

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

Laure Mamy, Lionel Alletto, Carole Bedos, Pierre Benoit, Eric Justes, Sabine-Karen Lammoglia, Jesús María Marín-Benito, Nicolas Munier-Jolain, Bernard Nicolardot, Valerie Pot-Genty, et al.

▶ **To cite this version:**

Laure Mamy, Lionel Alletto, Carole Bedos, Pierre Benoit, Eric Justes, et al.. 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, 2017, 59, pp.149-169. 10.15454/1.513849317956144E12 . hal-01595185

HAL Id: hal-01595185
https://hal.science/hal-01595185

Submitted on 27 May 2020

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

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



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

Innovations Agronomiques 59 (2017), 149-169

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

Mamy L.[1], Alletto L.[2], Bedos C.[1], Benoit P.[1], Justes E.[3], Lammoglia S.K.[1], Marín-Benito J.M.[1,4], Munier-Jolain N.[5], Nicolardot B.[5], Pot V.[1], Ubertosi M.[5], Barriuso E.[1]

[1] UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, F-78850 Thiverval-Grignon

[2] UMR AGIR, Université de Toulouse, INP-EI Purpan, 75 voie du TOEC, F-31076 Toulouse

[3] UMR AGIR, INRA, Auzeville, F-31326 Castanet-Tolosan

[4] IRNASA-CSIC, 40-52 Cordel de Merinas, E-37008 Salamanca, Espagne

[5] Agroécologie, AgroSup Dijon, 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. Rafaillac, G. Véricel
Agroécologie, AgroSup Dijon, CNRS, INRA, Université Bourgogne Franche-Comté : M. Buthiot, A. Coffin, R. Dairon, F. Lombard, E. Pimet, C. Ugarte-Nano
UMR Agronomie, INRA : C. Colnenne, T. Doré, G. Grandeau, D. Le Floch, D. Makowski, V. Tanneau
Domaine Expérimental d'Epoisses, INRA : M.-H. Bernicot, P. Farcy, P. Marget
Unité expérimentale GCIE, INRA : N. Strehl, M. Leleu, S. Darras, E. Hanocq
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) : N. Jarvis, M. Larsbo, J. Moeys
Fera Science Ltd. (FERA), Sand Hutton, York (Royaume-Uni) : M.C. Kennedy, A.D.M. Hart

Résumé

Dans le contexte Ecophyto de la diminution du recours aux produits phytosanitaires, le projet ECoPESt a pour objectifs (1) d'évaluer et de comparer les performances environnementales et sanitaires de systèmes de culture conçus avec l'objectif de réduire l'usage des pesticides, (2) d'établir un lien entre pratiques, pression et impacts des pesticides, (3) d'identifier les systèmes permettant de réduire les impacts liés à l'utilisation des pesticides et de préserver les services écosystémiques (notamment services d'approvisionnement et de régulation) et (4) d'élaborer une démarche d'évaluation a priori des performances des systèmes, basée sur des approches de modélisation. L'évaluation des impacts des pesticides sur l'environnement (i.e. concentrations dans les eaux souterraines observées et simulées avec les modèles MACRO, PEARL, PRZM et STICS-MACRO) et sur la santé humaine (estimés avec le modèle BROWSE) a montré qu'indépendamment du système de culture conventionnel de référence considéré, les systèmes basés sur les techniques culturales sans labour tendraient à augmenter les impacts potentiels sur la santé en raison de la multiplication du nombre de traitements herbicides et qu'ils présentent aussi les risques les plus élevés de contamination des eaux souterraines par les pesticides. En revanche, les systèmes innovants tels que les systèmes visant une réduction de 50 % de l'IFT (indicateur de fréquence de traitements) par rapport aux systèmes conventionnels correspondants, basés notamment sur des rotations et non sur des monocultures, et les systèmes de culture privilégiant les techniques de désherbage mécanique permettraient de réduire de façon significative les impacts sur

la santé et sur l'environnement. Ce projet a par ailleurs confirmé le lien direct entre usage des pesticides (i.e. pratiques et pression associée) et impacts sur l'environnement et la santé.

Mots-clés : Systèmes de culture, Pesticides, Pratiques, Pression, Impact, IFT, Modélisation, Environnement, Santé.

Abstract: Assessment and comparison of the impacts on the environment and on human health of pesticides used in conventional and innovative cropping systems: main results of the ECoPESt project

In the context of the French Ecophyto programme which aims at reducing the use of pesticides, the objectives of the ECoPESt project were (1) to assess and to compare the environmental and health performances of innovative cropping systems designed to reduce pesticides use, (2) to relate agricultural practices, pesticides pressure and impacts, (3) to identify the cropping systems allowing to decrease the impacts on the environment and on human health, and to preserve the ecosystem services of regulating and provisioning, and (4) to develop a new approach, based on modelling, to a priori assess the performances of cropping systems. The assessment of the impacts of the pesticides on the environment (i.e. observed, and MACRO, PEARL, PRZM and STICS-MACRO simulated groundwater concentrations) and on human health (assessed with the BROWSE model) showed, independently of the considered conventional reference cropping system, that systems based on reduced tillage (or no-till) would tend to increase the potential impacts on human health because of an increase in pesticide applications, and that they also lead to the highest risks of groundwater contamination by pesticides. On the contrary, innovative cropping systems such as those targeting a 50% decrease in the TFI (treatment frequency index) compared to the reference systems, and the systems based on mechanical weeding (i.e. no herbicide systems) allowed to reduce the impacts on human health and on the environment. This project confirmed the relationship between pesticides use (i.e. agricultural practices and associated pesticides pressure) and impacts on environment and human health.

Keywords: Cropping systems, Pesticides, Agricultural practices, Pressure, Impact, TFI, Modelling, Environment, Health.

Introduction

L'objectif du plan Ecophyto est de diminuer d'une manière significative le recours aux produits phytosanitaires, tout en continuant à assurer un niveau de production élevé en quantité et en qualité (Ecophyto II, 2015). Seule une combinaison de différentes techniques culturales peut remplacer, au moins en partie, la protection chimique et cette combinaison implique le plus souvent la re-conception du système de culture (Butault et *al.*, 2010). La réduction de la dépendance aux pesticides peut ainsi reposer sur de nombreux leviers d'action : variétés résistantes aux pressions biotiques, nature et durée des rotations de cultures, implantation de cultures de service (cultures intermédiaires, plantes compagnes, en relais…) (Mortensen et *al.*, 2000 ; Hossard et *al.*, 2016). Cependant, compte tenu de la diversité des contextes agronomiques, pédologiques et climatiques, un grand nombre de systèmes de culture peut être conçu et il est impossible de réaliser des expérimentations en conditions réelles de plein champ pour étudier chacun de ces systèmes. Il est donc nécessaire de disposer d'outils pour évaluer *ex ante* les impacts liés à l'utilisation des pesticides dans les systèmes de culture.

Dans ce cadre, les objectifs du projet ECoPESt consistent à : (1) évaluer et comparer les performances environnementales et sanitaires de systèmes de culture conçus avec l'objectif de réduire l'usage des pesticides (systèmes basés notamment sur des rotations allongées et diversifiées, des cultures intermédiaires, des cultures associées…), (2) établir un lien entre pratiques, pression et impacts des pesticides et identifier les systèmes présentant le moins d'impacts sur l'environnement et sur la santé

afin de préserver les services écosystémiques (notamment services d'approvisionnement et de régulation).
Ce projet a été mené en étroite interaction avec le projet Perform (APR PSPE1) qui a complété le développement d'un outil basé sur un modèle de culture et sur un modèle « pesticides » (STICS-MACRO), a permis d'étudier la sensibilité des outils de modélisation aux paramètres décrivant les systèmes de culture et analysé les incertitudes associées aux paramètres les plus influents.

1. Description et caractérisation des systèmes de culture étudiés

1.1 Pratiques agricoles

Le projet ECoPESt est basé sur 3 sites expérimentaux (Tableau 1) : Dijon-Epoisses (nommé « Dijon ») (Munier-Jolain et *al*., 2008 ; Chikowo et *al*., 2009), Toulouse-Auzeville (« Auzeville ») (Peyrard et *al*., 2016) et Toulouse-Lamothe (« Lamothe ») (Giuliano et *al*., 2016). La diversité des systèmes et des contextes pédoclimatiques couverte par ces sites permet d'explorer des stratégies contrastées, avec une grande variabilité des systèmes, des sols et du climat. Au total, 11 systèmes de culture innovants et 3 systèmes conventionnels ont été testés (le système conventionnel d'Auzeville n'est toutefois pas instrumenté pour la mesure des quantités d'eau drainées ni par conséquent des concentrations en pesticides).

Tableau 1 : Description des sites expérimentaux de Dijon, Auzeville et Lamothe et des systèmes de culture expérimentés et étudiés dans le projet ECoPESt

	Dijon	**Auzeville**	**Lamothe**
Année de mise en place	2000	2011	2011
Objectifs	Réduire l'usage des herbicides	Réduire l'usage des pesticides et des engrais	Réduire l'usage des pesticides et de l'eau
Type de sol	Argileux à argilo-limoneux	Alluvions de bas coteaux pour partie argilo-calcaire	Limoneux-argileux (vallée alluviale de la Garonne)
Surface d'une parcelle (ha)	2	0.3	0.08
Système conventionnel	Colza - Blé - Orge	Blé dur - Tournesol (en sec)	Monoculture de maïs irriguée
Systèmes innovants	■ Protection intégrée sans labour en semis direct sous couvert (S2) ■ Protection intégrée sans désherbage mécanique (S3) ■ Protection intégrée typique (S4) ■ Sans herbicide (S5)	■ Bas intrants (BI) ■ Bas intrants, cultures intermédiaires (BI-CI) ■ Très bas intrants avec cultures associées (TBI) ■ Très bas intrants avec cultures associées, cultures intermédiaires (TBI-CI)	■ Bas intrants avec désherbage mécanique, cultures intermédiaires (MM_{BI}) ■ Techniques culturales sans labour, cultures intermédiaires (MM_{TCSL}) ■ Rotation courte, cultures intermédiaires (RC)
Mesure des transferts de pesticides	Lysimètres à mèche Lysimètres à plaque poreuse Bougies poreuses ➡ 50 cm de profondeur	Lysimètres à plaque poreuse ➡ 100 cm de profondeur	Lysimètres à plaque poreuse ➡ 100 cm de profondeur

1.2 Pression liée aux pesticides utilisés dans les systèmes de culture

La pression liée aux pesticides dans chaque système de culture a été caractérisée par l'indicateur de fréquence de traitements (IFT). Les IFT ont été calculés par saison culturale, puis la moyenne des IFT de l'ensemble des saisons culturales (2001 à 2015 pour Dijon, 2012 à 2015 pour Auzeville et Lamothe) a été déterminée (Figure 1). Les IFT tiennent compte des traitements de semences et des régulateurs de croissance mais n'intègrent que les pesticides organiques de synthèse (par exemple, les traitements à base de phosphate ferrique ont été exclus des calculs).

