HAL open science

Evaluation de la qualité prédictive d'indicateurs pesticides de transfert vers les eaux : le projet EQUIPE

Christian Bockstaller, Frédéric Pierlot, Jonathan Marks-Perreau, Benoît Réal, Thibaut Constant, Abdeljalil Lioeddine, Nadia Carluer, André Miralles, Alexandre Morin, Paul van Dijk, et al.

To cite this version:

Christian Bockstaller, Frédéric Pierlot, Jonathan Marks-Perreau, Benoît Réal, Thibaut Constant, et al.. Evaluation de la qualité prédictive d'indicateurs pesticides de transfert vers les eaux : le projet EQUIPE. Innovations Agronomiques, 2017, 59, pp.25-39. 10.15454/1.513784868270021E12 . hal-01675813

HAL Id: hal-01675813

https://hal.science/hal-01675813v1

Submitted on 4 Jan 2018

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

Evaluation de la qualité prédictive d'indicateurs pesticides de transfert vers les eaux : le projet EQUIPE

Bockstaller C.[1], Pierlot F.[2, 3], Marks-Perreau J.[4], Réal B.[4], Constant T.[5], Lioeddine A.[5], Carluer N.[6], Miralles A.[7], Morin A.[8], Van Dijk P.[9], Keichinger O.[10], Villerd J.[2]

[1] UMR LAE, Inra, Université de Lorraine, BP 20507, F-68021 Colmar,

[2] UMR LAE, Université de Lorraine, Inra, BP20163, F- 54505 Vandoeuvre

[3] Chambre Régionale d'Agriculture Grand Est, pôle RDI, 9, rue de la Vologne, F- 54520 Laxou

[4] Arvalis – Institut du végétal, F-91720 Boigneville,

[5] Agrosolutions, 83 avenue de la grande armée, F-75016 Paris

[6] Irstea - UR MALY, Centre de Lyon-Villeurbanne, F-69616 Villeurbanne

[7] Irstea - UMR TETIS, Maison de la Télédétection, F- 34 093 Montpellier Cedex 5

[8] Agro-Transfert Ressources et Territoires, 2 Chaussée de Brunehaut, F-80200 Estrées-Mons

[9] Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA)

[10] Chercheur indépendant

Correspondance : christian.bockstaller@inra.fr

Résumé

Le projet EQUIPE vise à évaluer la qualité prédictive d'indicateurs pesticides traitant des transferts vers les eaux de surface ou souterraines Le projet est structuré en trois actions. Dans l'action 1, il s'agit de comparer à l'échelle parcellaire et du bassin versant les sorties de 26 indicateurs pesticides de complexité croissante et du modèle MACRO à des mesures de terrain sur quatre sites (dont un bassin versant) présentant des voies de transfert et des conditions pédoclimatiques différentes pour une large gamme de molécules. L'action 2 consiste en la construction d'une chaîne d'indicateurs par une méthode de fouille de données sur une base de données incluant pratiques culturales, variables du milieu et données de transfert observées. L'action 3 porte sur une expertise du groupe sur le domaine de validité et d'utilisation des indicateurs.

Mots-clés : Indicateurs, Modèle MACRO, Eaux souterraines, Eaux de surface, Domaine de validité, Drainage, Percolation, Ruissellement, Parcelle, Bassin versant

Abstract: Assessing the predictive quality of pesticide indicators of water transfers: the EQUIPE project

The EQUIPE project aims to assess the predictive quality of pesticide indicators addressing transfers to surface and underground water. The project is structured in three actions. In action 1 the output of 26 indicators and a mechanistic model are compared to measure pesticide transfers at plot and catchment levels at four sites (included one watershed) with different climate and soil conditions, and, transfer pathways for a broad range of active ingredients. Action 2 consists in designing indicator chains by data mining on a database containing cultural practices, soil and climate data and measured pesticide transfers. In action 3 the validity and use of the indicators is defined by the experts of the project.

Keywords: Indicators, MACRO model, Ground waters, Surface waters, Area of validity, Drainage, Percolation, Runoff, Plot, Watershed

Introduction

L'utilisation généralisée de produits phytopharmaceutiques depuis la fin de la 2ème guerre mondiale a permis une formidable augmentation et une sécurisation des rendements agricoles. Cette utilisation n'a pas été sans conséquences pour l'environnement et notamment sur la qualité des eaux (Réal *et al.,* 2005 ; Lopez *et al.,* 2015). Dans ce contexte, la règlementation s'est fortement renforcée avec la Directive Cadre sur l'Eau du 23 octobre 2000 et différents plans d'actions comme le plan Ecophyto ont vu le jour. Dans tous les cas, les acteurs impliqués dans des actions de réduction des usages et des impacts des produits phytopharmaceutiques ont besoin d'outils opérationnels pour évaluer les systèmes de culture, et ceci pour différents objectifs : états des lieux, production de références, mise au point de systèmes de culture innovants (Lairez et Feschet *et al.,* 2015). Comme pour d'autres enjeux environnementaux et de durabilité, ce besoin a conduit au développement de nombreux indicateurs « de risques pesticides » intégrant un certain nombre de facteurs (propriétés des substances actives, modalités de pratiques, contexte pédo-climatiques), sans compter les indicateurs de pression comme la quantité de substances actives (QSA) ou l'indice de fréquence de traitement (IFT). Ce foisonnement a poussé des chercheurs à réaliser des revues (Devillers *et al.,* 2005 ; Keichinger *et al.,* 2013)qui ont surtout été descriptives et qui visaient à fournir des éléments d'aide au choix des indicateurs, sans qu'une réelle évaluation de leurs points forts et faibles n'ait été faite de manière approfondie. Un point important dans de telles évaluations d'indicateurs porte sur leur qualité prédictive, conformément aux préconisations de Bockstaller *et al.* (2008). Le travail de Girardin *et al.,* (2007) dans le cadre de la phase 2 du Programme « Indicateurs et pesticides » du Ministère chargé de l'environnement a été une tentative d'aller dans le sens du présent projet mais s'est limité à 4 indicateurs (Adscor, EIQ, EPRIP, I-PHY) pour l'enjeu eau de surface uniquement, ceci sur des jeux de données de 3 bassins viticoles et de quelques placettes. Un des freins à de telles études a été jusque-là l'absence de jeux de données conséquents, avec un nombre de molécules présentant une large gamme de propriétés de transfert.

L'appel d'offre PSPE1 du programme de recherche a été une opportunité pour mettre en œuvre un tel projet dans le cadre du projet EQUIPE (Evaluation de la QUalité prédictive d'Indicateurs PEsticides et du domaine d'utilisation), grâce à un partenariat entre équipes travaillant sur les indicateurs et d'autres ayant à disposition des grands jeux de donnée, ceci grâce à une mise en relation de partenaires au travers d'un groupe de travail sur l'évaluation multicritère lancé par le GIS GC HP2E en 2012.

