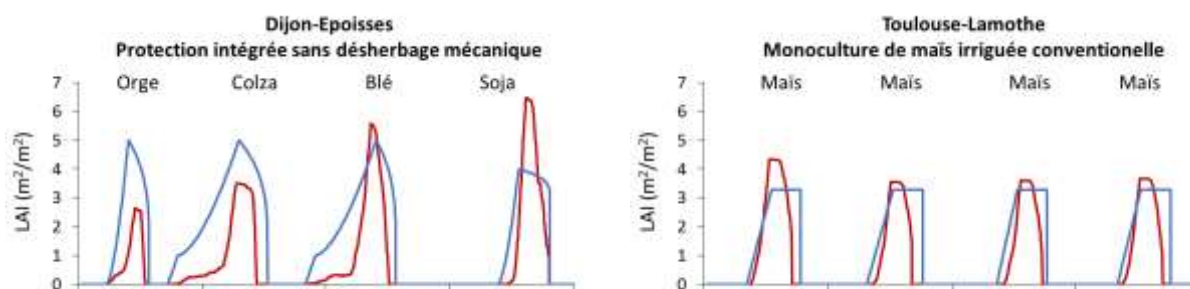
Dans un premier temps, la performance de STICS-MACRO a été évaluée en étudiant sa capacité à simuler les rendements des cultures. Les résultats ont montré que STICS-MACRO est capable de représenter les rendements observés (Figure 2), comme l'indiquent les valeurs élevées des indices statistiques : EF = 0.90,  $r = 0.91$  et RMSE = 13% (Lammoglia et al., 2017a).



**Figure 2 :** Rendements en orge, blé, colza et soja (Dijon-Epoisses, « Protection intégrée sans désherbage mécanique ») et en maïs (Toulouse-Lamothe, « Monoculture de maïs irriguée conventionnelle ») observés (■) et simulés par STICS-MACRO (■) (Lammoglia et al., 2017a).

Nous avons aussi comparé les LAI des différentes cultures implantées à Dijon-Epoisses et à Toulouse-Lamothe simulés par STICS (au sein de STICS-MACRO) et par MACRO seul. Contrairement à MACRO, STICS-MACRO permet de distinguer les cultures entre elles et de distinguer leur croissance d'une année à l'autre, en réponse notamment aux variations du climat (Figure 3). En effet, dans STICS, la croissance des cultures dépend des interactions entre le climat, le sol et les pratiques agricoles ce qui permet de discriminer les cultures et les cycles culturaux (Brisson et al., 2008 ; Lammoglia et al., 2017a), alors que dans MACRO, la croissance de la culture est linéaire jusqu'à ce qu'elle atteigne le LAI maximal initialement paramétré, indépendamment du climat, du sol et des pratiques agricoles. Il est théoriquement possible dans MACRO d'ajuster les paramètres de croissance de la culture à des observations (culture par culture et année par année), mais les paramètres ainsi obtenus ne sont pas extrapolables à des années sans observation et l'algorithme n'est pas toujours fiable, ce qui limite son

intérêt pour les problèmes traités ici. Les résultats montrent que STICS-MACRO (*via* STICS) simule de manière réaliste la phénologie des cultures en réponse aux conditions environnementales (climat en particulier) (Lammoglia et al., 2017a).



**Figure 3** : Comparaison des LAI des cultures implantées à Dijon-Epoisses (orge, colza, blé, soja) et à Toulouse-Lamothe (maïs) simulés par STICS-MACRO (—) et MACRO (—) (Lammoglia et al., 2017a).

Dans un second temps, la performance de STICS-MACRO à représenter les quantités d'eau drainées et les concentrations en S-métolachlore et imazamox lixiviés a été étudiée (Tableau 3 ; Lammoglia et al., 2017a ; Mamy et al., 2017).

Sans calage, STICS-MACRO reproduit mieux que MACRO après calage, les concentrations en pesticides observées (Tableau 3 ; Lammoglia et al., 2017a ; Mamy et al., 2017). En effet, STICS-MACRO décrit de manière plus réaliste que MACRO la croissance de la culture (Figure 3), or le bilan de soluté est influencé par l'interception des pesticides par le couvert végétal (Lammoglia et al., 2017a). D'autre part, la croissance de la culture joue aussi un rôle important dans le bilan hydrique au travers de l'évapotranspiration.

**Tableau 3** : Indices statistiques permettant d'évaluer la performance de STICS-MACRO et MACRO à simuler les quantités d'eau drainées et les concentrations en pesticides lixiviés dans le système de culture « Protection intégrée sans désherbage mécanique » expérimenté à Dijon-Epoisses et le système « Monoculture de maïs irriguée conventionnelle » expérimenté à Toulouse-Lamothe. EF : Efficacité, r : Coefficient de corrélation, RMSE : Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (Lammoglia et al., 2017a).