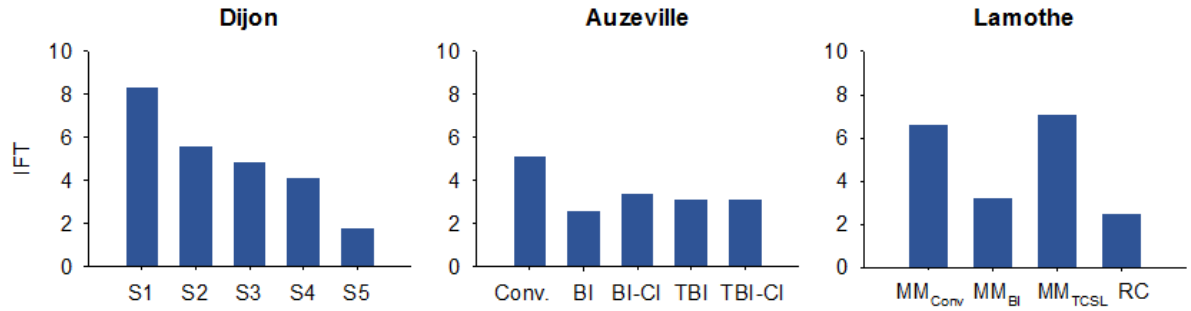


Figure 1 : IFT moyens des systèmes de culture expérimentés sur les sites de Dijon (S1 : Rotation colza-blé-orge conventionnelle, S2 : Protection intégrée (PI) sans labour en semis direct sous couvert, S3 : PI sans désherbage mécanique, S4 : PI typique, S5 : Sans herbicide), Auzeville (Conv. : Rotation blé dur-tournesol conventionnelle, BI : Bas intrants, TBI : Très bas intrants, CI : Cultures intermédiaires) et Lamothe (MM_{Conv} : Monoculture de maïs irriguée conventionnelle, MM_{BI} : Bas intrants, MM_{TCSL} : Techniques culturales sans labour, RC : Rotation courte).

Sur le site de Dijon, les IFT des systèmes innovants diminuent par rapport à l'IFT du système conventionnel colza-blé-orge (S1) avec l'introduction des divers leviers d'action (Figure 1, Tableau 1). En particulier, le système « Sans herbicide » S5 permet d'obtenir la plus forte réduction de l'IFT : 79%, contre 33% pour S2, 42% pour S3 et 52% pour S4.
Sur le site d'Auzeville, les quatre systèmes innovants testés permettent de réduire l'IFT par rapport au système conventionnel blé dur-tournesol (Figure 1) : réduction de 49% de l'IFT pour BI, 34% pour BI-CI et 39% pour les deux systèmes TBI. L'introduction d'une culture intermédiaire dans le système bas intrants (BI-CI) fait augmenter l'IFT par rapport au système restant en sol nu pendant l'interculture (BI) à cause d'applications de glyphosate avant l'implantation de la culture principale. Les IFT plus élevés des systèmes TBI par rapport au système BI sont dus, quant à eux, aux traitements de semences : lorsqu'il y a deux cultures associées, il y a deux fois plus de traitements de semences que dans le cas d'une seule culture (systèmes BI). Toutefois, bien que l'IFT soit plus élevé, les quantités totales de pesticides apportées en traitement de semences sont légèrement inférieures dans les systèmes TBI (145 g en 4 ans) que dans les systèmes BI (153 g). Cet exemple illustre une des limites de l'IFT : plusieurs applications à faibles doses peuvent paraître plus défavorables qu'une seule application à forte dose.
Enfin, sur le site de Lamothe (systèmes basés sur la monoculture de maïs), les systèmes MM_{BI} et RC permettent de réduire l'IFT de 51% et 63%, respectivement, tandis qu'inversement le système MM_{TCSL} conduit à une augmentation de 7% de l'IFT par rapport au système conventionnel MM_{Conv} (Figure 1). Ce résultat est essentiellement dû à des applications de glyphosate. Au regard de l'IFT, le système RC (introduction d'espèces en rotation courte) apparaît donc comme le plus prometteur.

2. Impacts sur l'environnement des pesticides utilisés dans les systèmes de culture

2.1 Mesure des concentrations en pesticides dans l'eau drainée

Dans le cas des systèmes basés sur la rotation colza-blé-orge (Dijon), deux systèmes se distinguent des autres et semblent limiter la lixiviation des pesticides : le système « Protection intégrée sans désherbage mécanique » (S3) et le système « Sans herbicide » (S5) (Tableau 2).
Sur le site d'Auzeville, le nombre de pesticides détectés dans le système « Très bas intrants avec cultures associées et cultures intermédiaires » (TBI-CI) est moins élevé que dans les autres systèmes (Tableau 2). Ce système a un IFT plus faible que celui du système conventionnel et du système BI-CI (Figure 1).
Dans le cas du site de Lamothe, le système « Rotation courte » (RC) est celui dans lequel le nombre de pesticides retrouvés dans l'eau est le plus faible, ce qui correspond aussi au plus faible IFT (Tableau 2, Figure 1). En revanche, 6 pesticides différents sont détectés dans le système « Techniques culturales sans labour » (MM_{TCSL}), comme dans le système conventionnel (Tableau 2).

La majeure partie des pesticides détectés dans les eaux drainées sont des herbicides (Tableaux 2 et 3). Ces résultats rejoignent les mesures réalisées au niveau national (CGDD, 2016). D'autre part, les pesticides détectés dans les trois sites figurent aussi parmi ceux qui sont les plus détectés en France métropolitaine : glyphosate et son métabolite l'AMPA (acide aminométhylphosphonique), S-métolachlore, boscalide, isoproturon et imidaclopride (Tableau 2 ; CGDD, 2016). Treize des 20 substances retrouvées ont en effet une mobilité élevée à très élevée, avec un coefficient d'adsorption Kfoc inférieur à 150 (classification de Mc Call et *al.*, 1980) ; 4 pesticides ont une mobilité moyenne (150 < Kfoc < 500) ; 3 ont une mobilité faible à très faible (500 < Kfoc < 5000) et 1 pesticide, le glyphosate, est considéré comme immobile (Kfoc > 5000) (Tableau 3). Malgré sa très faible mobilité, ce dernier est le pesticide le plus fréquemment retrouvé dans les eaux en France (CGDD, 2016) et, dans le cadre de cette étude, il a en effet été détecté dans les lysimètres, de même que l'AMPA. D'une manière générale, le transfert vers les eaux souterraines des pesticides fortement adsorbés comme le glyphosate est dû à une combinaison de phénomènes de transports préférentiels consécutifs à des épisodes de précipitations intenses et à du transport particulaire (Vereecken, 2005).

Enfin, lorsque les mêmes pesticides ont été détectés dans plusieurs parcelles et que les dates d'application et de mesures sont cohérentes, les effets du type de sol sur la lixiviation des pesticides ont pu être analysés : les propriétés les plus influentes s'avèrent être les teneurs en carbone organique, argile et sable et le pH.

Tableau 2 : Nombre de pesticides appliqués et recherchés et pesticides détectés dans les systèmes des sites de Dijon (S1 : Rotation colza-blé-orge conventionnelle, S2 : Protection intégrée (PI) sans labour en semis direct sous couvert, S3 : PI sans désherbage mécanique, S4 : PI typique, S5 : Sans herbicide), Auzeville (systèmes basés sur la rotation blé-dur tournesol conventionnelle : BI : Bas intrants, TBI : Très bas intrants, CI : Cultures intermédiaires) et Lamothe (MM_{Conv} : Monoculture de maïs conventionnelle, MM_{BI} : Bas intrants, MM_{TCSL} : Techniques culturales sans labour, RC : Rotation courte). AMPA : Acide aminométhylphosphonique (métabolite du glyphosate).

Site	Système	Nombre de pesticides différents appliqués	Nombre de pesticides + métabolites recherchés	Pesticides + métabolites détectés
Dijon	S1*	58	50 + 2	Boscalide, Isoproturon, Quinmérac
	S2	48	43 + 1	2,4-D, Azoxystrobine, Bentazone, Boscalide, Glyphosate
	S3	44	38 + 1	Imazamox
	S4	46	41 + 1	Azoxystrobine, Cyproconazole, Florasulame, Glyphosate
	S5	19	17	Boscalide
Auzeville	BI	10	10 + 1	Flurochloridone, Prothioconazole, S-métolachlore
	BI-CI	14	8	Imidaclopride , Prothioconazole, S-métolachlore
	TBI	8	8 + 1	Métalaxyl M, Prothioconazole, S-métolachlore
	TBI-CI	7	7	Prothioconazole, S-métolachlore
Lamothe	MM_{Conv}	10	10	Dicamba, Mésotrione, Métaldéhyde, Nicosulfuron, S-métolachlore, Thiaméthoxame
	MM_{BI}	8	7 + 1	Glyphosate + AMPA, Mésotrione, Nicosulfuron, S-métolachlore, Thiaméthoxame
	MM_{TCSL}	13	11 + 1	Glyphosate + AMPA, Mésotrione, Métaldéhyde, Nicosulfuron, S-métolachlore, Thiaméthoxame
	RC	13	11	Mésotrione, S-métolachlore, Thiaméthoxame

* Des remontées de nappe ont inondé les lysimètres limitant le nombre de mesures.