Les objectifs du projet EQUIPE ont été triples et ont structuré le projet en 3 actions :

- Évaluer la qualité prédictive d'une large gamme d'indicateurs, de la parcelle au petit bassin-versant, afin d'en fixer des domaines de validité, ceci pour la thématique « pesticides » - « qualité de l'eau », en comparant les sorties d'indicateurs à des mesures de transfert vers les eaux souterraine ou de surface (action 1).
- Étudier les possibilités d'augmenter la qualité prédictive des indicateurs simples en construisant avec des méthodes de fouilles de données un réseau de causalité dans une démarche réverse à partir de jeux de données portant sur les pratiques et des mesures de qualité de l'eau (action 2).
- Qualifier le domaine d'utilisation de ces indicateurs par rapport à leur nature et leur qualité prédictive, en précisant les limites de leur interprétation, le type de message délivré, l'accompagnement de leur utilisation et les conséquences possibles de celle-ci (action 3).

1. Matériels et méthode

1.1 Action 1 – comparaison au niveau parcelle

Les jeux de données proviennent de trois sites des dispositifs « Pratiques Culturales et Qualité des Eaux » (PCQE) d'Arvalis-Institut du végétal traitant de 3 voies de transfert des substances actives avec, pour le ruissellement, 2 mécanismes de genèse (Tableau 1) :

Tableau 1 : Vue d'ensemble des jeux de données

Sites	Département	Voies de transfert	Nombres de dispositif de recueil des eaux	Période de mesures	Nombre de substances actives	Nombre de données (campagne/molécule/ parcelle)
La Jaillière	44	Drainage	9 parcelles	1994-2010	18	273
La Jaillière	44	Ruissellement par saturation*	9 parcelles	1994-2010	17	230
Le Magneraud	17	Infiltration	14 cases lysimétriques	2001-2010	14	497
Geispitzen	68	Ruissellement hortonien**	3 parcelles	2000-2009	6	40

*Le ruissellement par saturation intervient quand le profil de sol est saturé en eau en raison de la présence d'une couche de sol ou d'un substrat imperméable.

**Le ruissellement hortonien survient quand il y a un refus d'infiltration en surface en raison par exemple d'une croute de battance ou d'un tassement de surface.

Les mesures de concentration en substance active effectuées sur les sites de La Jaillière et du Magneraud ainsi que les mesures de lames d'eau écoulées en drainage, en ruissellement et par infiltration, avec un mode d'échantillonnage asservi aux débits écoulés, ont permis de calculer un ensemble de variables mesurées : des *fréquences de dépassement* : limite de quantification (fq), de 0,1 µg/L (fd0,1), de 2 µg/L (fd2) ; *des flux cumulés* (cumfl) et *maximum* (flmax) ; et des *concentrations moyennes pondérées par la lame d'eau* (cmp), et *concentration maximale* (cmax).

La période de transfert considérée pour ces variables est une période maximale d'un an après application de la substance active, pour prendre en compte des transferts tardifs après la période estivale de non-exportation des substances actives. Plus précisément, une substance active n'est plus suivie si elle n'est plus quantifiée dans 4 prélèvements d'eau consécutifs.

Un total de 20 substances actives (17 herbicides, 2 fongicides et 1 insecticide) ont été sélectionnées dans les bases de données d'Arvalis. Ces molécules avaient entre 200 et 1100 analyses et des propriétés différentes, croisées avec des doses d'application et des périodes d'application différentes (automne, hiver et printemps). Nous avons utilisé la base SIRIS[1] pour les principales données de base (KOC, DT50, solubilité) des substances actives. Des tests avec deux autres bases (PPDB et Indigo) n'ont pas modifié énormément les résultats.

L'idée, dès le départ du projet, a été d'inclure un ensemble d'indicateurs présentant une gamme de complexité croissante, depuis des indicateurs de cause reposant sur une variable de pratique, jusqu'à des indicateurs reposant sur des sorties de modèles opérationnels, voire complexes, issus de la recherche (Bockstaller *et al.*, 2015). Nous avons sélectionné un ensemble d'indicateurs, certains ayant été développés par les partenaires d'EQUIPE (ex : DAE-G, I-PHY1 et 2), d'autres intéressant le comité de pilotage (indicateurs d'Ecophyto, Synops) et d'autres encore pour leur construction plus ou moins complexe afin d'avoir le gradient recherché. La Figure 1 montre le gradient de complexité quant à la structure de calcul, le nombre et le type de données d'entrée (pour plus de détail, voir les fiches du projet GUIDE, Keichinger *et al.*, 2013 http://www.plage-evaluation.fr/guide/).

[1] http://www.ineris.fr/siris-pesticides/bdd_siris_pesticides

Quantitatif → Qualitatif

Indicateur de cause (simple) ↓ Indicateur basé sur modèle Opéra-tionnel quantitatif ↓ Modèle complexe

Mode de construction	Quantitatif	Score (rang)	Classe
Dose	**QSA, IFT-MA**		
Dose * Coef transfert	**NRI^{u}**		
[Dose, Propriétés SA]		**SIRIS$^{o,\ u}$**	**EIQ$^{o,\ u}$**
[Dose, application, aménagement] X [Propriétés SA]		**ADSCOR$^{CT\ LT\ u}$**	
[Dose, sensibilité milieu]			**DEXiPM$^{o,\ u\ LT\ HT}$**
[Dose, application, aménagement, Propriétés SA]X[milieu, climat]			**DAEG$^{o,\ u}$, ARTHUR$^{LF\ o,\ u}$**
[Dose, application, aménagement, Propriétés SA, milieu, climat]		**I-Phy 1$^{LF\ o,\ u}$ et 2$^{LF\ o,\ u}$**	
f(Dose * Coef transfertf *sol*climat)	**POCER$^{o,\ u}$**		
f(Dose, application, aménagement, propriétés SA, milieu, climat)	**EPRIP1 $^{o,\ u}$ et 2^{u}, DRAINAGE Hair^{o} SYNOPS^{u}**		
Modèle complexe à base mécanistique	**MACRO^{o}**		

Figure 1 : Présentation synthétique du mode de calcul des indicateurs : * : multiplication, [ ] : arbre de décision, [ ]X-[ ] : séparation en 2 modules, ^{LF} : logique floue, f() : fonction, o module transfert verticaux (La Jaillière drainage et le Magneraud), u module transfert de surface (La Jaillière ruissellement et Geispitzen), LT et HT : toxicité faible et élevée pour DEXiPM. QSA : quantité substance active ; IFTSA : calcul de l'IFT pour chaque application de substance active avec les mêmes valeurs de dose de référence que pour l'IFT-SA en cours de développement ; DEXiPM : modules de transfert lié à l'utilisation des produits phytosanitaires du modèle DEXiPM (Pelzer *et al.*, 2012). I-Phy2 : nouvelle version de l'indicateur I-Phy (I-Phy1), (Lindahl et Bockstaller, 2012 pour transfert verticaux. (o) 2008 (Wohlfahrt, 2008) pour le transfert de surface (u)). DRAINAGE-HAIR : métamodèle développé dans le projet HAIR à partir du modèle MACRO (Strassemeyer *et al.*, 2003).