	Dijon-Epoisses Protection intégrée sans désherbage mécanique		Toulouse-Lamothe Monoculture de maïs irriguée conventionnelle	
	STICS-MACRO	MACRO	STICS-MACRO	MACRO
<b>Quantités d'eau drainées</b>				
EF	0.42	0.35	-5.22	-1.9
r	0.66	0.61	0.09	0.03
RMSE (%)	87	92	279	191
<b>Concentrations en pesticides lixiviés</b>				
EF	-1.00	-1.19	-0.18	-0.21
r	-0.52	-0.58	0.13	-0.14
RMSE (%)	175	214	236	>1000

STICS-MACRO permet d'améliorer l'estimation des quantités d'eau drainées par rapport à MACRO dans le cas de Dijon-Epoisses, mais pas dans celui de Toulouse-Lamothe (Tableau 3). Cependant, dans ce dernier cas, MACRO avait été calé, c'est-à-dire que certains paramètres d'entrée avaient été ajustés pour que MACRO reproduise au mieux la dynamique de l'eau observée (Cf 1.2 ; Marin-Benito et al., 2014). Il faut aussi souligner que l'évaluation de la performance du modèle est réalisée en confrontant les résultats des simulations à des données expérimentales dont la qualité propre est difficile à évaluer car elle est très dépendante des méthodes utilisées pour leur acquisition. Enfin, ces résultats montrent qu'il est important de réaliser des analyses d'incertitudes pour connaître l'imprécision des simulations et des analyses de sensibilité pour identifier les sources d'erreurs.

La nouvelle approche de modélisation développée dans ce projet présente l'avantage de permettre l'utilisation de MACRO, qui reste actuellement un des modèles « pesticides » les plus performants en terme de description du transfert d'eau et de pesticides dans les sols (Marin-Benito et al., 2014), pour modéliser les flux de pesticides dans les systèmes de culture complexes. Par ailleurs, STICS-MACRO fournit d'autres sorties d'intérêt environnemental (dynamique des composés azotés) et agronomique (rendements). Cependant, avant de pouvoir être plus largement utilisé, ce modèle reste à tester dans d'autres conditions agropédologiques et à plus long terme.

## *2.2 Effets de la variabilité des pratiques agricoles sur les transferts d'eau et de pesticides*

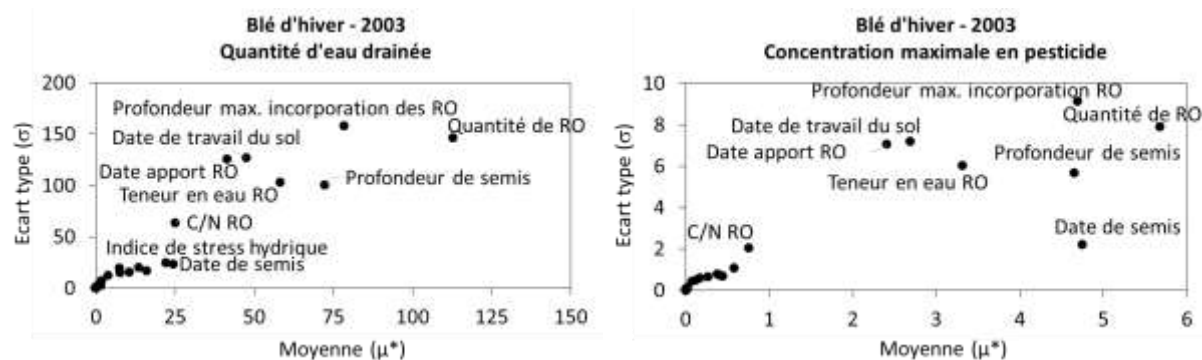
Afin d'étudier les effets des pratiques agricoles sur les transferts d'eau et de pesticides dans l'environnement, nous avons réalisé une analyse de sensibilité du modèle STICS-MACRO. Il s'est agi de générer un grand nombre de combinaisons de pratiques à l'aide de la méthode d'analyse de sensibilité de Morris (1991) (cf. 1.3), de simuler ces pratiques avec STICS-MACRO et d'identifier celles qui ont le plus d'influence sur les flux d'eau et de pesticides (Lammoglia et al., 2017b).

Quel que soit le scénario de sol, de climat ou de culture, huit paramètres d'entrée se révèlent être « Très influents » dans la modélisation des quantités d'eau drainées : la quantité de résidus organiques apportés au sol (qres) et leurs teneurs en eau (eaures) (ces deux paramètres sont corrélés), la profondeur d'incorporation de ces résidus (proftrav), la date d'apport des résidus (julres), la date de travail du sol (jultrav), la date (iplt0) et la profondeur (profsem) de semis et l'indice de stress hydrique (ratiol) (Tableau 1, Figure 4). Les paramètres « Influenés » sont surtout liés au cultivar, aux résidus organiques (C/N, contenu en N), à la densité de semis et à la teneur en eau initiale des différents horizons de sol. Les paramètres « Non influents » sont relatifs à la teneur initiale en N des horizons de sol, à la plupart des paramètres liés au fertilisant minéral et aux cumuls thermiques (stlaxsen et stsenlan en particulier) (Tableau 1 ; Lammoglia et al., 2017b).

Concernant les concentrations maximales en pesticide, les paramètres « Très influents » s'avèrent être les mêmes que ceux qui étaient très influents dans la modélisation de la percolation de l'eau (Figure 4). Les paramètres « Influenés » sont relatifs à la fertilisation minérale ou au semis. Enfin, les paramètres « Non influents » sont dans l'ensemble ceux qui n'avaient que peu d'influence sur la modélisation des quantités d'eau drainées (Lammoglia et al., 2017b). Les résultats sont similaires pour les quantités totales de pesticide cumulées pendant l'année qui suit l'application (Lammoglia et al., 2017b).

Toutefois, le classement des paramètres d'entrée et l'intensité de leurs effets varient en fonction des conditions environnementales : en général, les indices de sensibilité sont plus élevés pour le sol de Toulouse-Lamothe que pour celui de Dijon-Epoisses et ils sont aussi plus élevés pour le blé que pour le maïs (Lammoglia et al., 2017b).