Tableau 3 : Principales caractéristiques physico-chimiques des pesticides et métabolite (AMPA) détectés et modélisés (PPDB, 2016, sauf indication contraire). Kfoc : Coefficient d'adsorption de Freundlich rapporté à la teneur en carbone organique du sol, nf : Exposant de Freundlich, DT50 : Durée de demi-vie de dégradation, H : Herbicide, F : Fongicide, I : Insecticide, M : Molluscicide.

Pesticide (fonction)	Masse molaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg/l)	Kfoc (-)	nf (-)	DT50 à 20°C (jours)
2,4-D (H)	221.0	24300	24	0.83	4
Azoxystrobine (F)	403.4	6.7	423	0.85	84
Bentazone (H)	240.3	570	59.6	0.93	20
Boscalide (F)	343.2	4.6	772	0.86	246
Cyproconazole (F)	291.8	93	364	0.86	142
Dicamba (H)	221.0	250000	12.4	0.74	4
Florasulame (H)	359.3	6360	20.4	0.94	2
Flurochloridone (H)	312.1	21.9	700	0.90	53
Glyphosate (H)	169.1	10500	16331	0.86	15
AMPA (Métabolite du glyphosate)	111.0	1466561	9664	0.81	121
Imazamox (H)	305.3	626000	11.6	0.94	200
Imidaclopride (I)	255.7	610	225	0.80	187
Isoproturon (H)	206.3	70.2	122	0.80	12
Mésotrione (H)	339.3	1500	83.3	0.94	20
Métaldéhyde (M)	176.2	188	77	0.93	5
Métalaxyl M (F)	279.3	26000	79	0.95	6
Nicosulfuron (H)	410.4	7500	21	0.93	16
Prothioconazole (F)	344.3	300	2556	0.88	0.5
Quinmérac (H)	221.6	107000	86	0.88	17
S-métolachlore (H)	283.8	480	226	1.06	14
Thiaméthoxame (I)	291.7	4100	54	0.88*	121

* Thiamethoxam, Document MC-P, Section 9 (2015)

2.2. Modélisation des concentrations en pesticides dans l'eau drainée

Pour évaluer les risques de contamination de l'environnement (eaux souterraines en particulier) par les pesticides, nous avons choisi d'utiliser les modèles MACRO (Water and solute transport in macroporous soils, Larsbo et Jarvis, 2003), PEARL (Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales, Leistra et *al.*, 2001) et PRZM (Pesticide Root Zone Model, Carsel et *al.*, 1998) parce qu'ils sont complémentaires par les processus qu'ils décrivent et parce qu'ils sont utilisés au niveau européen dans le cadre de l'homologation des pesticides (Tableau 4).

Tableau 4 : Synthèse des principaux processus décrits par MACRO, PEARL et PRZM

Processus	MACRO	PEARL	PRZM
Hydrologie	Micropores : Equation de Richards Macropores : Gravité	Equation de Richards	Réservoirs
Rétention	Linéaire, Freundlich Instantanée ou cinétique	Linéaire, Freundlich Instantanée et non-équilibre	Linéaire, Freundlich Instantanée ou cinétique
Dégradation	Cinétique d'ordre 1	Cinétique d'ordre 1	Cinétique d'ordre 1 ou biphasique
Volatilisation	-	A partir du sol et de la surface des feuilles	A partir du sol et de la surface des feuilles
Transport des solutés	Micropores : Convection-Dispersion Macropores : Convection	Convection-Dispersion	Convection et dispersion numérique
Erosion	-	-	Equation universelle modifiée de perte des sols
Ruissellement	-	-	Technique des «Curve numbers»
Croissance de la culture	Linéaire : Hauteur, LAI (indice de surface foliaire) et enracinement initiaux et maximaux	LAI et enracinement fonction du stade de développement	Linéaire : Hauteur, taux de couverture et enracinement maximaux

L'évaluation des performances environnementales des systèmes de culture est basée sur des mesures de concentrations en pesticides à l'échelle de la parcelle (Cf. 2.1) et sur l'estimation de ces concentrations avec MACRO, PEARL et PRZM. La représentation des pratiques culturales étant assez peu détaillée dans ces modèles, une des questions centrales de ce travail a porté sur leur capacité à simuler correctement les flux d'eau et de pesticides dans le contexte de systèmes de culture innovants. Dans un premier temps, la performance des trois modèles a été comparée en les paramétrant de manière identique et en autorisant une phase de calage. Puis, dans un deuxième temps, chacun des trois modèles a été paramétré en suivant les recommandations de différents guides et en utilisant des bases de données, sans procéder à une phase de calage, afin de tester si une procédure de paramétrage « simplifiée » permet d'obtenir des résultats satisfaisants. Enfin, comme MACRO, PEARL et PRZM ne permettent pas de décrire les pratiques agricoles complexes mises en place dans les systèmes innovants (présence d'un mulch, cultures associées…), nous avons choisi de développer une nouvelle approche de modélisation combinant l'utilisation d'un modèle de culture, STICS, et d'un modèle « pesticides » MACRO.

2.1.1 Comparaison rigoureuse de la performance des modèles MACRO, PEARL et PRZM

Cette phase de test s'est basée sur le système « Monoculture de maïs irriguée conventionnelle » (MM_{Conv}) du site de Lamothe. Les trois modèles ont été paramétrés avec toutes les données expérimentales disponibles spécifiques au site (propriétés des sols, itinéraires techniques…). Les données manquantes ont été obtenues à partir de la bibliographie et de fonctions de pédo-transfert (FPT). Les données climatiques proviennent d'une station météorologique située sur le site. Les détails du paramétrage sont disponibles dans l'article de Marín-Benito et *al.* (2014). Une phase de calage des modèles s'est avérée nécessaire car le paramétrage initial a conduit à des valeurs simulées parfois très différentes des valeurs observées : (1) calage de la dynamique de l'eau pour MACRO et PEARL ; (2) calage des paramètres relatifs au comportement de la mésotrione dans l'environnement pour les trois modèles (Marín-Benito et *al.*, 2014).

Une étape fondamentale avant de comparer les concentrations en pesticides simulées aux concentrations observées consiste à tester la capacité des modèles à bien représenter le bilan hydrique. En effet, celui-ci va conditionner la modélisation des concentrations en pesticides. Les résultats ont montré qu'aucun des trois modèles n'est capable de reproduire correctement la dynamique des transferts d'eau et les quantités d'eau drainées (Figure 2). Ces dernières sont surestimées 2.2 fois par MACRO, 2.5 fois par PEARL et 6.6 fois par PRZM (Marín-Benito et *al.*, 2014).

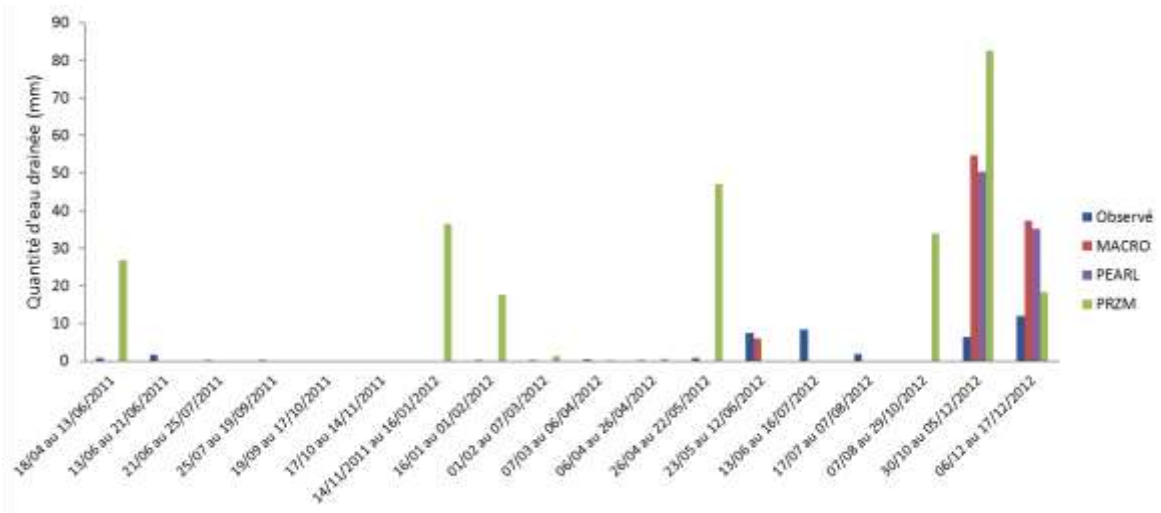


Figure 2 : Quantités d'eau drainées observées (■) et simulées par MACRO (■), PEARL (■) et PRZM (■). Site de Lamothe, système « Monoculture de maïs irriguée conventionnelle » MM_{Conv} (Marín-Benito et *al.*, 2014).

Aussi bien pour le S-métolachlore que pour la mésotrione, les modèles ont tendance à sous-estimer les concentrations par rapport aux données expérimentales (Figure 3). Toutefois, tous les modèles surestiment la concentration en S-métolachlore observée en décembre 2012 et PRZM surestime les concentrations en mésotrione observées en octobre et décembre 2012 (Figure 3). PRZM est le modèle qui prédit les concentrations en pesticides les plus élevées, probablement parce qu'il surestime les flux d'eau verticaux. Ceci est souvent observé pour les modèles capacitifs (Tableau 4) (Beulke et *al*., 2001). Dans tous les cas, il faut néanmoins souligner que les concentrations simulées restent du même ordre de grandeur que les observations (Marín-Benito et *al*., 2014).