Un modèle mécaniste prenant en compte de manière fine les processus de transferts verticaux, par infiltration matricielle comme par voie de transfert préférentiel, a été ajouté à l'étude : le modèle MACRO 5.2 (Larsbo *et al.*, 2005). Utilisé pour l'homologation des produits phytopharmaceutiques, il a aussi servi pour la construction des indicateurs I-PHY2eso et Drainage-HAIR (Figure 1). Le modèle a été paramétré par les méthodes mises au point par Agrosolutions et a été déployé « en aveugle » par Agrosolutions, c'est-à-dire sans vision sur les données mesurées de flux d'eau et de substances actives et donc sans possibilité de calage. Plus précisément, plusieurs jeux de paramètres ont été testés en fonction de la pierrosité et des paramètres de Footprint et de ceux du modèle. Seuls les résultats de la meilleure simulation sont présentés.

Pour les indicateurs présentant un module traitant du ruissellement vers les eaux de surface (ESU) et un module traitant des transferts verticaux, soit vers les eaux souterraines par infiltration soit par drainage vers les eaux de surface (ESO)[2], nous avons calculé séparément ces deux modules afin d'avoir des sorties correspondant aux voies de transferts des sites considérés. Dans les cas étudiés, le choix a été fait de ne considérer que les indicateurs de transfert de molécule vers les eaux souterraines en bloquant pour certains la variable de toxicité à un niveau fixe pour qu'elle n'influe pas le calcul ou dans le cas de DEXiPM, de calculer une version avec un niveau de toxicité élevé (HT) et faible (LT).

Pour réaliser les comparaisons, nous avons mis en place sous Excel une chaîne de calcul automatisé des différents indicateurs (à l'exception de celui d'ARTHUR) à partir d'un fichier de saisie de données

[2] Dans le cas de parcelles drainées, il y a bien transfert verticaux vers les drains mais ensuite les drains conduisent vers les eaux de surface. D'un point de vue des mécanismes en jeu, nous nous plaçons dans le module ESO tandis que du point de vue des impacts, nous devrions être en ESU.

construit à partir de la métadescription des indicateurs. Après vérification d'un variabilité suffisante des données, il a été décidé de mettre en place une démarche de comparaison reposant sur des tests de moins en moins en puissant, en nous appuyant sur les recommandation de Bockstaller et Girardin (2003) et sur le travail de Brown *et al* (2002) qui ont mis en œuvre différents tests. Le principe est de ne pas conclure trop rapidement si un indicateur donne un mauvais résultat au test le plus puissant. Ceci nous a conduits à mettre en œuvre :

- Un test de corrélation linéaire de Pearson sur les valeurs réelles des variables et un test de Spearman sur les classements des valeurs, ceci à l'aide du logiciel R (https://www.r-project.orghttps://www.r-project.org),
- Un test de vraisemblance qui prend en compte des relations plus lâches de type courbe enveloppe, effet potentiel, qui peuvent être dues à des simplifications dans la prise en compte des facteurs et processus (Figure 2). Nous avons fixé des règles de validation. Un indicateur est considéré avoir une vraisemblance (% d'estimation juste + % surestimation) acceptable pour une vraisemblance >60 % et si pourcentage d'estimation correcte > pourcentage de surestimation,
- Le dernier test statistique que nous avons réalisé sur le jeu de données est le test ROC (Receiving operating characteristic) proposé notamment par Makowski *et al.* (2009). Ce test permet d'évaluer les sorties d'un indicateur par rapport à un seuil.

Exemple test détaillé Drainage HAIR Dépassement 0,1 µg

		Fréquence de dépassement (%)				
		20	**40**	**60**	**80**	**100**
N	**1**	136	21	6	7	13
O	**2**	0	0	0	0	0
T	**3**	1	0	0	0	0
E	**4**	24	0	2	0	0
	5	33	7	6	8	9

juste	53,11%
sur-estimation	29,67%
sous-estimation	17,22%
Total :	100,00%
Vraisemblance	82,78%

Figure 2 : Exemple de test de vraisemblance pour l'indicateur Drainage HAIR et la fréquence de dépassement du seuil de 0,1 µg/L. Les nombres dans les cases représentent le nombre de cas.

1.2 Action 1 – comparaison au niveau bassin versant

Ce travail a été réalisé sur le bassin versant de la Fontaine-du-Theil en Bretagne qui fait l'objet de suivis depuis 1997 à l'initiative de l'UIPP, avec un pilotage par l'Association Générale des Producteurs de Maïs puis par Arvalis-Institut du végétal. Ce bassin versant expérimental de 136 ha regroupe 80 parcelles exploitées par une vingtaine d'agriculteurs. Le bassin a fait l'objet de nombreuses mesures d'aménagement comme la mise en place de zones tampons (bandes enherbées et talus) le long du cours d'eau. Les principales cultures sont le maïs, le blé et les prairies temporaires, les prairies permanentes représentent moins de 10 % du bassin.

Seul un sous-ensemble des indicateurs étudiés dans le cadre du projet a été appliqué sur les parcelles de la Fontaine-du-Theil. Outre l'IFT et le QSA, très simples de conception, les indicateurs qui permettent, au moins dans une certaine mesure, de tenir compte des propriétés du milieu, ainsi que de la présence éventuelle d'aménagements susceptibles d'influencer les transferts des pesticides vers le milieu aquatique (bandes enherbées, fossés, digues, mares tampons) ont été privilégiés. Nous avons ainsi sélectionné les indicateurs DAEGeso et DAEGesu, I-PHY2eso et I-PHY2esu, ADSCOR CT et

ADSCOR LT. Ces indicateurs ont été calculés sur le bassin versant de La Fontaine-du-Theil pour les 80 parcelles, pendant la période 1997-2006 et sur 6 substances actives : trois herbicides du blé (isoproturon, diflufénicanil et ioxynil) et trois herbicides du maïs (atrazine, diméthénamid, sulcotrione).

Le traitement des données a été l'occasion pour les partenaires d'Irstea de mettre en œuvre des nouvelles approches informatiques basées sur les entrepôts de données faisant appel à des cubes multidimensionnel. L'architecture informatique mise en œuvre dans le cadre de ce projet est venue compléter celle des projets SIE Pesticides et Miriphyque (Carluer *et al.,* 2014; Miralles *et al.,* 2010). Afin de prendre en compte certaines spécificités liées au projet, il a été nécessaire de faire quelques adaptations au modèle.

Pour chaque substance active, deux modes d'agrégations des indicateurs ont été testée pour calculer les indicateurs au niveau du bassin versant :

- Le calcul d'une moyenne pondérée au prorata des surfaces des parcelles,
- Le calcul d'une moyenne pondérée au prorata des surfaces des parcelles pondérées aussi par la distance au cours d'eau.

Pour les parcelles non traitées, l'indicateur prendra la valeur la plus favorable exprimant une absence de risque (Thiollet-Scholtus, 2004).