Par ailleurs, les valeurs de  $\mu^*$  et  $\sigma$  indiquent qu'il n'y a pas de relation linéaire entre les paramètres d'entrée du modèle et ses sorties et/ou qu'il y a des interactions entre les paramètres (Lammoglia et al., 2017b).



**Figure 4 :** Représentation des résultats de l'analyse de sensibilité de Morris. Exemple du blé d'hiver, année sèche (2003), sol de Dijon-Epoisses. Quantité totale d'eau drainée à 1 mètre de profondeur (à gauche), concentration maximale en pesticide à 1 mètre de profondeur (à droite).  $\mu^*$  : Moyenne des effets élémentaires,  $\sigma$  : Ecart type des effets élémentaires, RO : Résidus organiques (d'après Lammoglia *et al.*, 2017b).

Les résultats de cette analyse de sensibilité ont ainsi montré que, d'après la modélisation, les pratiques agricoles qui ont le plus d'effet sur le transfert d'eau et la lixiviation des pesticides sont les suivantes : (1) la gestion des résidus organiques, (2) le travail du sol, (3) les pratiques agricoles liées au semis et (4) le niveau de satisfaction des besoins en eau de la culture (Figures 4 et 5 ; Lammoglia *et al.*, 2017b).

Plus la quantité de résidus organiques apportée au sol (qres) augmente, plus les concentrations en pesticide augmentent (Figure 5 ; Lammoglia *et al.*, 2017b). En effet, la présence de résidus à la surface du sol limite l'évapotranspiration et favorise le stockage de l'eau dans le sol (Scopel *et al.*, 2013), ce qui engendre une augmentation de la percolation de l'eau et du transfert de pesticides. Ce résultat est cohérent avec ceux de Scopel *et al.* (2004) et de Shipitalo *et al.* (2016). Il faut cependant souligner que STICS-MACRO ne considère ni l'interception du pesticide par le mulch, ni l'augmentation de l'adsorption liée à l'augmentation de la teneur en matières organiques qui pourraient en conséquence réduire les quantités de substance qui atteignent le sol ou qui sont lixiviées, donc diminuer les concentrations (Alletto *et al.*, 2010).

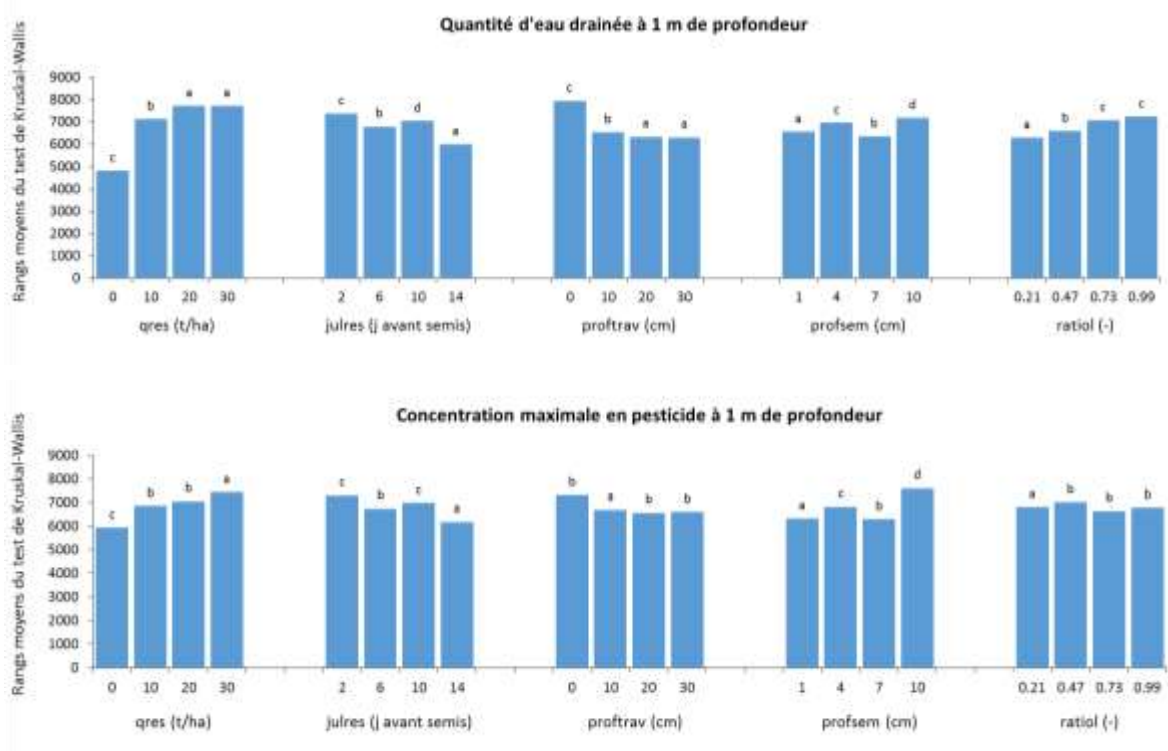
D'autre part, lorsque la profondeur d'incorporation des résidus (proftrav) est faible, ce qui correspond à un travail du sol réduit, les quantités d'eau drainées augmentent, de même que la lixiviation des pesticides. Inversement, lorsque la profondeur de travail du sol augmente, les transferts d'eau et de pesticides diminuent (Figure 5 ; Lammoglia *et al.*, 2017b). Ce résultat de modélisation rejoint les observations de nombreux chercheurs qui ont montré que la lixiviation des pesticides augmente dans les systèmes de culture basés sur des techniques culturales sans labour car l'absence de labour provoque la formation de voies de transferts préférentiels (Alletto *et al.*, 2010). Toutefois, dans le cas de STICS-MACRO, la susceptibilité du sol aux flux préférentiels n'est pas affectée par le couplage et les effets du labour ne sont pas directement modélisés dans MACRO. C'est donc *via* l'impact des paramètres de STICS sur le LAI et l'évapotranspiration potentielle que les teneurs en eau du sol modélisées par MACRO sont modulées. Outre les transferts d'eau accrus dans la matrice, une augmentation de la teneur en eau du sol modélisée par MACRO peut résulter en une augmentation de la fréquence à laquelle les macropores sont « activés ». De plus, même si une augmentation des flux d'eau percolés à la base du profil de sol augmente les flux de pesticides lixiviés (masse par unité de surface), cela ne signifie pas automatiquement une augmentation des concentrations car un flux d'eau accru peut résulter en une dilution accrue du pesticide dans l'eau drainée.

