



HAL
open science

Projet EQUIPE: Evaluation de la qualité prédictive de 26 indicateurs de risque de transferts de pesticides dans les eaux et du modèle MACRO

F. Pierlot, J Marks-Perreau, B. Real, T. Constant, A. Lioeddine, N. Carluer, P van Dijk, O. Keichinger, Jean Villerd, R. Cherrier, et al.

► To cite this version:

F. Pierlot, J Marks-Perreau, B. Real, T. Constant, A. Lioeddine, et al.. Projet EQUIPE: Evaluation de la qualité prédictive de 26 indicateurs de risque de transferts de pesticides dans les eaux et du modèle MACRO. AFPP -23e Conférence du COLUMA: Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, Dec 2016, Dijon, France. hal-02869095

HAL Id: hal-02869095

<https://hal.inrae.fr/hal-02869095v1>

Submitted on 15 Jun 2020

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

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est 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.

AFPP – 23e CONFÉRENCE DU COLUMA
JOURNÉES INTERNATIONALES SUR LA LUTTE CONTRE LES MAUVAISES HERBES
DIJON – 6, 7 ET 8 DÉCEMBRE 2016

PROJET EQUIPE : EVALUATION DE LA QUALITE PREDICTIVE DE 26 INDICATEURS DE RISQUE DE TRANSFERTS DE PESTICIDES DANS LES EAUX ET DU MODELE MACRO

F. PIERLOT^{1,2}, J. MARKS-PERREAU³, B. REAL³, T. CONSTANT⁴, A. LIOEDDINE⁴, N. CARLUER⁵,
P. VAN DIJK⁶, J. VILLERD¹, O. KEICHINGER⁷, R. CHERRIER², C. BOCKSTALLER⁸

¹ UMR Agronomie et Environnement(LAE), INRA, Université de Lorraine, 2 avenue de la forêt de Haye 54505 Vandoeuvre (France)

² Chambre Régionale d'Agriculture Alsace – Champagne-Ardenne – Lorraine, 5 rue de la Vologne 54520 Laxou (France) frederic.pierlot@lorraine.chambagri.fr

³ Arvalis – Institut du végétal station expérimentale, 91720 Boigneville (France) j.marksperreau@arvalisinstitutduvegetal.fr

³ Arvalis – institut du végétal Estrées Mons, 80 208 Péronne (France) b.real@arvalisinstitutduvegetal.fr

⁴ Agrosolutions, avenue de la grande Armée 75116 Paris (France) tconstant@agrosolutions.com

⁴ Agrosolutions, avenue de la grande Armée 75116 Paris (France) alioeddine@agrosolutions.com

⁵ irstea UR Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions Lyon (France) nadia.carluer@irstea.fr

⁶ Association pour la Relance Agronomique en Alsace, rue de Rome 67300 Schiltigheim (France) p.vandijk@alsace.chambagri.fr

⁷ chercheur indépendant (France) olivierkeichinger@hotmail.com

⁸ UMR Agronomie et Environnement(LAE), INRA, rue de Herrlisheim 68021 (France) christian.bockstaller@colmar.inra.fr

RÉSUMÉ

Les acteurs impliqués dans la gestion de la qualité de l'eau ont besoin d'outils pour évaluer les stratégies de traitement phytopharmaceutiques utilisés en agriculture. Cela a conduit au développement de nombreux indicateurs, mais, jusqu'à maintenant, peu d'études ont traité de la qualité prédictive de ces indicateurs, en particulier de transferts de substances vers les eaux. Le projet EQUIPE vise à combler ce manque en confrontant les sorties d'indicateurs et du modèle MACRO à un jeu de données expérimentales dans des contextes pédoclimatiques contrastés et pour des voies de transfert différentes. Les résultats ont montré pour les indicateurs de faibles corrélations, seul le modèle MACRO présente de bonnes corrélations pour La Jaillièrre et de bonnes estimations de la concentration moyenne par substance active sur La Jaillièrre et au Magneraud. De plus on observe un gradient croissant de vraisemblance pour les indicateurs intégrant de plus en plus de variables. Ce projet permet d'éclairer les gestionnaires de l'eau sur le choix des outils qu'ils utilisent et l'utilisation qu'ils peuvent faire des résultats obtenus.

Mots-clés : transferts de pesticides / pollution de l'eau / méthode de comparaison / capacité prédictive / modèle de transfert.