1.3 Action 2

L'action 2 avait pour objectif de tester des modèles prédisant les concentrations en fonction (i) des variables de pratiques et (ii) des indicateurs existants. Nous avons testé cette hypothèse en ajustant des arbres de régression (Breiman *et al.,* 1984) grâce au package rpart de R (Therneau *et al.,* 2010). Cette méthode a été choisie car le formalisme du modèle – un arbre binaire – correspond au type de modèle que nous souhaitons obtenir : les branches de l'arbre correspondent à des choix sur des valeurs de pratiques, de variables environnementales et d'indicateurs. Les feuilles de l'arbre, quant à elles, correspondent à des valeurs de concentration. En outre, cette méthode permet de classer les variables explicatives selon leur pouvoir prédictif. Ces modèles étant voués à prédire des concentrations (et pas seulement à analyser le jeu de données du projet), les arbres ont été évalués en fonction de leur pouvoir prédictif par validation croisée. Celle-ci est réalisée en retirant une observation et en la confrontant à l'arbre construit avec les n-1 données et en répétant l'exercice n fois.

1.4 Action 3

Dans l'action 3, le travail de qualification du domaine d'utilisation des indicateurs par rapport à leur nature et leur qualité prédictive, la précision des limites de leur interprétation, le type de message délivré, l'accompagnement de leur utilisation et les conséquences possibles de celle-ci, ont été synthétisé sous forme de fiche pour chaque indicateur. Nous nous sommes appuyés sur les fiches produites dans le projet GUIDE (Keichinger *et al.*, 2013).

2. Résultats

2.1 Action 1 – comparaison au niveau parcelle

Dans l'ensemble les coefficients de corrélations sont faibles bien que significativement différents de 0 : r <0,55 donc moins de 25 % de variance expliquée. L'exception provient du modèle MACRO 5.2 paramétré par Agrosolutions sur le site de La Jaillière avec de bonnes corrélations pour les flux d'eau (0,84), la matière active (0,70), la concentration max (0,79) et la CMP (0,89). Quelques indicateurs présentent des coefficients de corrélation entre 0,4 et 0,55 sur le site de La Jaillière (drainage) pour le flux cumulé, sur La Jaillière et sur le Magneraud pour la variable fréquence de dépassement de 0,1 µg/L, et sur Geispitzen pour la concentration moyenne pondérée.

Les corrélations sont meilleures pour les moyennes par substance active. Elles sont excellentes pour MACRO à La Jaillière et bonnes au Magneraud pour la concentration maximale et le flux total (Tableau 2) pour la concentration moyenne pondérée. Les coefficients de corrélations sont supérieurs à 0,6 pour quelques indicateurs élaborés tels que EPRIP et I-PHY. Avec le test de corrélation de Spearman sur les rangs pour voir s'il y avait une correspondance entre les classements, les résultats sont plutôt moins bons mais ce test n'a pas été appliqué à MACRO.

Tableau 2 : Résultats de comparaison indicateurs-mesures pour les moyennes par substance active : coefficients de corrélation (r). Seuls les résultats significatifs sont coloriés (* : p<0,05 ; ** : p<0,01 ; *** p<0,001).

a) La Jaillière (drainage, n=14)

	cmax	flmax	cumfl	cmp
QSA	0,19	0,17	0,2	0,17
IFT	0,33	0,32	0,3	0,3
SIRISeso	0,36	0,35	0,33	0,33
EIQeso	0,39	0,36	0,39	0,36
DEXieso	0,36	0,37	0,39	0,36
DAEGeso	0,33	0,3	0,27	0,3
ARTHUReso	0,48 ,	0,46 ,	0,47 ,	0,45
Iphy1eso	0,69 **	0,68 **	0,63 *	0,66 *
Iphy2eso	0,34	0,36	0,35	0,35
POCEReso	-0,02	-0,02	-0,04	-0,02
EPRIPeso	0,49,	0,43	0,42	0,44
rainageSynop	0,41	0,38	0,34	0,36
MACRO	0,99 ***	NA	0,99 ***	0,98 ***

b) La Jaillière (ruissellement par saturation, n=17) *et* **c)** le Magneraud (percolation, n= 13)

	cmax	flmax	cumfl	cmp
QSA	0,28	0,33	0,24	0,25
IFT MA	0,22	0,21	0,23	0,23
NRI esu	0,28	0,33	0,24	0,25
SIRIS esu	0,23	0,39	0,19	0,2
EIQ esu	0,29	0,28	0,26	0,27
ADSCOR CT	0,45	0,48	0,44	0,45
ADS COR LT	0,25	0,28	0,27	0,27
DEXiPMesu Low Tox	0,31	0,51 *	0,29	0,29
DEXiPMesu High Tox	0,45	0,49 *	0,45	0,47
DAEG esu	0,34	0,51 *	0,36	0,37
ARTHUR esu	0,23	0,36	0,24	0,24
I-Phy1 esu	0,49	0,64 **	0,51	0,53 *
I-Phy2 esu	0,37	0,52 *	0,35	0,36
POCER esu	0,12	0,26	0,09	0,09
EPRIP esu	0,27	0,16	0,26	0,26
EPRIP 2esu	0,64 *	0,46	0,623 *	0,64 *
SYNOPS	0,39	0,29	0,39	0,38

Coefficient corrélation (r)

< 0,4	absence de corrélation
[0,4; 0,45[	corrélation très faible
[0,45; 0,50[	corrélation faible
[0,50; 0,55[	corrélation faible à moyenne
[0,55; 0,60[	corrélation moyenne
[0,60; 0,70[	corrélation moyenne à bonne
[0,70; 0,80[	corrélation bonne
[0,80; 0,90[	corrélation très bonne
>0,90	corrélation excellente

	cmax	flmax	cumfl	cmp
QSA	0,32	0,47	0,28	0,32
IFT MA	0,28	0,55 ,	0,23	0,26
SIRIS eso	0,56 *	0,36	0,50	0,51
EIQ eso	0,44	0,52 ,	0,36	0,39
DEXieso	0,29	0,47	0,34	0,39
DAEGeso	0,41	0,39	0,27	0,31
ARTHUReso	0,36	0,43	0,27	0,32
Iphy1eso	0,39	0,79 **	0,2	0,25
Iphy2eso	-0,46	0,28	-0,39	-0,34
POCEReso	0,13	0,17	-0,09	-0,07
EPRIPeso	0,09	-0,09	-0,11	-0,1
HAIR Drainage	0,83 ***	0,56 *	0,78 **	0,81 ***
MACRO	0,81***	NA	0,62*	0,28

Coefficient corrélation (r)

< 0,4	absence de corrélation
[0,4; 0,45[	corrélation très faible
[0,45; 0,50[	corrélation faible
[0,50; 0,55[	corrélation faible à moyenne
[0,55; 0,60[	corrélation moyenne
[0,60; 0,70[	corrélation moyenne à bonne
[0,70; 0,80[	corrélation bonne
[0,80; 0,90[	corrélation très bonne
>0,90	corrélation excellente

Les tests de vraisemblance montrent un certain nombre de cas de vraisemblance avec un taux d'estimation juste > 60% pour La Jaillière (drainage) et le Magneraud pour la variable fréquence de dépassement de 0,1°µg/L, allant à des vraisemblance jusqu'à 85 %. Cependant, dans le meilleur des cas en termes d'estimation juste (73%), le taux de vraisemblance reste proche de 73% ce qui montre qu'il reste un pourcentage conséquent de sous-estimation du risque. Le travail d'analyse pour la rédaction des fiches dans l'action 3 a montré que, dans l'ensemble, les indicateurs qui donnent les meilleurs résultats (hors Macro) ont une tendance à sous-estimer le risque. Pour le test ROC une

majorité d'indicateurs ont une aire sous la courbe (AUC) supérieure à 0,5 sauf quelques exceptions même si les valeurs ne dépassent que rarement 0,8. Les résultats semblent moins bons pour La Jaillière (ruissellement) que pour les autres sites. Les indicateurs pourraient ainsi servir à discriminer des situations par rapport à un seuil.