Les résultats de l'analyse de sensibilité ont aussi montré que lorsque le semis (profsem) est profond, les flux d'eau et de pesticides tendent à augmenter (Figure 5 ; Lammoglia *et al.*, 2017b). Un semis profond retarde la germination des graines, ce qui se traduit par une diminution de la densité de la culture donc

de sa transpiration globale (Brisson *et al.*, 2008). Ceci conduit à une augmentation de la teneur en eau du sol avec les mêmes conséquences que précédemment indiqué.

Le niveau de satisfaction en eau (ratiol) est également apparu comme un paramètre important (Lammoglia *et al.*, 2017b). Un haut niveau de satisfaction en eau de la plante, donc une irrigation importante, entraîne une augmentation des transferts d'eau et de pesticides (Figure 5). En effet, de nombreux travaux ont montré que l'irrigation favorise le transport des pesticides (voir par exemple Flury, 1996). Toutefois, un niveau de satisfaction de 0,73 (73%) pourrait être un compromis acceptable entre les besoins de la plante et la limitation des transferts d'eau et de pesticides (Figure 5).

Enfin, les résultats ont montré que les effets des pratiques agricoles sont plus importants que ceux du sol et du type de culture (Lammoglia *et al.*, 2017b).



**Figure 5 :** Effet des paramètres de STICS-MACRO liés à l'apport de résidus organiques, au travail du sol, au semis et aux besoins en eau de la culture sur les quantités d'eau drainées et la concentration maximale en pesticide à 1 mètre de profondeur (d'après Lammoglia *et al.*, 2017b). qres : Quantité de résidus organiques apportée, profsem : Profondeur de semis, ratiol : Indice de stress hydrique, julres : Date d'apport des résidus organiques, proftrav : Profondeur maximale d'incorporation des résidus organiques.

En résumé, les pratiques agricoles qui permettraient de réduire la lixiviation des pesticides sont l'absence de mulch et le travail du sol. Il faut toutefois souligner que STICS-MACRO ne peut pas modéliser les changements de la structure du sol et des teneurs en eau après apport des résidus organiques, ni les effets de la modification des teneurs en carbone organique du sol sur la rétention et la dégradation du pesticide. La prise en compte de ces processus permettra d'améliorer l'évaluation du devenir des pesticides appliqués dans les systèmes de culture.

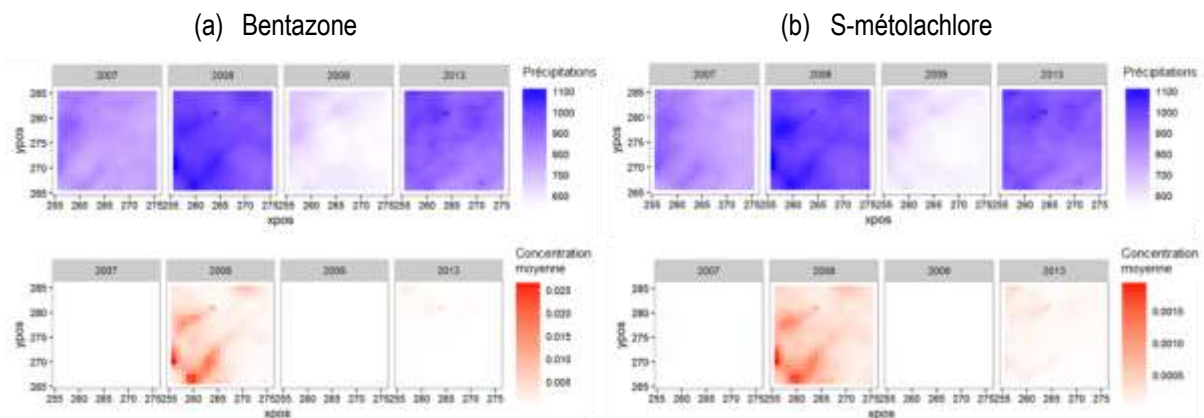
### 2.3 Effets des incertitudes liées au climat, aux pratiques agricoles et aux propriétés des sols et des pesticides sur la modélisation des concentrations en pesticides lixiviés

L'estimation par modélisation des flux et des concentrations en pesticides est assortie de nombreuses incertitudes (Vanderborght et al., 2011). Lorsqu'elles ne sont pas prises en compte, le risque est généralement sous-estimé (Vanderborght et al., 2011 ; Van den Berg et al., 2012). Ainsi, l'analyse d'incertitudes, qui consiste à étudier l'impact de facteurs incertains sur les sorties d'un modèle, est une étape importante dans le processus de développement et d'utilisation du modèle, en particulier lorsque celui-ci est utilisé à des fins d'évaluation du risque (Sohrabi et al., 2002).