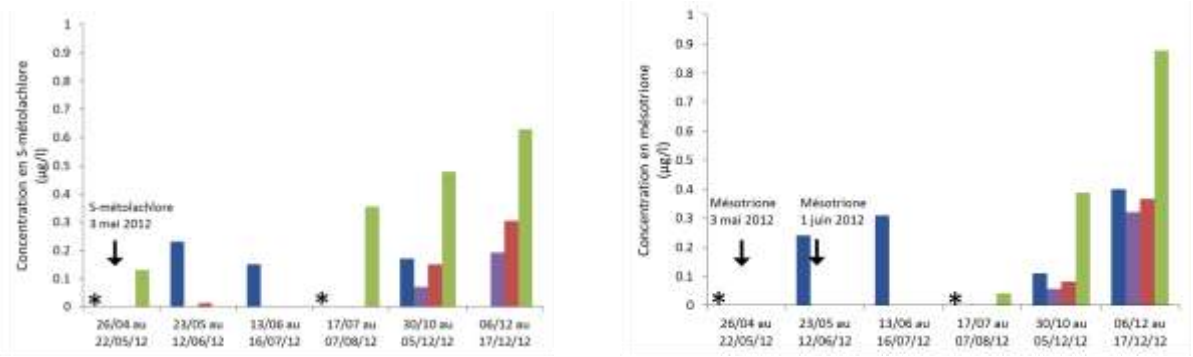


Figure 3 : Concentrations moyennes en S-métolachore et mésotrione dans l'eau drainée, observées (■) et simulées par MACRO (■), PEARL (■) et PRZM (■). Site de Lamothe, système « Monoculture de maïs irriguée conventionnelle » MM_{Conv}. « ↓ » : Date d'application de l'herbicide, « * » : Absence de mesure (volumes d'eau dans les lysimètres trop faibles pour réaliser des analyses) (Marín-Benito et *al.*, 2014).

Ainsi, ces résultats montrent que bien que MACRO et PEARL tendent à surestimer les quantités d'eau drainées, ils sont néanmoins capables de reproduire correctement les concentrations observées des pesticides à 1 m de profondeur, mais après une phase de calage de certains paramètres d'entrée. En cas de transfert préférentiel, MACRO devra toutefois être privilégié.

2.1.2 Test de la performance des modèles avec un paramétrage « simplifié » et sans calage

Dans cette deuxième phase de test, les modèles ont été paramétrés en utilisant les guides d'utilisateurs, les documents guides existants (FOCUS, 2000 ; Beulke et *al.*, 2002 ; Jarvis et *al.*, 2007) et des données directement accessibles dans des bases de données (Agritox, 2016 ; PPDB, 2016). En effet, les utilisateurs des modèles disposent rarement de l'ensemble des valeurs des paramètres correspondant aux situations qu'ils veulent modéliser. Par ailleurs, lorsque les modèles sont utilisés pour évaluer les risques *a priori* dans des contextes nouveaux, aucune mesure n'est généralement disponible.
Nous avons distingué deux cas, les systèmes sans mulch et les systèmes avec mulch (système «Techniques culturales sans labour » (MM_{TCSL}) du site de Lamothe, Tableau 1), car MACRO, PEARL et PRZM ne disposant pas de module « mulch », il a fallu développer une méthode spécifique.

- **Systèmes de culture sans mulch**

Sans calage, les trois modèles ne représentent pas bien la dynamique du transfert d'eau (Tableau 5). D'une manière générale, MACRO et PEARL sous-estiment les quantités d'eau drainées, sauf dans le cas du système BI à Auzeville où ils les surestiment, et PRZM tend au contraire à surestimer les quantités d'eau drainées (Tableau 5). Il est intéressant de noter que les trois modèles, pourtant différents dans leurs formalismes, conduisent à des résultats similaires dans plusieurs cas : ils sous-

estiment les quantités d'eau dans les cas de S3, BI-CI, MM_{BI} et RC, ils surestiment ces quantités dans le cas du système BI et ils fournissent des résultats proches des observations dans le cas de MM_{Conv} (Tableau 5).

Plusieurs hypothèses peuvent expliquer que, lorsque les modèles ne sont pas calés, ils sous-estiment les quantités d'eau observées: (1) les flux latéraux susceptibles d'avoir alimenté les lysimètres ne sont pas simulés par ces modèles 1D (Marín-Benito et *al.* 2014) ; (2) les lysimètres peuvent avoir capté plus d'eau qu'attendu, en particulier lorsque les conditions sont très humides, ce qui a été le cas à plusieurs reprises dans les trois sites (Louie et *al.*, 2000 ; Cattan et *al.*, 2007) ; (3) dans le modèle MACRO, les précipitations journalières sont converties en précipitations horaires à partir d'un facteur égal à 2 mm/h, or ce facteur peut être plus élevé lors d'évènements pluvieux intenses qui peuvent entraîner des flux préférentiels (McGrath et *al.*, 2009; Moeys et *al.*, 2012); (4) les lysimètres à plaque poreuse et à mèche commencent à collecter de l'eau à des potentiels plus faibles qu'en drainage libre tel que simulé par MACRO où l'eau ne percole que lorsque le sol est quasiment saturé. Par conséquent les lysimètres collectent plus d'eau que ce qui est simulé.

Au final, MACRO et PEARL présentent les meilleures performances, le modèle PRZM étant systématiquement le moins bon des trois modèles. En effet, dans PRZM, la description du transfert d'eau est basée sur une approche capacitive alors que dans MACRO et PEARL c'est l'équation de Richards qui est utilisée (Tableau 4). Ces résultats rejoignent ceux de Marín-Benito et *al.* (2014) (Cf 2.1.1).

Tableau 5 : Indices statistiques* permettant d'évaluer la performance de MACRO, PEARL et PRZM à simuler le drainage observé de l'eau dans les différents systèmes de culture expérimentés à Dijon, Auzeville et Lamothe. EF : Efficience, CRM : Coefficient de la masse résiduelle, PI : Protection intégrée, CI : Cultures intermédiaires.

Site	**Système**	**MACRO**		**PEARL**		**PRZM**	
		EF	CRM	EF	CRM	EF	CRM
Dijon	S1 : Colza-blé-orge conventionnel	-0.55	0.88	-0.56	0.85	-4.05	-0.68
	S2 : PI sans labour en semis direct	-0.74	0.28	-1.48	0.07	-2.67	-0.14
	S3 : PI sans désherbage mécanique	0.06	0.36	0.02	0.39	0.05	0.48
	S4 : PI typique	-0.75	0.75	-0.68	0.73	-3.83	-0.53
	S5 : Sans herbicide	nd	nd	-0.37	0.85	-1.01	-0.80
Auzeville	BI : Bas intrants	-21.3	-3.19	-9.75	-2.59	-9.75	-1.8
	BI-CI : Bas intrants avec CI	-5.82	0.75	-5.90	0.87	-2.21	0.32
	TBI : Très bas intrants	nd	nd	-0.54	0.78	-2.79	-1.21
	TBI-CI : Très bas intrants avec CI	nd	nd	-0.39	0.79	2.83	-0.53
Lamothe	MM_{Conv} : Monoculture de maïs conventionnelle	-2.27	-0.15	-2.23	-0.09	-4.03	0.11
	MM_{BI} : Bas intrants	-0.55	0.94	-0.59	0.96	-0.66	0.89
	RC : Rotation courte	-0.51	0.76	-0.79	0.78	-0.46	0.83

*La performance des modèles a été évaluée de manière quantitative en calculant EF (Nash et Sutcliffe, 1970) et CRM (Smith et *al.*, 1996).
nd : Non déterminé (pas de percolation d'eau simulée à 1 m de profondeur)

La dynamique observée des concentrations en pesticides n'est, de même, pas correctement représentée par les modèles et ils ont tendance à sous-estimer les concentrations, en particulier celles des pesticides peu mobiles ou peu persistants (Tableaux 3 et 6). Inversement, les modèles tendent à surestimer les concentrations des pesticides très mobiles et persistants tels que l'imazamox (Tableaux 3 et 6). Ils simulent par ailleurs des concentrations systématiquement égales à 0 pour les pesticides ayant des Kfoc supérieurs à 150 (i.e. azoxystrobine, glyphosate, prothioconazole…) (Tableau 3) car ceux-ci sont majoritairement sujets au transport particulaire qui n'est pas représenté dans les modèles.

Sans calage, ces modèles sont probablement plus adaptés pour estimer des concentrations moyennes sur des pas de temps longs que sur des pas de temps courts. Ce résultat a été également observé par Lammoglia et *al.* (2017a).

Au final, en considérant les résultats obtenus pour la modélisation de la dynamique de l'eau et des concentrations en pesticides, MACRO est plus performant que les autres modèles dans un plus grand nombre de cas, suivi de PEARL et enfin de PRZM.

Tableau 6 : Modélisation avec MACRO, PEARL et PRZM des concentrations en pesticides observées dans les eaux drainées à Dijon (S1 : Rotation colza-blé-orge conventionnelle, S2 : Protection intégrée (PI) sans labour en semis direct sous couvert, S3 : PI sans désherbage mécanique, S4 : PI typique, S5 : Sans herbicide), Auzeville (Systèmes basés sur la rotation blé-dur tournesol conventionnelle : BI : Bas intrants, TBI : Très bas intrants, CI : Cultures intermédiaires) et Lamothe (MM_{Conv} : Monoculture de maïs conventionnelle, MM_{BI} : Bas intrants, MM_{TCSL} : Techniques culturales sans labour, RC : Rotation courte). < : Le modèle sous-estime les concentrations observées (en général d'un facteur 100 au moins), = : Les concentrations simulées sont du même ordre de grandeur que les concentrations observées, > (× x) : Le modèle surestime les concentrations observées d'un facteur x.

Site	Système de culture	Pesticide	MACRO	PEARL	PRZM
Dijon	S1	Boscalide, Isoproturon, Quinmérac	<	<	<
	S2	Bentazone	=	> (× 9)	<
		2,4-D	> (× 8)	<	<
		Azoxystrobine, Boscalide, Glyphosate	<	<	<
	S3	Imazamox	> (× 21)	> (× 12)	> (× 27)
	S4	Azoxystrobine, Cyproconazole, Florasulame, Glyphosate	<	<	<
	S5	Boscalide	nd	> (× 23)	<
Auzeville	BI	Flurochloridone, Prothioconazole, S-métolachlore	<	<	<
	BI-CI	Imidaclopride, Prothioconazole, S-métolachlore	<	<	<
	TBI	Métalaxyl M, Prothioconazole, S-métolachlore	nd	<	<
	TBI-CI	Prothioconazole, S-métolachlore	nd	<	<
Lamothe	MM_{Conv}	Dicamba	<	<	<
		Mésotrione, Métaldéhyde, Nicosulfuron, S-métolachlore	<	<	<*
		Thiaméthoxame	=	=	<
	MM_{BI}	Glyphosate + AMPA, Mésotrione, Nicosulfuron, S-métolachlore, Thiaméthoxame	<	<	<
	RC	Mésotrione, S-métolachlore	<	<	<
		Thiaméthoxame	=	<	<

nd : MACRO ne simule aucun transfert d'eau pendant les périodes correspondant aux mesures.
* PRZM sous-estime les concentrations mais simule néanmoins un pic de concentration élevé.