Tout en restant dans des gammes de qualité prédictives faibles (r<0,55) on note un gradient de corrélation croissant en fonction du nombre de variables prises en compte par les indicateurs (Figure 1). Le modèle MACRO, donne les meilleurs résultats pour le site de La Jaillière, où les corrélations sont beaucoup plus élevées que les autres indicateurs étudiés. Pour le Magneraud, il ne se distingue que faiblement des autres indicateurs en raison du biais important lié à la variabilité des résultats inter cases pour de mêmes applications de substances actives. Deux exceptions au constat général, sont le cas de l'indicateur EIQ, indicateur simple qui présente des résultats de vraisemblance moyens sur 2 sites de transferts verticaux et l'indicateur SYNOPS, indicateur élaboré, qui se retrouve parmi les indicateurs ayant les résultats les plus mauvais. Il est à noter que pour l'indicateur I-PHY2eso, le mode de construction de l'indicateur repose sur une démarche de métamodélisation (à partir du modèle MACRO) et donnant des sorties exprimant un risque 8 années sur 10 (Lindahl et Bockstaller, 2012). Une comparaison avec des données annuelles n'est pas adaptée et pourrait en partie expliquer ses performances limitées et moins bonnes que celle de DRAINAGE-HAIR (reposant aussi sur MACRO). Cependant pour ces indicateurs plus élaborés, intégrant variables de milieu, variables de pratiques, propriétés de la molécule, de manière plus ou moins quantitative, la majorité, à l'exception de MACRO, identifie les situations de non risque mais identifie mal les situations à risques. Certains les identifient mais en sous-estimant leur importance. Les résultats du test ROC ne permettent pas de trancher aussi clairement.

2.2 Action 1 – comparaison au niveau bassin versant

Au niveau informatique, la chaîne de traitement mise en œuvre pour automatiser la création de la base de données réifiant le cube multidimensionnel a permis de consacrer plus de temps à l'analyse des besoins des partenaires au lieu de perdre du temps à créer la base de données manuellement comme cela est souvent le cas, de sorte que le processus de travail a été plus interactif. Il a permis de travailler sur la création des indicateurs pondérés par un coefficient d'atténuation basé sur la distance au cours d'eau, et sur la prise en compte les prairies. En revanche, les valeurs « les meilleures » de chaque indicateur pour chaque parcelle non traitée pour une substance active n'ont pas été entrées dans le cube multidimensionnel. Ce travail a été réalisé manuellement dans Excel sur des données extraites du cube multidimensionnel. La Figure 3 est un exemple de sortie qui peut être obtenu d'un cube multidimensionnel. Les indicateurs sont présentés ici sous forme cartographie afin de montrer la dimension spatiale, mais l'outil peut aussi restituer ces indicateurs sous forme de tableaux, d'histogrammes, de courbes, etc.

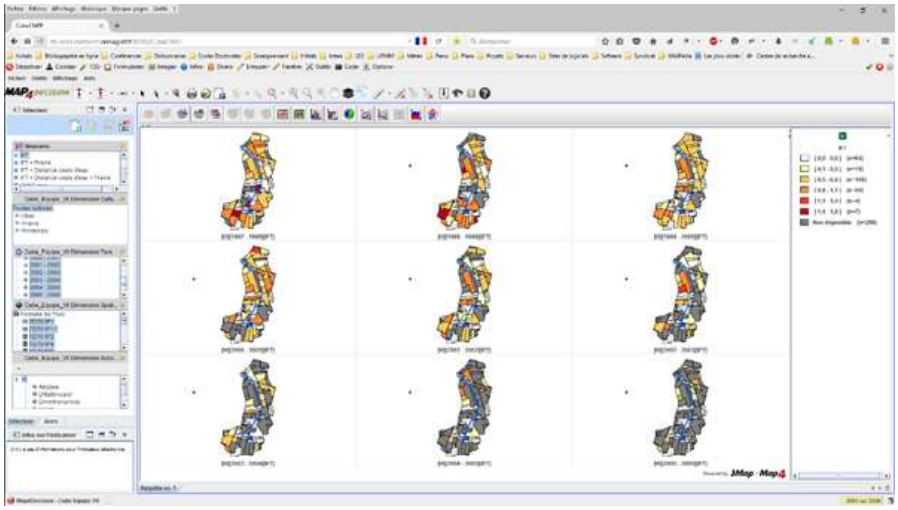

Figure 3 : IFT pour toutes les substances actives pour les campagnes 1997-1998 à 2005-2006 au niveau parcellaire. En gris des parcelles pour lesquelles aucun résultat n'est disponible.

Les résultats des calculs d'indicateurs au niveau du bassin versant donnent des valeurs d'indicateur dans l'ensemble favorables à l'environnement, au pire : 0,29 pour IFTMA, 329 pour QSA, 8,25 pour I-PHY2esu (avec une échelle de performance, 10 étant la valeur favorable) pour la pondération au prorata de la surface de la parcelle. Ces valeurs ne diminuent que faiblement pour la majorité des indicateurs (augmente pour I-PHY en raison de l'échelle inversée) si la pondération intègre la distance au cours d'eau. Ce type de pondération n'a pas permis de donner plus de poids à des parcelles à risque. Seuls les indicateurs QSA et IFTMA enregistrent des variations plus importantes de plus de 20%. Du Tableau 3, il ressort que les corrélations sont dans l'ensemble faibles (|r|<0,56) comme pour les résultats parcellaires. Les corrélations ne sont guère améliorées quand on change de mode de pondération.

Tableau 3 : Résultats de la comparaison entre des indicateurs moyens calculés par substance active sur le bassin versant (n=51), et des mesures : coefficients de corrélation (r). Les corrélations négatives obtenues s'explique pour I-Phy par l'utilisation de l'échelle d'origine de l'indicateur (performance du moins bon au meilleur).