L'objectif de ce travail était donc d'étudier les effets des incertitudes liées au climat (précipitations en particulier), aux pratiques agricoles et aux caractéristiques du sol et des pesticides sur les concentrations en pesticides simulées par le modèle STICS-MACRO.

La première étape a consisté à déterminer les effets de la variabilité spatiale et temporelle des précipitations sur les concentrations en bentazone et en S-métolachlore simulées par STICS-MACRO.

Les résultats des simulations ont montré un effet important de la variabilité des précipitations sur les concentrations en pesticides et une corrélation positive et significative entre les quantités annuelles de précipitations et les concentrations en pesticides, ce qui implique aussi que l'augmentation relative du flux de pesticide est supérieure à l'augmentation relative des flux d'eau (dans le cas contraire une dilution des concentrations serait observée) (Figure 6 ; Lammoglia, 2016).



**Figure 6 :** Variabilité spatiale des quantités annuelles de précipitations (en haut) et des concentrations moyennes annuelles à 1 mètre de profondeur (en bas) en bentazone (a) et S-métolachlore (b) pour 4 années climatiques contrastées (2007, 2008, 2009, 2013) à Toulouse-Auzeville. Précipitations : Quantité totale de précipitations (mm), Concentration moyenne : Concentrations moyennes annuelles en bentazone et S-métolachlore ( $\mu\text{g/l}$ ), xpos et ypos : Coordonnées spatiales dans la zone  $20 \times 20$  km (Lammoglia, 2016).

Ce résultat rejoint de nombreuses observations indiquant que la lixiviation des pesticides augmente avec la quantité annuelle de précipitations (Tiktak et al., 2004). La variation spatiale des concentrations est deux fois plus élevée pour la bentazone (post-émergence) que pour le S-métolachlore (pré-émergence) : une variation spatiale des précipitations comprise entre 4 et 7% engendre une variation des concentrations en bentazone de 98 à 663%, tandis qu'elle engendre une variation des concentrations en S-métolachlore de 68 à 199%. La variabilité des résultats observée pour la bentazone est probablement due à l'interception de cet herbicide par le couvert végétal (Lammoglia, 2016).

Les effets de la variabilité des précipitations sur la lixiviation des deux herbicides ont été amplifiés dans STICS-MACRO, ce qui indique que l'hypothèse d'un transfert linéaire de la variabilité des précipitations dans le modèle pourrait conduire à une sous-estimation des concentrations en bentazone et S-métolachlore. Ainsi, cette étude a souligné l'importance de prendre en compte les incertitudes liées à la variation spatiale et temporelle des précipitations pour estimer les concentrations en pesticides dans les eaux souterraines.

Dans la deuxième étape, les incertitudes liées au climat, aux pratiques agricoles, au sol et aux pesticides ont été propagées dans STICS-MACRO.

Les concentrations moyennes annuelles issues des 112 000 simulations (56 000 par pesticide) sont très variables, comprises entre  $6 \times 10^{-28}$  et 570  $\mu\text{g/l}$  pour la bentazone et entre  $8 \times 10^{-21}$  et 750  $\mu\text{g/l}$  pour le S-métolachlore. Elles ne suivent pas une distribution normale. La moyenne de ces concentrations est égale à 0,287  $\mu\text{g/l}$  pour la bentazone et à 1,55  $\mu\text{g/l}$  pour le S-métolachlore. Ces valeurs sont supérieures au 90<sup>ème</sup> centile des concentrations, ce qui indique qu'il y a une probabilité élevée que STICS-MACRO simule des concentrations inférieures à celle de la moyenne de la distribution (Lammoglia, 2016). Les valeurs médianes sont, quant à elles, égales à  $5,5 \times 10^{-7}$   $\mu\text{g/l}$  pour la bentazone et  $3,3 \times 10^{-6}$   $\mu\text{g/l}$  pour le S-métolachlore.

Les moyennes des concentrations maximales simulées sont élevées : 16,6  $\mu\text{g/l}$  pour la bentazone et 65,2  $\mu\text{g/l}$  pour le S-métolachlore. Les valeurs médianes correspondantes sont en revanche faibles :  $1,0 \times 10^{-5}$   $\mu\text{g/l}$  pour la bentazone et  $5,7 \times 10^{-5}$  pour le S-métolachlore (Lammoglia, 2016).

Bien que la bentazone soit plus mobile et plus persistante que le S-métolachlore (PPDB, 2016), ses concentrations sont inférieures à celles du S-métolachlore (Figure 6) car la bentazone est en partie interceptée par le couvert végétal.

Les résultats de l'analyse d'incertitudes ont également montré que les concentrations moyennes annuelles des deux herbicides simulées par STICS-MACRO pourraient dépasser la limite réglementaire de 0,1  $\mu\text{g/l}$  dans 6 % des cas pour la bentazone et dans 15 % des cas pour le S-métolachlore. La concentration maximale en bentazone pourrait excéder 0,1  $\mu\text{g/l}$  dans 17 % des cas, celle du S-métolachlore dans 24 % des cas (Lammoglia, 2016).