- **Systèmes de culture avec mulch**

Pour développer une méthode permettant de simuler le mulch du système « Techniques culturales sans labour » (MM_{TCSL}) de Lamothe dans les modèles « pesticides », ainsi que ses effets sur le bilan hydrique et les transferts de pesticides, nous nous sommes focalisés sur MACRO, car il est plus performant que PEARL et PRZM (Cf résultats précédents), et sur le S-métolachlore pour lequel la série de données (i.e. concentrations mesurées) était la plus complète. Ce travail réalisé par Marín-Benito et *al.* est en cours de publication.

Le mulch du système MM_{TCSL} est essentiellement composé des résidus des cultures intermédiaires avoine et vesce. Afin de représenter ce mulch dans MACRO, un horizon de sol fictif de 5 cm d'épaisseur a été défini, contenant 43% de carbone organique (Cassigneul et *al.*, 2016). Les valeurs

des paramètres caractérisant les propriétés hydrodynamiques de cet horizon ont ensuite été obtenues à partir de Wösten et *al.* (1999). La DT50 et le Koc du S-métolachlore dans le mulch ont été mesurés au laboratoire.
Puis, pour modéliser les effets du mulch sur le bilan hydrique, nous avons dû procéder au calage de l'évapotranspiration potentielle (ETP). L'effet d'un mulch sur la dynamique de l'eau étant principalement contrôlé par l'ETP (Findeling et *al.*, 2007), l'ETP correspondante au mulch, ETP_{Mulch}, a été estimée à partir de l'ETP de référence ETP_0 et d'un facteur correctif, km, selon l'équation suivante (avec kc : facteur cultural) :
$ETP_{Mulch} = (ETP_0 \times kc) \times km$.
Les valeurs de kc ont été extraites de FOCUS (2000). Les valeurs de km ont été déterminées en calant les volumes d'eau drainés simulés sur les volumes mesurés. L'ETP_{Mulch} ainsi calculée a ensuite été utilisée en entrée dans le fichier climatique de MACRO.
Le calage de l'ETP, en introduisant le facteur correctif km, a permis une forte amélioration de la représentation des volumes d'eau drainés par MACRO. Cependant, plusieurs valeurs de km ont dû être déterminées au cours d'une même saison culturale et d'une saison culturale à l'autre car de nombreux facteurs peuvent modifier les effets du mulch sur l'ETP : stade de développement de la culture, saison, quantité de mulch, degré de décomposition du mulch, irrigation (Lascano et Baumhardt, 1996 ; Abu-Awwad, 1999 ; Chen et *al.*, 2007 ; Li et *al.*, 2008 ; Alletto et *al.*, 2011). Par ailleurs, d'une manière générale, le modèle MACRO représente correctement les concentrations observées en S-métolachlore.

Ces résultats montrent que, dans les modèles « pesticides » tels que MACRO, en assimilant le mulch à un horizon de sol contenant une teneur en carbone organique fonction de la nature du mulch et ayant des propriétés hydrodynamiques particulières et en introduisant un facteur correctif de l'ETP pour tenir compte de l'effet du mulch sur le bilan hydrique, il est possible de simuler les flux d'eau et de pesticides dans les systèmes de culture basés sur les techniques culturales sans labour.

2.1.3 Utilisation séquentielle d'un modèle de culture, STICS, et du modèle MACRO

Les modèles MACRO, PEARL et PRZM ne permettent pas de décrire des pratiques agricoles complexes et, dans MACRO et PRZM, la plante est simplement représentée par sa hauteur maximale, son LAI (indice de surface foliaire) maximum (ou son taux de couverture maximum dans PRZM) et sa profondeur d'enracinement maximale (dans PEARL, ces paramètres peuvent être renseignés pour différents stades de développement de la culture).

Nous avons donc développé une nouvelle approche de modélisation basée sur une utilisation séquentielle du modèle de culture STICS, plus adapté pour simuler le fonctionnement des cultures, l'introduction de cultures intermédiaires et de cultures associées (Brisson et *al.*, 2008), et du modèle MACRO. Le chaînage des deux modèles a permis d'estimer les variables décrivant le développement des cultures avec STICS et de forcer MACRO avec les variables « culture » provenant de STICS. Ce travail a été réalisé en partie dans le cadre du projet Perform (Mamy et *al*., 2017 dans ce même volume). Nous avons ensuite testé la performance du modèle résultant, STICS-MACRO, à partir des cas suivants (Tableau 1) :

- Site de Dijon - Système S3 : Imazamox (herbicide du soja)
- Site de Lamothe - Système MM_{Conv} : S-métolachlore (herbicide du maïs).

STICS-MACRO a été paramétré avec les données expérimentales disponibles spécifiques aux sites (Marín-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 FPT. Les données climatiques proviennent de la base de données Climatik (2016) pour Dijon et de la station météorologique située sur le site pour Lamothe.

De façon générale, STICS-MACRO, utilisé sans calage, reproduit mieux que MACRO après calage les flux d'eau et les concentrations en pesticides (Figures 5 et 6). Les résultats suggèrent toutefois que les performances de STICS-MACRO sont meilleures lorsque les flux d'eau et de pesticides sont cumulés sur de longues périodes (plusieurs mois) (Figure 6 ; Lammoglia et *al.*, 2017a). Aucun des 2 modèles n'est capable de représenter le pic de concentration observé après l'application de l'imazamox (le 1er juillet 2013) suite à un épisode pluvieux intense survenu le 2 juillet 2013 (Figure 6), mais la faible performance des modèles à reproduire des transferts de pesticides très peu de temps après leur application a été fréquemment observée (Brown et *al.*, 2004 ; Marin-Benito et *al.*, 2014).

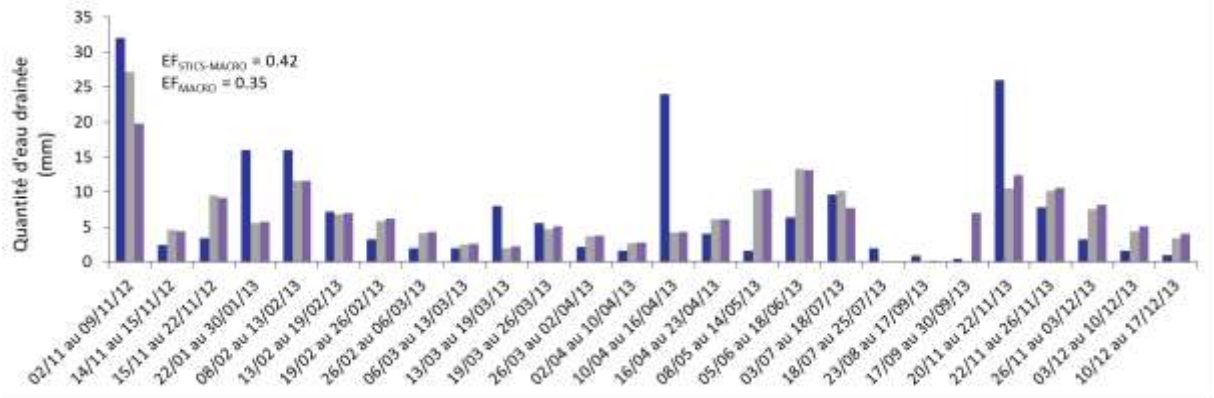


Figure 5 : Exemple des quantités d'eau drainées observées (■) et simulées par STICS-MACRO (■) et par MACRO (■). Site de Dijon, système « Protection intégrée sans désherbage mécanique » S3 (Lammoglia et *al.*, 2017a). EF : Efficience.

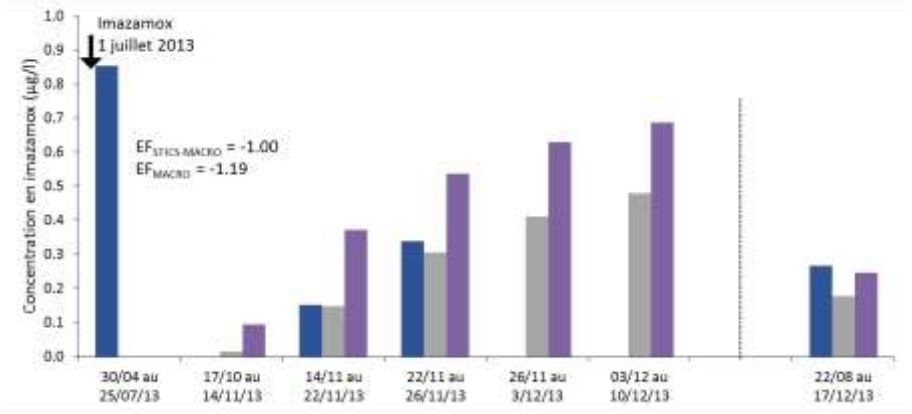


Figure 6 : Exemple des concentrations en imazamox observées (■) et simulées par STICS-MACRO (■) et par MACRO (■) (Lammoglia et *al.*, 2017a). Site de Dijon, système « Protection intégrée sans désherbage mécanique » S3. Le symbole « ↓ » indique la date d'application de l'herbicide. EF : Efficience.

En raison de l'amélioration de la description de la croissance des plantes par STICS-MACRO, les résultats obtenus avec ce dernier sont différents de ceux de MACRO. Cette meilleure description influence d'une part, le bilan hydrique à travers l'évapotranspiration des cultures et, d'autre part, le bilan de soluté à travers l'interception des pesticides par le couvert végétal. Ces résultats semblent aussi montrer que la performance de STICS-MACRO dépend des conditions agro-pédoclimatiques (la performance de STICS-MACRO est plus élevée dans le cas du site de Dijon que dans celui de Lamothe) (Lammoglia et *al.*, 2017a).