Indicateur	Pondération	fd1	Con max	flux max	flux total	CMP
ADSCOR CT (note) P	*surface (ha)	0.35	0.43	0.32	0.42	0.44
ADSCOR LT (note) P		0.32	0.41	0.33	0.43	0.42
DABGeso (note) D		-0.09	-0.26	-0.22	-0.25	-0.26
DABGesu (note) R		0.21	0.11	0.05	0.10	0.09
IFTMA (sans unité) P		0.47	0.54	0.37	0.54	0.54
I-Phy2eso (note) D		-0.48	-0.45	-0.37	-0.55	-0.46
I-Phy2esu (note) R		-0.27	-0.38	-0.42	-0.46	-0.40
QSA (g/ha) P		0.39	0.52	0.37	0.49	0.53
ADSCOR CT (note) P	surface (ha) *CoefDistance	0.35	0.44	0.25	0.35	0.43
ADSCOR LT (note) P		0.32	0.42	0.29	0.39	0.42
DABGeso (note) D		-0.06	-0.24	-0.20	-0.21	-0.23
DABGesu (note) R		0.22	0.19	0.08	0.06	0.13
IFTMA (sans unité) P		0.42	0.54	0.31	0.44	0.54
I-Phy2eso (note) D		-0.48	-0.46	-0.36	-0.54	-0.48
I-Phy2esu (note) R		-0.30	-0.40	-0.38	-0.44	-0.41
QSA (g/ha) P		0.34	0.52	0.30	0.40	0.53

Coefficient corrélation (r)	
<0.4	absence de corrélation
[0.4;0.45[	corrélation très faible
[0.45;0.50[	corrélation faible
[0.50;0.55[	corrélation faible à moyenne
>0.55	corrélation moyenne

2.3 Action 2

Ce travail de fouille de données avec les indicateurs a abouti principalement à des arbres valides pour la fréquence de dépassement 0,1 µg/L (et aussi de quantification, résultat non présenté). Un des avantages des arbres de régression est d'autoriser la corrélation entre variables explicatives. Une conséquence est que certaines variables explicatives n'apparaissent pas dans l'arbre, non pas parce qu'elles ne permettent pas de prédire la mesure, mais parce qu'elles sont corrélées aux variables explicatives présentes dans l'arbre (et seraient donc redondantes). Le Tableau 4 donne les variables pertinentes dans le premier travail incluant les variables d'entrées des indicateurs.

Il ressort que les variables de milieu liées au sol utilisées par les indicateurs (ex : texture, profondeur) ne ressortent quasiment pas. Ce sont la dose, le mois de traitement et le mois de semis, ainsi que les propriétés des substances actives qui sont les plus pertinentes transversalement aux sites. Mais cela ne veut pas dire que les variables liées au sol n'interviennent pas dans le déterminisme des transferts. Cela s'explique par leur faible variabilité au sein d'un site, étant donné que nous n'avons pas pu regrouper les sites puisque les voies de transfert étaient différentes.

Tableau 4 : Variables pertinentes (=O) pour la prédiction de la fréquence de quantification.

	T1: Transferts calculés au cours de la période d'exportation			T2: Pour les données collectées maximum un an après application		
	Jaillière		Magneraud	Jaillière		Magneraud
	drainage	ruissellement	percolation	drainage	ruissellement	percolation
Dose	O	O	O	O	O	O
DT50	O	O	O	O	O	O
Couverture sol	O	O	O	O	O	O
Solubilité	O	O	O	O		O
KOC	O	O	O	O	O	O
Ecart entre date application et période d'écoulement	O					
Bilan hydrique	O		O	O		O
Longueur pente	O					
pH sol	O					O
Mois traitement		O	O	O	O	O

2.4 Action 3

Ce travail a abouti à la rédaction de fiches synthétisant par indicateur les résultats du travail (Figure 4) et comprenant :

- Les données considérées en s'inspirant des fiches du projet GUIDE (Keichinger *et al.*, 2013),
- Le mode de construction,
- Le type de valeur de sortie,
- Les résultats pour les comparaisons avec les mesures des critères de qualités prédictives (Corrélation, vraisemblance et test ROC),
- Une discussion des résultats,
- Les conséquences en termes de conseils à l'instar des fiches CORPEN pour les indicateurs azote (CORPEN, 2006).

Le contenu de ces fiches a été ajouté à celles du projet GUIDE (Keichinger *et al.*, 2013) et mis disponible sur le site du RMT Erytage (http://www.erytage.fr/guide/http://www.erytage.fr/guide/).

NOM	**EPRIPeso**		
Données considérées (pour plus de précision "lien")	■ Au produit	■ Au milieu	■ A l'itinéraire technique
	■ Substance active ■ Physico-chimique □ Toxicologique	■ Sol ■ Climat ■ Environ. Parcelle	□ Travail du sol, implantation ■ Pratique (dose, date, matériel) □ Gestion interculture / interrang
Mode de construction (pour plus de précision "lien")	Calcul en 4 étapes : 1. Equation permettant le calcul du facteur de retard en fonction des caractéristiques de la SA (Koc, KH) et du sol (MO, densité et capacité au champ). 2. Equation permettant le calcul du temps moyen de présence en fonction du facteur de retard avec des données du milieu (niveau et recharge de la nappe, capacité au champ). 3. Equation permettant le calcul du facteur d'atténuation à partir du temps moyen de présence et d'une caractéristique de la SA (DT50 sol). 4. Equation permettant le calcul des pertes à partir de l'atténuation facteur de la dose et du développement de la culture au moment du traitement.		
Type de valeur de sortie	□ Note Variant entre :	□ Classe Nombre :	■ Quantité Laquelle? : µg/l

Critère de qualités prédictives (Corrélation, vraisemblance, et test ROC)	La Jaillère					Le Magneraud					Geispitzen				
		Corr. (Coef r)	Vrais. (%)	Esti. Justes (%)	Test ROC		Corr. (Coef r)	Vrais. (%)	Esti. Justes (%)	Test ROC		Corr. (Coef r)	Vrais. (%)	Esti. Justes (%)	Test ROC
	Fd 0,1	0,36	**81**	**43**	NA	Fd 0,1	0,02	**82**	**50**	NA	Fd 0,1	Non pertinent			
	C max	0,39	**60**	**34**	0,77	C max	-0,06	**66**	**44**	0,57	C max				
	F max	**0,40**	**60**	**34**	0,72	F max	-0,06	**67**	**46**	0,64	F max				
	Ft	**0,46**	58	33	0,7	Ft	-0,06	**65**	**44**	0,64	Ft				
	CMP	0,39	**71**	**42**	0,68	CMP	-0,03	**78**	**47**	0,62	CMP				

Discussion des résultats	Le poids le plus important est donné aux caractéristiques de la SA (Koc et DT50). Si ces dernières sont "favorables", l'indicateur ne prévoit aucun transfert quelles que soient les valeurs des autres variables. A l'inverse, quand Koc et DT50 sont "défavorables", alors les transferts peuvent être attenués, dans l'ordre d'importance, par la dose, le niveau de la nappe, la recharge de la nappe et par le taux de MO. La vraisemblance (estimation juste et surestimation) pour certains critères n'est pas très élevée et dans environ 1/3 des cas, l'indicateur sous-estime le risque. Les estimations justes sont, sur les deux sites, entre 75 et 95% des cas le fait de situations où l'indicateur détermine un risque nul à très faible (classe 1) et les mesures de terrain montrent des transferts nuls à très faibles (classes 1). Les sous-estimations sont dues à des SA considérées comme sans risque par l'indicateur (classe 1) alors que les mesures prouvent le contraire (classe ≥ 2) sont relativement élevées à La Jaillière (50% des situations) contre seulement 20% au Magneraud. Ces sous-estimations sont principalement le fait de SA appliquées respectivement en automne/hiver et au printemps. En conclusion, on peut dire que cet indicateur prévoit bien les situations de non risque mais beaucoup moins efficacement les autres situations qu'il a tendance à sous-estimer.
Conséquences en terme de conseils	Si les caractéristiques physico-chimiques de la SA sont "favorables", l'indicateur ne va pas induire de restriction à son emploi. Dans le cas contraire, il faut s'assurer premièrement que la nappe a peu de chance d'être touchée (éloignement, recharge). D'un point de vu agronomique, on peut préconiser une démarche visant à une augmentation du taux de MO dans le sol, ou un décalage du traitement à une date avec une couverture de sol plus élevée. L'indicateur ne préconise donc pas systématiquement la réduction de dose ou la substitution de la SA avec les conséquences que cela impliquerait (résistance,