Dans la troisième étape, la contribution des différentes sources d'incertitudes à la variabilité des sorties du modèle a été étudiée. Les paramètres qui contribuent le plus à la variabilité des concentrations en bentazone et S-métolachlore sont la quantité annuelle de précipitations (Pa), le coefficient d'adsorption Kf et la conductivité hydraulique à la limite entre micropores et macropores (KSM). Dans le cas de la bentazone, herbicide le plus faiblement adsorbé (PPDB, 2016), Pa explique 50 % de la variabilité des concentrations, KSM 16 % et Kf 7 %. Pour le S-métolachlore, Kf explique 27 % de la variabilité des concentrations, Pa 25 % et KSM 13 % (Lammoglia, 2016). Ensuite, les deux autres facteurs influents sont la DT50 et la variabilité spatiale des précipitations (Lammoglia, 2016). Cette dernière a un effet plus important sur les concentrations que la quantité de résidus organiques, la date de semis, la date et la dose d'application du pesticide. Ce résultat est en accord avec ceux de Steffens et al. (2014) qui ont observé que l'effet des incertitudes liées au climat peut être plus important que celui des incertitudes liées aux paramètres d'entrée des modèles.

Au final, les résultats de l'analyse d'incertitudes ont montré que les incertitudes liées au climat, au coefficient d'adsorption et à certaines propriétés hydrodynamiques des sols sont les principaux facteurs impliqués dans la variabilité des concentrations simulées en pesticides. Cependant, il faut souligner que les résultats de cette étude sont valables pour les bornes définies pour chaque paramètre et sont spécifiques des conditions de sol, de culture et de climat de la zone étudiée.



## Conclusion

Afin de modéliser les flux de pesticides dans les systèmes de culture, une nouvelle approche de modélisation, basée sur l'utilisation séquentielle d'un modèle de cultures, STICS, et d'un modèle décrivant le devenir des pesticides dans l'environnement, MACRO, a été développée. La performance du modèle ainsi conçu, STICS-MACRO, a été testée et les résultats ont montré qu'elle était acceptable. Par rapport aux méthodes existantes, STICS-MACRO présente l'avantage de permettre de simuler un grand nombre de pratiques agricoles (mulch, travail du sol, fertilisation...), de reposer directement sur le calcul des flux de pesticides et de tenir compte des effets du climat et du sol qui influencent aussi bien la croissance des cultures que les flux de pesticides. De plus, la performance agronomique (rendement) des systèmes de culture peut aussi être évaluée afin d'identifier les systèmes qui aideront à la fois à diminuer les impacts sur l'environnement et à maintenir un niveau de production élevé.

Une analyse de sensibilité du modèle STICS-MACRO a ensuite permis d'identifier les pratiques agricoles qui permettent de réduire les transferts d'eau et de pesticides vers les eaux souterraines. Ceux-ci diminuent avec la quantité de résidus organiques apportée au sol et avec le travail du sol. En effet, la présence de résidus organiques à la surface du sol limite l'évapotranspiration et favorise le stockage de l'eau dans le sol, ce qui engendre une augmentation de la percolation de l'eau et du transfert de pesticides. Par ailleurs, comme cela a souvent été observé, la lixiviation des pesticides augmente dans les systèmes de culture basés sur des techniques culturales sans labour car l'absence de labour provoque la formation de voies de transferts préférentiels.

Enfin, une analyse d'incertitudes a montré que la variabilité des concentrations simulées en pesticides est essentiellement due à la variabilité du climat (précipitations annuelles en particulier), du coefficient d'adsorption et de certaines propriétés hydrodynamiques des sols. Cette analyse d'incertitudes devra être élargie à d'autres types de sol, de pesticide et de culture afin d'identifier le comportement de ces facteurs incertains dans d'autres conditions.

Le modèle STICS-MACRO pourrait constituer un outil intéressant pour la construction de scénarios de changements de pratiques agricoles selon des contraintes agronomiques et environnementales définies. Il peut ainsi permettre d'identifier des conditions favorables ou défavorables à la mise en place de certains systèmes de culture. Le réseau DEPHY-FERME du plan Écophyto se charge actuellement d'acquérir des références sur les pratiques alternatives et les systèmes économes en intrants mis en œuvre dans un réseau de 1 900 fermes de démonstration (<http://agriculture.gouv.fr/fermes-dephy>). L'application de la démarche proposée dans ce projet, basée sur la modélisation, pourrait permettre de caractériser les performances environnementales des systèmes testés. Cependant, avant de généraliser l'utilisation de STICS-MACRO, il faut tester sa capacité à décrire correctement les flux de pesticide dans d'autres contextes agro-pédoclimatiques.

Au final, l'approche de modélisation développée, c'est-à-dire l'utilisation séquentielle d'un modèle de culture et d'un modèle « pesticide », pourrait permettre d'identifier *a priori* les systèmes de culture qui répondent aux objectifs du plan Écophyto donc qui aident à préserver la qualité de l'environnement.

## Remerciements

Action pilotée par le ministère chargé de l'agriculture, avec l'appui financier de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA), par les crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses attribués au financement du plan Écophyto, dans le cadre de l'APR « Pour et Sur le Plan Écophyto » (PSPE1). La thèse de Sabine-Karen Yemadje-Lammoglia a été cofinancée par le métaprogramme SMaCH de l'INRA et l'APR PSPE1. Les auteurs remercient vivement Dr Robert Faivre (INRA) pour son aide dans la construction du méta-modèle et pour ses commentaires constructifs.