L'approche développée ici présente l'avantage de permettre l'utilisation de MACRO (qui reste un des modèles « pesticides » les plus performants en terme de description du transfert d'eau et de pesticides dans les sols) pour modéliser les flux de pesticides dans les systèmes de culture complexes. STICS-MACRO fournit, en outre, 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 agro-pédoclimatiques et à plus long terme.

Il faut aussi souligner que l'évaluation de la performance des modèles 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.

3. Impacts sur la santé humaine des pesticides utilisés dans les systèmes de culture

Au niveau règlementaire, la prédiction de l'exposition humaine et l'évaluation des risques pour la santé reposent notamment sur l'utilisation de modèles numériques tels qu'EUROPOEM (van Hemmen, 2001). Récemment, un nouveau modèle, BROWSE (Bystanders, Residents, Operators and WorkerS Exposure models for plant protection products) (Butler Ellis et *al.*, 2017a ; Butler Ellis et *al.*, 2017b ; Kennedy et Butler Ellis, 2017), a été développé au cours d'un projet européen. Il s'appuie sur les informations contenues dans les modèles existants et dans des bases de données et fournit une évaluation des risques aussi réaliste et complète que possible.

3.1 Description du modèle BROWSE et paramétrage

BROWSE est un modèle mécaniste développé pour évaluer l'exposition de la population humaine (opérateurs et résidents notamment) aux pesticides. La prise en compte de l'exposition à court et long termes, les nombreuses voies d'exposition décrites et les distributions de probabilités assignées aux paramètres du modèle sont des particularités qui permettent à BROWSE de représenter différents scénarios d'évaluation des risques pour la santé humaine. Le modèle BROWSE estime l'exposition aux pesticides, puis les quantités de pesticides absorbées par inhalation, par ingestion et/ou par voie cutanée. Ensuite, ces quantités absorbées sont rapportées au NEAO (Niveau d'exposition acceptable pour l'opérateur ou « AOEL » Acceptable operator exposure level) afin d'estimer le risque pour la santé humaine (HR). Lorsque HR est inférieur à 100%, le risque est acceptable ; en revanche, lorsque HR est supérieur à 100%, le risque est inacceptable.

Les données nécessaires au paramétrage du modèle BROWSE comprennent les données techniques, les propriétés physico-chimiques et toxicologiques des pesticides, les caractéristiques du matériel agricole (volume pulvérisé, vitesse du tracteur…), les caractéristiques des résidents (telles que le poids) et les équipements de protection individuelle (EPI). Les propriétés des pesticides ont été extraites de PPDB (2016) et d'Agritox (2016). Lorsque les données d'absorption cutanée manquaient, les valeurs par défaut proposées par l'EFSA ont été utilisées (EFSA, 2012). Quand il n'y avait pas de données pour l'absorption orale et par inhalation, une valeur de 100% par défaut a été retenue (Lammoglia et *al.*, 2017b). Pour toutes les simulations, les opérateurs ont été supposés porter les EPI suivants : gants en nitrile, combinaison certifiée, capuche, visière et masque.

Nous avons évalué les 5 systèmes mis en place sur le site de Dijon, les 4 systèmes du site de Lamothe et 3 systèmes du site d'Auzeville : le système conventionnel et les systèmes impliquant des cultures intermédiaires (les systèmes correspondants avec sol nu en interculture ont reçu les mêmes traitements pesticides, hormis les traitements avec du glyphosate) (Tableau 1). Les systèmes de culture sont comparés à leur système conventionnel de référence mais ils ne sont pas comparés entre eux car les durées des rotations sont différentes. Ainsi, dans le cas du site de Dijon, les simulations ont été effectuées pour les années 2003 à 2013 (la rotation la plus longue ayant une durée de 9 ans), dans le cas du site d'Auzeville, pour les années 2011 à 2015 et dans celui du site de Lamothe, pour les années

2011 à 2014. Au total, 116 produits phytosanitaires contenant 89 pesticides différents ont été étudiés (Lammoglia et *al.*, 2017b).

3.2 Estimation des risques par système de culture

Le modèle BROWSE permet d'évaluer les risques pour la santé humaine d'un seul pesticide à la fois. Ainsi, afin de comparer les systèmes innovants aux systèmes conventionnels correspondants, nous avons proposé, pour chaque système, de représenter les résultats sous forme de « boxplots » car cette représentation permet de visualiser la distribution des résultats obtenus (HR) et les valeurs extrêmes correspondant aux pesticides qui présentent les risques les plus élevés (Lammoglia et *al.*, 2017b). La Figure 7 montre l'exemple du risque pour le résident adulte à court terme (24h après l'application). Les tendances sont les mêmes pour l'opérateur et pour le résident enfant, mais les HR sont plus élevés. A long terme (7 jours), les HR sont en revanche plus faibles (Lammoglia et *al.*, 2017b).

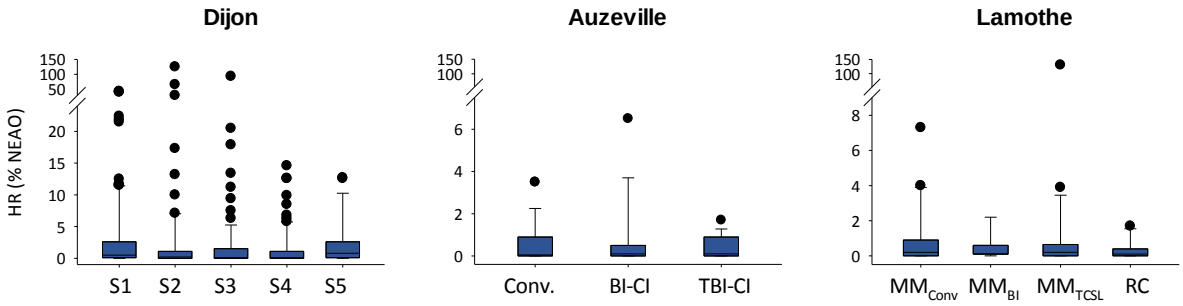


Figure 7 : Distribution des indices de risque pour la santé humaine HR (en % NEAO) des pesticides appliqués dans les différents systèmes expérimentés sur les sites de Dijon (S1 : Rotation colza-blé-orge conventionnelle, S2 : Protection intégrée (PI) sans labour en semis direct sous couvert, S3 : PI sans désherbage mécanique, S4 : PI typique, S5 : Sans herbicide), Auzeville (Conv. : Rotation blé-dur tournesol conventionnelle, BI : Bas intrants, TBI : Très bas intrants, CI : Cultures intermédiaires) et Lamothe (MM_{Conv} : Monoculture de maïs irriguée conventionnelle ; MM_{BI} : Système bas intrants ; MM_{TCSL} : Techniques culturales sans labour ; RC : Système rotation courte). Exemples pour le résident adulte à court terme (d'après Lammoglia et *al.*, 2017b).

3.2.1 Cas des systèmes basés sur une rotation colza-blé-orge (site de Dijon)

Selon le modèle BROWSE, dans tous les systèmes basés sur la rotation colza-blé-orge, la plupart des applications de pesticides conduiraient à des risques acceptables pour le résident adulte (Figure 7) mais aussi pour le résident enfant et pour l'opérateur (Lammoglia et *al.*, 2017b). Cependant, quelques substances pourraient néanmoins conduire à des risques inacceptables (Figure 7) : 4 fongicides (carbendazime, cymoxanil, époxiconazole, vinclozoline), 3 insecticides (alpha-cyperméthrine, isofenphos, lambda-cyhalothrine) et 2 herbicides (bromoxynil octanoate et isoproturon). Parmi ces pesticides, la carbendazime, l'époxiconazole, l'isoproturon et la lambda-cyhalothrine font partie des pesticides candidats au retrait (Commission Européenne, 2015). Les risques pour la santé les plus élevés seraient systématiquement associés à l'utilisation de l'isofenphos et la vinclozoline, mais ces deux pesticides ne disposent plus d'autorisation de mise sur le marché. Au final, le système qui présenterait le meilleur potentiel pour réduire les risques pour la santé humaine est le système « Sans herbicide » (S5) (Figure 7) (Lammoglia et *al.*, 2017b).

3.2.2 Cas des systèmes basés sur une rotation blé dur-tournesol en sec (site d'Auzeville)

Les résultats issus de BROWSE montrent qu'aucun des systèmes, y compris le système conventionnel blé dur-tournesol, ne présenterait de risque pour la santé du résident adulte (Figure 7) ni pour celle du résident enfant (Lammoglia et *al.*, 2017b). En revanche, pour l'opérateur, un risque potentiel pour la

santé a été identifié à la suite de l'utilisation du fongicide cymoxanil en traitement de semences dans le système « Très bas intrants avec cultures associées et cultures intermédiaires » (TBI-CI) : en effet, la toxicité du cymoxanil est importante avec un NEAO égal à 0.01 mg/kg pc/j (PPDB, 2016 ; Lammoglia et *al.*, 2017b). Ces résultats montrent que le système TBI-CI pourrait néanmoins être une alternative intéressante à la rotation blé dur-tournesol si l'usage du cymoxanil est réduit.

3.2.3 Cas des systèmes basés sur une monoculture de maïs irriguée (site de Lamothe)

Pour les résidents (adulte et enfant), aucun des pesticides appliqués sur les systèmes MM_{Conv}, MM_{BI} et RC ne présenterait de risque pour la santé humaine (Figure 7). En revanche, la tembotrione (herbicide) appliquée sur le système MM_{TCSL} pourrait entraîner un risque inacceptable pour les résidents. Ce résultat s'explique par la toxicité très élevée de la tembotrione (0.0007 mg/kg pc/j) (PPDB, 2016). Aucun des autres pesticides appliqués sur MM_{TCSL} ne conduirait à un risque inacceptable pour la santé du résident. Pour l'opérateur, les HR sont généralement inférieurs à 100% sauf dans trois cas : la lambda-cyalothrine (insecticide) dans le système MM_{Conv}, le cymoxanil (fongicide) et la tembotrione dans le système MM_{TCSL} (Lammoglia et *al.*, 2017b). En résumé, le système RC présente les risques les plus faibles pour la santé, suivi du système MM_{BI}. En revanche, le système MM_{TCSL} conduirait à des risques inacceptables, notamment à cause de l'herbicide tembotrione.