Figure 4 : Exemple de fiche synthétique résumant les résultats du projet pour un indicateur. Pour plus d'information voir le site GUIDE : http://www.plage-evaluation.fr/guide/ Corr. = Corrélation, Vrais. = Vraisemblance (% Esti. Justes +surestimation), Esti. Justes = estimation justes, Test ROC : test par rapport à un seuil. Le chiffre donne une aire sous la courbe (AUC avec AUC = 1 -> estimation totalement juste, AUC=0,5 -> pas mieux qu'un tirage au sort, seuil inférieur), fd 0,1 : fréquence de dépassement du seuil de 0,1 g/L, C max : concentration moyenne, Fmax : Flux maximum, Ft : flux total, CMP : concentration moyenne pondérée (par les flux d'eau).

3. Discussion et conclusion

L'effort réalisé dans ce projet pour évaluer la qualité prédictive d'indicateurs traitant de la qualité des eaux dépasse de loin ceux de travaux précédents sur indicateurs (Girardin *et al.,* 2007 ; Stenrød et *al*. 2008). Pour des modèles de simulation issus de la recherche, l'action Cost 66 a été une des plus abouties sur le plan méthodologique (Vanclooster *et al.*, 2000). Si 12 modèles de lessivage ont été comparés, seulement 4 jeux de données de transferts, ne comprenant au total que 5 substances actives présentant un risque assez important dans l'ensemble (bentazone, ethoprophos, isoproturon, metolachlore, mécoprop) ont été utilisées. Un autre travail d'Hardy *et al.* (2008) s'est focalisé sur la confrontation des sorties de 3 modèles au seuil de 0,1 µg/L ceci avec 34 cases lysimétriques comprenant dans ce cas un grand nombre de substances actives et métabolites (63 au total).

Dans l'ensemble, plus les indicateurs prennent en compte les processus en intégrant des variables du milieu, de pratiques et de propriétés de substances actives plus la corrélation s'améliore en restant toutefois sur des valeurs faibles (<0,55). Les corrélations les plus faibles sont liées aux indicateurs de cause (Lairez *et al.*, 2015) ne prenant que la dose d'application, comme QSA, IFT-MA, un équivalent à l'IFT. Dans cette dernière catégorie se rangent aussi les indicateurs reposant sur des coefficients de transfert indépendamment du milieu (NRI) ou encore ceux qui ne tiennent pas compte du milieu (SIRIS, ADSCOR). Une exception à ce groupe est l'indicateur EIQ, développé dans les années 90 aux USA et qui repose pour le risque de transfert sur des sorties de modélisation pour des conditions données. Dans le groupe suivant se trouve les indicateurs reposant sur une estimation séparée du risque « milieu » et « pratiques » sous forme qualitative tels ARTHUR et DAEG qui se révèlent aussi décevants à une exception près (ARTHUR pour La Jaillière drainage qui se rapproche des indicateurs de la catégorie suivante). Puis les indicateurs I-PHY qui agrègent qualitativement sous forme d'arbre de décision les trois catégories de variable d'entrées (sol, pratiques, propriétés substances actives), et les indicateurs DRAINAGE-HAIR, EPRIP2esu qui reposent sur des équations quantitatives constituent la dernière catégorie d'indicateurs dont les corrélations se rapprochent de 0,5. Dans ce groupe, l'indicateur SYNOPS se révèle être décevant. Enfin le modèle MACRO 5.2 prend en compte l'ensemble des paramètres et décrit de manière précise les processus. Une fois paramétré, il permet d'atteindre de loin les meilleures corrélations par rapports aux autres indicateurs.

Une raison à cette faible qualité prédictive des indicateurs (excepté MACRO) peut s'expliquer aisément par les simplifications apportées au mode de calcul, en ne faisant appel qu'à quelques variables d'entrées jugées accessibles. Dans l'ensemble, les indicateurs ne tiennent pas compte du climat et à travers celui-ci, ni du statut hydrique du sol, ni du délai entre application et risque de transfert. Ceci en facilite largement le calcul mais peut aussi présenter un intérêt, celui d'exclure du calcul un aléa qui peut masquer toutes les variations des autres variables et masquer un effort dans le changement de pratiques par exemple. Une variable pertinente telle la période ou date d'application qui traduit le statut hydrique du sol au moment de l'application, d'après un certain nombre de travaux (Réal *et al.*, 2005) n'est que très peu prise en compte directement par une majorité d'indicateurs : I-PHY2eso est une exception.

Cependant, malgré la qualité des jeux de données, nous n'avons pas pu, comme envisagé initialement, mobiliser plusieurs jeux de données pour une voie de transfert. Même si nous y étions arrivés, il est peu probable que nous aurions un jeu de données « idéal » croisant réellement plusieurs climats avec plusieurs types de sol différents. Dans les jeux de données utilisés, il n'existe qu'une faible variabilité des sols pour chaque site, ce qui fait que dans l'action 2, les variables de sol sont très peu ressorties comme variables pertinentes. Ce travail sur les arbres de régression qui était un des points centraux de l'appel à projet n'a pas permis d'aller très loin dans l'analyse. Il faudrait certainement un jeu de données bien plus riche comme évoqué juste avant. Ceci demanderait certainement des moyens importants. Sinon, il faudra attendre que d'autres jeux de données comme ceux d'Arvalis se constituent en espérant que le croisement entre sol et climat pourra alors se faire.

Au niveau du bassin versant, nos ambitions étaient plus modestes en termes de jeux de données mais le travail méthodologique sur la gestion des données dans des systèmes d'information faisant appel à des entrepôts de données sous forme de cube multidimensionnel a été innovant et a montré tout son intérêt pour réaliser des cartes, même s'il reste des améliorations en prenant mieux en comptes les parcelles non traitées. Les résultats de la confrontation à des mesures de transfert à l'exutoire étaient du même niveau que ceux au niveau parcellaire. Cependant, la différence en fonction du mode de calcul était moindre, les indicateurs de pression pouvant expliquer une partie des résultats dans certains cas. Le mode d'agrégation introduisant la distance au cours d'eau n'a pas amélioré les performances des indicateurs malgré la pertinence de cette variable (Colin *et al.*, 2000). Probablement, il faudrait intégrer d'autres variables (Exemple : la largeur des bandes enherbées traversées, autre zone tampon, longueur et nature du réseau hydrographique) dans la pondération comme l'on fait d'autres auteurs (Thiollet-Scholtus, 2004 ; Wohlfahrt *et al.*, 2010).).