## Références bibliographiques

- Alletto L., Coquet Y., Benoit P., Heddadj D., Barriuso E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 367-400.
- Alletto L., Benoit P., Bolognesi B., Couffignal M., Bergheaud V., Dumény V., Longueval C., Barriuso E., 2013. Sorption and mineralisation of S-metolachlor in soils from fields cultivated with different conservation tillage systems. *Soil and Tillage Research* 128, 97-103.
- Beltman W.H.J., Boesten J.J.T.I., van der Zee S.E.A.T.M., 2008. Spatial moment analysis of transport of nonlinearly adsorbing pesticides using analytical approximations. *Water Resources Research* 44, W05417.
- Van den Berg E., Tiktak A., Heuvelink G.B.M., Burgers S.L.G.E., Brus D.J., de Vries F., Stolte J., Kroes J.G., 2012. Propagation of uncertainties in soil and pesticide properties to pesticide leaching. *Journal of Environmental Quality* 41, 253-261.
- Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N., 2008. Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the STICS Crop Model. Quæ, Versailles.
- Cariboni J., Gatelli D., Liska R., Saltelli A., 2007. The role of sensitivity analysis in ecological modelling. *Ecological Modelling*, 203, 167-182.
- Chaubey C., Haan T., Salisbury J.M., Grunwald S., 1999. Quantifying model output uncertainty due to spatial variability of rainfall. *Journal of the American Water Resources Association* 35, 1113-1123.
- Climatik, 2016. <https://internet.inra.fr/climatik/>
- Coucheney E., Buis S., Launay M., Constantin J., Mary B., García de Cortázar-Atauri I., Ripoche D., Beaudoin N., Ruget F., Andrianarisoa K.S., Le Bas C., Justes E., Léonard J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environmental Modelling and Software* 64, 177-190.
- Devillers J., Farret R., Girardin P., Riviere J.-L., Soulas G., 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Tec & Doc Lavoisier, Paris.
- Dubus I.G., Brown C.D., Beulke S., 2003. Sensitivity analyses for four pesticide leaching models. *Pest Management Science* 59, 962-982.
- Ecophyto II, 2015. Plan Ecophyto II. [http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/151022\\_ecophyto.pdf](http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/151022_ecophyto.pdf).
- ECRIN, 2002. Club CRIN «Environnement et Société», Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement, Paris, 207 p.
- Faivre R., Iooss B., Mahévas S., Makowski D., Monod H. (Editeurs), 2013. Analyse de Sensibilité et Exploration de Modèles. Application aux Sciences de la Nature et de l'Environnement. Editions Quæ, Versailles.
- Flury M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils-a review. *Journal of Environmental Quality* 25, 25-45.
- FOCUS, 2000. Groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC document reference Sanco/321/ 2000 rev.2, 202 p.
- Van Genuchten M.T., Leij F.J., Yates S.R., 1991. The RETC code for quantifying hydraulic functions of unsaturated soils. Technical Report IAG-DW 12933934, US Salinity Laboratory, US Department of Agriculture, Agricultural Research Service. Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Riverside, CA.
- Giuliano S., Ryan M.R., Véricel G., Rametti G., Perdrieux F., Justes E., Alletto L., 2016. Low-input cropping systems to reduce input dependency and environmental impacts in maize production: A multi-criteria assessment. *European Journal of Agronomy* 76, 160-175.
- Hossard L., Archer D.W., Bertrand M., Colenne-David C., Debaeke P., Ernfors M., Jeuffroy M.H., Munier-Jolain N., Nilsson C., Sanford G.R., Snapp S.S., Jensen E.S., Makowski D., 2016. A meta-analysis of maize and wheat yields in low-inputs vs conventional organic systems. *Agronomy Journal* 108, 1155-1167.