Les résultats obtenus avec le modèle BROWSE ont montré que les systèmes de culture innovants tels que les systèmes visant une réduction de 50% de l'IFT par rapport au système conventionnel et privilégiant les techniques de désherbage mécanique (i.e. sans herbicide) permettraient de réduire de façon significative les risques pour la santé humaine liés à l'utilisation des pesticides. Inversement, les systèmes de culture impliquant les techniques culturales sans labour auraient tendance à entraîner une augmentation des impacts sur la santé à cause de la multiplication des traitements herbicides. Ces résultats ont aussi permis d'identifier les pesticides susceptibles d'entraîner un risque inacceptable pour la santé. Le remplacement de ces pesticides par d'autres pesticides moins toxiques pourrait améliorer les performances sanitaires des systèmes concernés.

4. Lien entre pratiques, pression et impacts des pesticides

Afin d'établir le lien entre pratiques agricoles, pression et impacts liés aux pesticides, nous avons tenu compte : (1) des itinéraires techniques dans les différents systèmes de culture expérimentés (pratiques), (2) des IFT (pression), (3) du nombre de pesticides détectés dans les lysimètres et de leurs concentrations observées et simulées (impacts sur l'environnement) et de l'évaluation des risques pour la santé humaine réalisée avec le modèle BROWSE (impacts sur la santé) (Tableau 7).
En considérant le nombre de pesticides détectés, il apparait que les systèmes « Protection intégrée (PI) sans désherbage mécanique » (S3) et « Sans herbicide » (S5) expérimentés sur le site de Dijon présentent une meilleure performance environnementale que le système de référence conventionnel colza-blé-orge (S1), le système « PI sans labour » (S2) et le système « PI typique » (S4). Par ailleurs, c'est le système « Sans herbicide » qui conduirait à la plus faible pression « pesticides » (Tableau 7). Sur le site d'Auzeville, la pression liée aux pesticides est plus faible dans les systèmes innovants « Bas intrants » (BI et BI-CI) et « Très bas intrants » (TBI et TBI-CI) que dans le système conventionnel blé dur-tournesol et le nombre de pesticides détectés est plus faible dans les systèmes « Très bas intrants » que dans les systèmes « Bas intrants » (Tableau 7). Sur le site de Lamothe, les systèmes «Rotation courte » (RC) et « Bas intrants » (MM_{BI}) permettent de réduire la pression liée aux pesticides et les impacts sur l'environnement par rapport au système conventionnel « Monoculture de maïs irriguée » (MM_{Conv}) et au système « Techniques culturales sans labour » (MM_{TCSL}). Ce résultat rejoint ceux qui sont observés sur le site de Dijon où le système sans labour conduit aussi à une augmentation de la pression « pesticides » et à un nombre élevé de pesticides détectés dans les eaux. Ceci est dû à l'usage d'herbicides supplémentaires (glyphosate notamment) et à l'absence de labour qui provoque la formation de voies de transferts préférentiels favorisant la lixiviation des pesticides (Alletto et *al.*, 2010).

D'une manière générale, la pression liée aux pesticides (IFT) et les impacts sur l'environnement (nombre de pesticides détectés) sont corrélés : plus l'IFT est élevé, plus le nombre de pesticides détectés est élevé. Sur le site de Dijon, cette relation est plus incertaine, ce qui est probablement une conséquence du nombre réduit d'observations (Cf 2.1).

Tableau 7 : Relation entre pratiques agricoles, pression et impacts des pesticides. PI : Protection intégrée. Nb : Nombre de pesticides, CT : Court terme, LT : Long terme, Oui : Un « programme pesticides » (i.e. l'ensemble des pesticides appliqué dans un système) est susceptible d'avoir un impact sur la santé humaine, Non : Aucun impact sur la santé humaine d'un « programme pesticides » n'est attendu.

Système	**Pratiques agricoles**	**Pression**	**Impacts**					
			Environnement			**Santé**		
			Observations		**Simulations**			
		IFT	**Nb détectés**	**Nb > 0.1 µg/l**	**Nb > 0.1 µg/l***	**Opérateur CT****	**Adulte CT / LT**	**Enfant CT / LT**
Dijon								
Conventionnel S1	Rotation Colza-Blé-Orge	8.3	3	1	0	Oui	Non/Non	Oui/Oui
S2	PI sans labour, en semis direct sous couvert	5.6	5	2	2[3]	Oui	Oui/Non	Oui/Oui
S3	PI sans désherbage mécanique	4.8	1	1	1[4]	Oui	Non/Non	Oui/Oui
S4	PI typique (incluant le désherbage mécanique)	4.1	4	2	0	Oui	Non/Non	Non/Non
S5	Sans herbicide	1.7	1	0	1[2]	Oui	Non/Non	Non/Non
Auzeville								
Conventionnel Conv.	Rotation blé dur-tournesol en sec	5.1	-	-	-	Non	Non/Non	Non/Non
BI	Bas intrants	2.6	3	1	0	ne***	ne	ne
BI-CI	Bas intrants avec cultures intermédiaires	3.4	3	1	0	Non	Non/Non	Non/Non
TBI	Très bas intrants avec culture associées	3.1	3	2	0	ne	ne	ne
TBI-CI	Très bas intrants avec cultures associées et cultures intermédiaires	3.1	2	1	0	Oui	Non/Non	Non/Non
Lamothe								
Conventionnel MM_{Conv}	Monoculture de maïs irriguée	6.6	6	6	5[4]	Oui	Non/Non	Non/Non
MM_{BI}	Bas intrants avec désherbage mécanique	3.2	5	5	0	Non	Non/Non	Non/Non
MM_{TCSL}	Techniques culturales sans labour	7.1	1 (6)****	1 (5)****	1[1]	Oui	Oui/Non	Oui/Oui
RC	Rotation courte	2.4	3	3	1[1]	Non	Non/Non	Non/Non

* Nombre de pesticides dont les concentrations simulées sont > 0.1 µg/l et indication du (des) modèle(s) ayant conduit à ce résultat : [1]MACRO, [2]PEARL, [3]MACRO et PEARL, [4]MACRO, PEARL, PRZM et STICS-MACRO. Dans le cas de STICS-MACRO, seules les concentrations en imazamox dans S3 et en S-métolachlore dans MM_{Conv} ont été modélisées.

** A long terme, l'opérateur est considéré comme un résident adulte.

*** ne : Non évalué.

**** Six pesticides ont été détectés mais seules les concentrations en S-métolachlore ont été modélisées, avec MACRO uniquement.

La plupart des systèmes présenteraient un risque pour la santé de l'opérateur, tandis que les risques semblent plus limités pour les résidents adultes et enfants à court et long termes (Tableau 7). Par ailleurs, les systèmes innovants permettraient de réduire les impacts potentiels sur la santé, sauf les systèmes basés sur les techniques culturales sans labour à cause de la multiplication des traitements herbicides. Au final, des impacts sur la santé seraient les plus susceptibles de se produire dans les cas des systèmes où la pression liée aux pesticides (IFT) est la plus importante : système conventionnel expérimenté sur le site de Dijon (S1), systèmes sans labour des sites de Dijon (S2) et Lamothe (MM_{TCSL}) et système sans désherbage mécanique du site de Dijon (S3) (Tableau 7).

Dans les conditions de cette étude, l'ensemble des résultats obtenus permet d'établir un classement des systèmes, du plus performant (aux points de vue environnement et santé) au moins performant (Tableau 7) :

- Systèmes basés sur une rotation colza-blé-orge : « Sans herbicide » > « PI Typique » > « PI sans désherbage mécanique » > « Conventionnel », « PI sans labour ».
- Systèmes basés sur une rotation blé dur-tournesol en sec : « Bas intrants » (avec ou sans CI), « Très bas intrants avec cultures associées » (avec ou sans CI) > « Conventionnel ».
  Les risques pour la santé de l'opérateur mis en évidence pour le système « Très bas intrants » sont dus à un fongicide, le cymoxanil. Si son usage est réduit, les risques deviennent acceptables.
- Systèmes basés sur une monoculture de maïs irriguée : « Rotation courte » > « Bas intrants » > « Conventionnel » > « Techniques culturales sans labour ».
  Les risques pour la santé mis en évidence pour le système «Techniques culturales sans labour » sont essentiellement dus à un herbicide, la tembotrione, mais aussi au cymoxanil. Si ceux-ci ne sont pas utilisés, les risques sont acceptables.