De ces travaux, il apparaît que les indicateurs dans l'ensemble restent des prédicteurs médiocres des transferts des substances actives vers les eaux. En revanche, le modèle MACRO qui prend en compte les mécanismes de manière fine présente une bonne qualité prédictive. Son usage est donc à recommander quand c'est possible, mais, sa mise en œuvre demande un paramétrage précis du sol et du climat. Avec les progrès informatiques en termes de gestion de données, la disponibilité des informations pédologiques (fiches de sol type d'Arvalis entre autres) et climatiques, leur utilisation au niveau local (parcelle, exploitation et territoire, aire d'alimentation de captage, département, région, national) peut s'envisager. Ainsi pour des questions à forts enjeux (quand il peut y avoir des fortes conséquences réglementaires ou financières), il serait important d'investir dans un modèle aussi solide que MACRO qui ne traite cependant que des transferts verticaux et de drainage. Pour l'évaluation des transferts de surface, des indicateurs présentant la qualité prédictive la moins mauvaise et intégrant les variables de milieu, pratiques et propriétés des substances actives (EPRIP, I-PHY) sont à conseiller. S'ils ne peuvent investir dans un modèle comme MACRO, les utilisateurs pourront se retourner vers les indicateurs intégrant au mieux les mécanismes (EPRIP, I-PHY), présentant la qualité prédictive la moins mauvaise. Par ailleurs, dans les sorties du projet sous forme de fichier, nous avons cherché à avertir les utilisateurs d'une utilisation simpliste reposant uniquement sur la substitution de molécules. Celle-ci pratiquée de manière systématique peut conduire à des problèmes de résistance rapide à la famille chimique favorisée et à des impasses agronomiques. Enfin, il n'est pas prouvé que l'utilisation, sur une grande surface avec des conditions pédoclimatique variées, d'une molécule favorisée en raison de ses seules propriétés garantisse une amélioration de la qualité de l'eau.

Remerciements

Ce projet est né de discussion dans le groupe de travail « évaluation multicritère » du GIS Grandes Cultures à Hautes Performances Economiques et Environnementales (GC-HP2E). Il a bénéficié du soutien de l'ONEMA dans le cadre du programme « Pour et Sur le Plan Ecophyto » et d'aides complémentaires du GIS GC-HP2E et de l'Agence de l'Eau Rhin Meuse. Enfin, l'UIPP a autorisé l'exploitation des données de la Fontaine-du-Theil. Les partenaires du projet tiennent aussi à remercier Chloé Schneller pour son investissement durant la première partie du projet et la mise en place de tout le processus de calcul sous Excel et de comparaison, Guilhem Molla pour son travail sur les entrepôts de données, Alain Dutertre (ARVALIS-Institut du végétal) pour l'acquisition des données PCQE, à La Jaillière et au Magneraud.

Références bibliographiques

Bockstaller C., Feschet P., Angevin F., 2015. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. OCL 22.

Bockstaller C., Girardin P., 2003. How to validate environmental indicators. Agricultural Systems 76, 639-653.

Bockstaller C., Guichard L., Makowski D., Aveline A., Girardin P., Plantureux S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. Agron. Sustain. Dev. 28, 139-149.

Breiman L., Friedman J., Stone C.J., Olshen R.A., 1984. Classification and regression trees. CRC press.

Brown C.D., Bellamy P.H., Dubus I.G., 2002. Prediction of pesticide concentrations found in rivers in the UK. Pest Management Science 58, 363-373.

Carluer N., Gouy V., Lauvernet C., Le Henaff G., Molla G., Miralles A., Cheviron B., Pinet F., Benoit P., Coquet Y., Gascuel Odoux C., Real B., Guyit C., Maillet Mezeray J., 2014., Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l'échelle du bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l'évaluation et à la gestion du risque (MIRIPHYQUE) (Rapport de recherche). Programme Pesticides. 56pp.

Colin F., Puech C., de Marsily G., 2000. Relations between triazine flux, catchment topography and distance between maize field and the drainage network. Journal of Hydrology 236, 139-152.

CORPEN, 2006. Des indicateurs AZOTE pour gérer des actions de maîtrise des pollutionsà l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/maquette_azote29_09.pdf, Paris, p. 113.

Devillers J., Farret R., GirardinP., Rivière J.L., Soulas G., 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Lavoisier, Londres, Paris, New-York.

Girardin P., Devillers J., Thybaud E., Soulas G., 2007. Programme "Indicateurs et pesticides" Phase II : Validation et proposition d'amélioration d' indicateurs "pesticides". Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, p. 71.

Hardy I., Gottesburen B., Huber A., Jene B., Reinken G., Resseler H., 2008. Comparison of Lysimeter Results and Leaching Model Calculations for Regulatory Risk Assessment. Journal Fur Verbraucherschutz Und Lebensmittelsicherheit-Journal of Consumer Protection and Food Safety 3, 364-375.

Keichinger O., Benoit P., Boivin A., Bourrain X., BriandO., Chabert A., Domange N., Dubus I.G., Gouy V., Guichard L., Pitrel M., Pleyber E., Roulier S., Zahm F., Bockstaller C., 2013. GUIDE : développement d'un outil d'aide à la sélection d'indicateurs de risques liés à la présence des produits phytopharmaceutiques dans les milieux aquatiques - Mise au point, applications et perspectives. Innovations Agronomiques 28, 1-13.

Lairez, J., Feschet, P., Aubin, J., Bockstaller, C., Bouvarel, I., 2015. Evaluer la durabilité en agriculture - Guide pour l'analyse multicritère en productions animales et végétales. Editions Quae., Versailles, France.

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

Lopez B., Ollivier P., Togola A., Baran N., Ghestem J.P., 2015. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. Sci. Total Environ. 518, 562-573.

Makowski D., Tichit M., Guichard L., Van Keulen H., Beaudoin N., 2009. Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. J. Environ. Manage. 90, 139-146.

Miralles A., Vernier F., Carluer N., Pinet F., Faidix K., Lauvernet C., Molla G., Petit K., Bernard S., Gouy V., Bimonte S., De Sousa G., Chanet J.P., 2010. Un SIE Pesticides pour la réduction de l'impact des produits phytosanitaires sur l'environnement - Rapport 2° année (Rapport de recherche). ANR Carnot. 18pp.Morrissey,

Réal B., Dutertre A., Eschenbrenner G., Bonnifet J.P., Lassere D., 2005. Résultats de 10 campagnes d'expérimentation : Les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux varient selon les types de sol. Pespect. Agric. n°316, 20-24.

Stenrød M., Heggen H.E., Bolli R.I., Eklo O.M., 2008. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions - A case study in the Skuterud and Heiabekken catchments. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 15-29.

Thiollet-Scholtus M., 2004. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. Institut National Polytechnique de Lorraine, UMR Nancy-Université - INRA 1121, Nancy, Doctorat INPL. p. 180.

Vanclooster M., Boesten J., Trevisan M., Brown C.D., Capri E., Eklo O.M., Gottesburen B., Gouy V., van der Linden A.M.A., 2000. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. Agricultural Water Management 44, 1-19.

Wohlfahrt J., Colin F., Assaghir Z., Bockstaller C., 2010. An indicator inferred from hydrological mechanistic model simulation to assess spatial agricultural management impact on pesticide runoff Ecol. Indic. 10, 826-839.

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)