- Lammoglia S.K., 2016. Approches de modélisation pour évaluer et comparer les impacts sur l'environnement et sur la santé humaine des pesticides utilisés dans des systèmes de culture conçus pour réduire l'usage des pesticides. Thèse de doctorat, Université Paris-Saclay, France.
- Lammoglia S.K., Moeys J., Barriuso E., Larsbo M., Marin-Benito J.M., Justes E., Alletto L., Ubertosi M., Nicolardot B., Munier-Jolain N., Mamy L., 2017a. Sequential use of the STICS crop model and of the MACRO pesticide fate model to simulate pesticides leaching in cropping systems. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 6895-6909.
- Lammoglia S.K., Makowski D., Moeys J., Justes E., Barriuso E., Mamy L., 2017b. Sensitivity analysis of the STICS-MACRO model to identify cropping practices reducing pesticides losses. *Science of the Total Environment* 580, 117-129.
- Larsbo M., Jarvis N.J., 2003. MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. Rep EmergoUppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences, 49 p.
- Lewan E., Kreuger J., Jarvis N., 2009. Implications of precipitation patterns and antecedent soil water content for leaching of pesticides from arable land. *Agricultural Water Management* 96, 1633-1640.
- Mckay M.D., Beckman R.J., Conover W.J., 2000. A Comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. *Technometrics* 42, 55-61.
- Malone R.W., Ahuja L.R., Ma L., Wauchope D.R., Ma Q., Rojas K.W., 2004. Application of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM) to pesticide fate and transport: an overview. *Pest Management Science* 60, 205-221.
- Mamy L., Alletto L., Bedos C., Benoit P., Justes E., Lammoglia S.K., Marin-Benito J.M., Munier-Jolain N., Nicolardot B., Pot V., Ubertosi M., Barriuso E., 2017. Evaluation et comparaison des impacts sur l'environnement et la santé des pesticides utilisés dans des systèmes de culture conventionnels et innovants : synthèse des résultats du projet ECoPESt. *Innovations Agronomiques*, 59, 149-169
- Marín-Benito J.M., Pot V., Alletto L., Mamy L., Bedos C., Barriuso E., Benoit P., 2014. Comparison of three pesticide fate models with respect to the leaching of two herbicides under field conditions in an irrigated maize cropping system. *Science of the Total Environment* 499, 533-545.
- Morris M.D., 1991. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics* 33, 161-174.
- Mortensen D.A., Bastiaans L., Sattin M., 2000. The role of ecology in the development of weed management systems: an outlook, *Weed Research* 40, 49-62.
- Mottes C., Lesueur-Jannoyer M., Bail M., Malézieux E., 2014. Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 34, 229-250.
- Munier-Jolain N., Deytieux V., Guillemin J.P., Granger S., Gaba S., 2008. Conception et évaluation multicritères de prototypes de systèmes de culture dans le cadre de la Protection Intégrée contre la flore adventice en grandes cultures. *Innovations Agronomiques* 3, 75-88.
- Nash J.E., Sutcliffe J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models, part I: a discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282-290.
- PPDB, 2016. The FOOTPRINT pesticide properties database. UK: University of Hertfordshire <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/index2.htm>.
- Peyrard C., Mary B., Perrin P., Véricel G., Gréhan E., Justes E., Léonard J., 2016. N<sub>2</sub>O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. *Agriculture Ecosystems and Environment* 224, 145-156.
- Queyrel W., Habets F., Blanchoud H., Ripoche D., Launay M., 2016. Pesticide fate modeling in soils with the crop model STICS: Feasibility for assessment of agricultural practices. *Science of the Total Environment* 542, 787-802.
- R Development Core Team, 2016. <https://www.r-project.org/>
- Rosenbom A.E., Kjaer E., Henriksen T., Ullum M., Olsen P., 2009. Ability of the MACRO model to predict long-term leaching of metribuzin and diketometribuzin. *Environmental Science and Technology* 43, 3221-3226.

- Ruget F., Brisson N., Delécolle R., Faivre R., 2002. Sensitivity analysis of a crop simulation model, STICS, in order to choose the main parameters to be estimated. *Agronomie* 22, 133-158.
- Scopel E., Da Silva F.A., Corbeels M., Affholder F., Maraux F., 2004. Modelling crop residue mulching effects on water use and production of maize under semi-arid and humid tropical conditions. *Agronomie* 24, 383-395.
- Scopel E., Triomphe B., Affholder F., Macena Da Silva F.A., Corbeels M., Valadares Xavier J.H., Lahmar R., Recous S., Bernoux M., Blanchart E., de Carvalho Mendes I., de Tourdonnet S., 2013. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33, 113-130.
- Shipitalo M.J., Malone R.W., Ma L., Nolan B.T., Kanwar R.S., Shaner D.L., Pederson C.H., 2016. Corn stover harvest increases herbicide movement to subsurface drains - Root Zone Water Quality Model simulations: Simulated effect of stover harvest on herbicide movement to tile drains. *Pest Management Science* 72, 1124-1132.
- Smith J., Smith P., Addiscott T., 1996. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. *NATO ASI Series* 38, 181-199.
- Sohrabi T.M., Shirmohammadi A., Montas H., 2002. Uncertainty in nonpoint source pollution models and associated risks. *Environmental Forensics* 3, 179-189.
- Steffens K., Larsbo M., Moeys J., Jarvis N., Lewan E., 2013. Predicting pesticide leaching under climate change: Importance of model structure and parameter uncertainty. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 172, 24-34.
- Steffens K., Larsbo M., Moeys J., Kjellström E., Jarvis N., Lewan E., 2014. Modelling pesticide leaching under climate change: parameter vs. climate input uncertainty. *Hydrology and Earth System Science* 18, 479-491.
- Tiktak A., de Nie D., Piñeros Garcet J., Jones A., Vanclooster M., 2004. Assessment of the pesticide leaching risk at the Pan-European level. The EuroPEARL approach. *Journal of Hydrology* 289, 222-238.
- Ugarte-Nano C.C., Nicolardot B., Ubertosi M., 2015. Near-saturated hydraulic conductivity measured on a swelling silty clay loam for three integrated weed management based cropping systems. *Soil and Tillage Research* 150, 192-200.
- Ugarte-Nano C.C., Nicolardot B., Quinche M., Munier-Jolain N., Ubertosi M., 2016. Effects of integrated weed management based cropping systems on the water retention of a silty clay loam soil. *Soil and Tillage Research* 156, 74-82.
- Vanderborght J., Tiktak A., Boesten J.J.T.I., Vereecken H., 2011. Effect of pesticide fate parameters and their uncertainty on the selection of 'worst-case' scenarios of pesticide leaching to groundwater. *Pest Management Science* 67, 294-306.
- Wallach D., Nissanka S.P., Karunaratne A.S., Weerakoon W.M.W., Thorburn P.J., Boote K.J., Jones, J.W. 2016. Accounting for both parameter and model structure uncertainty in crop model predictions of phenology: A case study on rice. *European Journal of Agronomy* (en ligne). DOI 10.1016/j.eja.2016.05.013.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « *Innovations Agronomiques* », la date de sa publication, et son URL)