Conclusion

Les approches basées sur la modélisation développées dans le projet ECoPESt ont montré que, indépendamment du système de culture conventionnel de référence étudié, les systèmes visant une réduction de 50% de l'IFT, basés notamment sur des rotations et non sur des monocultures, et les systèmes de culture privilégiant les techniques de désherbage mécanique (i.e. systèmes sans herbicide) permettent de réduire de façon significative les impacts sur la santé et l'environnement. En revanche, les systèmes basés sur les techniques culturales sans labour tendraient à augmenter les impacts sur la santé en raison de la multiplication du nombre de traitements herbicides et ils présentent aussi les risques les plus élevés de contamination des eaux souterraines par les pesticides.
Au final, le projet ECoPESt a permis de :
(1) montrer que MACRO et PEARL sont capables d'estimer les concentrations en pesticides lixiviés dans les systèmes de culture mais qu'une phase de calage est nécessaire ;
(2) mettre en évidence les limites de ces modèles dans les cas de systèmes de culture impliquant des cultures intermédiaires, des rotations longues ou des pratiques courantes en techniques culturales sans labour telle que la couverture du sol par des mulchs ;
(3) développer une nouvelle approche pour représenter les mulchs dans les modèles « pesticides » tels que MACRO ;
(4) développer une nouvelle approche de modélisation basée sur l'utilisation séquentielle du modèle de culture STICS et de MACRO pour simuler les concentrations en pesticides lixiviés dans des systèmes de culture complexes - l'effet des cultures et des couverts intermédiaires étant déterminant pour la dynamique des transferts (en interaction avec le projet Perform) ;
(5) évaluer et comparer les performances environnementales des systèmes de culture à partir de la mesure et de la modélisation des concentrations en pesticides dans les eaux drainées ;

(6) évaluer et comparer les impacts potentiels sur la santé humaine des pesticides utilisés dans les systèmes de culture à l'aide du modèle BROWSE et d'une méthode de représentation de ses résultats (en interaction avec le projet Perform) ;
(7) proposer une démarche, basée sur la modélisation, permettant d'évaluer *a priori* les impacts des systèmes de culture sur l'environnement et sur la santé, sous l'angle de l'utilisation des pesticides, et ainsi pouvoir préciser le lien entre pratiques, pression et impacts des pesticides pour identifier les systèmes qui permettraient de répondre aux objectifs du plan Ecophyto.
Nous avons étudié une large diversité de systèmes de grandes cultures, mais d'autres systèmes restent à explorer, en particulier des systèmes incluant des cultures pérennes. Afin d'approfondir l'évaluation des risques liés aux pesticides utilisés dans les systèmes de culture, les impacts sur d'autres compartiments de l'environnement (eau de surface, air, sol, biodiversité) devront être estimés. Enfin, la prise en compte plus large de la variabilité des sols et des climats pourra permettre d'étendre la démarche d'évaluation des risques aux Outre-Mer, par exemple.

Remerciements
Action menée dans le cadre de l'APR 2011 du programme de recherche « Evaluation et réduction des risques liés aux pesticides » piloté par le ministère chargé de l'écologie, avec l'appui financier de l'ONEMA, par les crédits issus de la redevance pour pollutions diffuses attribués au financement du plan Ecophyto piloté par le ministère chargé de l'agriculture.

Références bibliographiques

Abu-Awwad A.M., 1999. Irrigation water management for efficient water use in mulched onion. Journal of Agronomy and Crop Science 183, 1-7.

Agritox, 2016. Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques. http://www.agritox.anses.fr/.

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., Coquet Y., Justes E., 2011. Effects of tillage and fallow period management on soil physical behavior and maize development. Agricultural Water Management 102, 74-85.

Beulke S., Brown C.D., Dubus I.G., Harris G., 2001. Evaluation of uncalibrated referential flow models against data for isoproturon movement to drains through a heavy clay soil. Pest Management Science 57, 537-547.

Beulke S., Renaud F., Brown C., 2002. Development of guidance on parameter estimation for the preferential flow model MACRO 4.2. Final Report of the DEFRA project PL0538. Cranfield Centre for EcoChemistry (University of Cranfield, UK).

Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N., 2008. Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the STICS Crop Model. Quæ, Versailles.

Brown C.D., Dubus I.G., Fogg P., Spirlet M., Gustin C., 2004. Exposure to sulfosulfuron in agricultural drainage ditches: field monitoring and scenario-based modelling. Pest Management Science 60, 765-776.

Butault J.P., Dedryver C.A., Gary C., Guichard L., Jacquet F., Meynard J.M., Nicot P., Pitrat M., Reau R., Sauphanor B., Savini I., Volay T., 2010. Ecophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ? Synthèse du rapport d'étude, INRA Editeur (France), 90 p.

Butler Ellis M.C., van de Zande J.C., van den Berg F., Kennedy M.C., O'Sullivan C.M., Jacobs C.M., Fragkoulis G., Spanoghe P., Gerritsen-Ebben R., Frewer L.J., Charistou A., 2017a. The BROWSE model for predicting exposures of residents and bystanders to agricultural use of plant protection products: An overview. Biosystems Engineering 154, 92-104.

Butler Ellis M.C., van den Berg F., van de Zande J.C., Kennedy M.C., Charistou A.N., Arapaki N.S., Butler A.H., Machera K.A., Jacobs C.M., 2017b. The BROWSE model for predicting exposures of

residents and bystanders to agricultural use of pesticides: Comparison with experimental data and other exposure models. Biosystems Engineering 154, 122-136.

Carsel R.F., Imhoff J.C., Hummel P.R., Cheplick J.M., Donigian Jr A.S., 1998. PRZM-3: a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones: user's manual for release 3.12. Athens, GA: National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.

Cassigneul A., Benoit P., Bergheaud V., Dumény V., Etiévant V., Goubard Y., Maylin A., Justes E., Alletto L, 2016. Fate of glyphosate and degradates in cover crop residues and underlying soil: A laboratory study. Science of the Total Environment 545-546, 582-90.

Cattan P., Voltz M., Cabidoche Y.-M., Lacas J.-G., Sansoulet J., 2007. Spatial and temporal variations in percolation fluxes in a tropical Andosol influenced by banana cropping patterns. Journal of Hydrology 335, 157-169.

CGDD, 2016. Commissariat Général au Développement Durable. Repères. L'eau et les milieux aquatiques. Chiffres clés. Edition 2016. 60 p.

Chen S.Y., Zhang X.Y., Pei D., Sun H.Y., Chen S.L., 2007. Effects of straw mulching on soil temperature, evaporation and yield of winter wheat: field experiments on the North China plain. Annals of Applied Biology 150, 261-68.

Chikowo R., Faloya V., Petit S., Munier-Jolain N.M., 2009. Integrated Weed Management systems allow reduced reliance on herbicides and long-term weed control. Agriculture Ecosystems and Environment 132, 237-242.

Climatik, 2016. https://internet.inra.fr/climatik/

Commission Européenne, 2015. List of candidates for substitution (January 2015). http://ec.europa.eu/food/plant/docs/pesticides_ppp_app-proc_cfs_draft-list.pdf.

Ecophyto II, 2015. Plan Ecophyto II. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/151022_ecophyto.pdf.

EFSA, 2012. Guidance on dermal absorption. EFSA Journal 10, 2665.

Findeling A., Garnier P., Coppens F., Lafolie F., Recous S., 2007. Modelling water, carbon, and nitrogen dynamics in soil covered with decomposing mulch. European Journal of Soil Science 58, 196-206.

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.

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.

van Hemmen J.J., 2001. EUROPOEM, A predictive occupational exposure database for registration purposes of pesticides. Applied Occupational and Environmental Hygiene 16, 246-250.

Hossard L., Archer D.W., Bertrand M., Colnenne-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.

Jarvis N., Lindahl A., Messing I., Stenemo F., Hollis J., Reichenberger S., Dubus I., 2007. Algorithm to completely parameterise MACRO from basic soil property data. DL21 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project 18.

Kennedy M.C., Butler Ellis M.C., 2017. Probabilistic modelling for bystander and resident exposure to pesticides using the Browse software. Biosystems Engineering 154, 105-121.

Lammoglia S.K., Moeys J., Barriuso E., Larsbo M., Marín-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 the MACRO pesticide fate model to simulate pesticides leaching in cropping systems. Environmental Science and Pollution Research 24, 6895-6909.

Lammoglia S.K., Kennedy M.C., Hart A.D.M., Barriuso E., Alletto L., Justes E., Munier-Jolain N., Mamy L., 2017b. Human health risk assessment of pesticides use in conventional and innovative cropping systems with the BROWSE model. Environment International 105, 66-78.

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.

Lascano R.J., Baumhardt R.L., 1996. Effects of crop residue on soil and plant water evaporation in a dryland cotton system. Theoretical and Applied Climatology 54, 69-84.

Leistra M., van der Linden A.M.A., Boesten J.J.T.I., Tiktak A., van den Berg F., 2001. PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems: description of the processes. Alterra Rep 13. The Netherlands: Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 115 p.

Li Q.Q., Chen Y.H., Liu M.Y., Zhou X.B., Yu S.L., Dong B.D., 2008. Effects of irrigation and straw mulching on microclimate characteristics and water use efficiency of winter wheat in North China. Plant Production Science 11, 161-170.

Louie M.J., Shelby P.M., Smesrud J.S., Gatchell L.O., Selker J.S., 2000. Field evaluation of passive capillary samplers for estimating groundwater recharge. Water Resources Research 36, 2407-2416.

Mc Call P.J., Swann R.L., Laskowski D.A., Unger S.M., Vrona S.A., Dishburger H.J., 1980. Estimation of chemical mobility in soil from liquid chromatographic retention times. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 24, 190-195.

McGrath G.S., Hinz C., Sivapalan M., 2009. A preferential flow leaching index. Water Resources Research 45, W11405.

Mamy L., Alletto L., Bedos C., Benoit P., Brun F., Gabrielle B., Justes E., Lammoglia S.K., Makowski D., Marín-Benito J.M., Moeys J., Munier-Jolain N., Nicolardot B., Pot V., Quémar T., Ubertosi M., Barriuso E, 2017. Perform - Approches de modélisation pour l'évaluation et la comparaison des performances environnementales de systèmes de culture innovants conçus pour réduire l'usage des pesticides : intégration spatiale et temporelle, traitement des incertitudes. Innovations Agronomiques, 59, 171-189.

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.

Moeys J., Larsbo M., Bergström L., Brown C.D., Coquet Y., Jarvis N.J., 2012. Functional test of pedotransfer functions to predict water flow and solute transport with the dual-permeability model MACRO. Hydrology and Earth System Sciences 16, 2069-2083.

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.

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.

Peyrard C., Mary B., Perrin P., Véricel G., Gréhan E., Justes E., Léonard J., 2016. N_2O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. Agriculture Ecosystems and Environment 224, 145-156.

PPDB, 2016. The FOOTPRINT pesticide properties database. UK: University of Hertfordshire http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/index2.htm.

Smith J., Smith P., Addiscott T., 1996. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. NATO ASI Series 38, 181-199.

Thiamethoxam 600 g/L FS, Notification of an active substance under Commission Regulation (EU) 844/2012. Document MC-P Section 9. Fate and behaviour in the environment. Oct. 2015, 49 p.

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.

Vereecken H., 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. Pest Management Science 61, 1139-1151.

Wösten J.H.M., Lilly A., Nemes A., Le Bas C., 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma 90, 169-185.

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)