ABSTRACT

EQUIPE PROJECT: EVALUATION OF THE PREDICTIVE QUALITY OF 26 RISK INDICATORS OF PESTICIDE TRANSFERS TO WATERS AND OF THE MACRO MODEL

Stakeholders involved in the management of water quality need tools to assess the pesticide use strategy of the farmers. This has led to the development of a number of indicators but, only few studies dealt with the predictive capacity of those indicators, especially for transfer of active ingredients to water bodies. The EQUIPE project aims at filling this gap by confronting results from indicators and the MACRO model with experimental data in various contexts of soil, climate and transfer pathways. Results yielded low correlations excepted for the MACRO model that showed good correlations for the site La Jaillièrre and good assessment of mean concentrations by active ingredient at La Jaillièrre and Le Magneraud sites. Moreover a gradient of probability (percentage of correct estimation and overestimation with % correct estimation > % overestimation) is observed for indicators integrating more and more variable while remaining in a range of low correlations. This project allows to help water manager in the selection of tools they use and in the use of the results obtained with indicators.

Keywords: risk indicators / pesticide transfer / water pollution / Comparison method / predictive capacity, transfer model.

INTRODUCTION

L'utilisation généralisée de produits phytosanitaires depuis la fin de la 2^{ème} guerre mondiale n'a pas été sans conséquence pour l'environnement (Richardson 1998) et notamment sur la qualité des eaux (Flury 1996; Grung et al. 2015; Lopez et al. 2015; Real et al. 2005). En réponse à cette dégradation de la ressource en eau, l'Union Européenne a durci la réglementation avec la mise en place de la Directive Cadre sur l'eau en 2000 et différents plans d'action comme le « Paquet Pesticides » en 2009. La France a de son côté appliqué la directive par la mise en place de la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques de 2006 et les plans Ecophyto version 1 et 2.

Les gestionnaires de la ressource en eau ont besoin de pouvoir évaluer l'efficacité des mesures prises. Le suivi des masses d'eau par une instrumentation et des analyses à pas de temps fin est trop coûteux et délicat à mettre en place. C'est pourquoi, de nombreux indicateurs ont été créés pour caractériser le risque de transferts de pesticides dans les eaux. Ces indicateurs vont d'outils simples ne reposant que sur la quantité de substances actives appliquées (QSA) ou sur le rapport entre la dose appliquée et la dose homologuée (IFT), et qui ne sont de ce fait que des indicateurs de pratiques, à des outils plus complexes qui intègrent différentes variables comme les propriétés des substances actives ou les caractéristiques pédoclimatiques du milieu dans lequel est appliquée la substance active (par exemple I-Phy version 1 et 2 (Lindahl et Bockstaller 2012; Wohlfart 2008) ou DEXiPM (Pelzer et al. 2012). Les plus complexes sont issus de modèles mécanistes comme l'indicateur DRAINAGE-HAIR (van der Linden et al. 2003) ou EPRIP (Gutsche et Rossberg 1997; Trevisan et al. 2009). Des revues ont été réalisées sur ces indicateurs (Devillers et al. 2005; Keichinger et al. 2013; Reus et al. 2002) mais à visée descriptive, sans caractériser leur capacité prédictive.

Le programme EQUIPE (Evaluation de la QQualité prédictive des Indicateurs de risque PEsticide) vise à combler ce manque en confrontant les sorties de 26 indicateurs et du modèle MACRO 5.2 paramétré selon les méthodes développées par Agrosolutions aux données de transferts mesurées sur 3 sites expérimentaux présentant 4 voies de transferts différentes.

MATERIEL ET METHODE

Données expérimentales

Afin de permettre un test de la capacité prédictive des indicateurs, les données de 3 sites différents ont été utilisées. Ces 3 sites sont instrumentés et gérés par Arvalis – Institut du végétal (en partenariat avec l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace sur le site de Geispitzen).

Le site de La Jaillièrre en Loire Atlantique (44), sous un climat océanique est caractérisé par des sols bruns hydromorphes limono-argileux et est constitué de 11 parcelles drainées dont les eaux de drainage et les eaux de ruissellement par saturation du profil sont collectées séparément. Les données ont été collectées entre 1993 et 2010 sur des cultures de blé d'hiver, pois de printemps et d'hiver et maïs. Les eaux de drainage et de ruissellement sont acheminées par des collecteurs étanches depuis les parcelles jusqu'à des chambres de mesure du débit ce qui permet de suivre l'évolution de la lame d'eau en continu au cours de la campagne agricole. Des échantillons d'eau sont prélevés automatiquement en fonction du volume d'eau écoulé. Les échantillons sont constitués au pas de temps hebdomadaire.

Le site du Magneraud en Charente-Maritime (17), est équipé de 14 cases lysimétriques placées à 1 mètre de profondeur, sur des sols argilo-calcaire caillouteux. Les données de percolation γ ont été collectées entre 2001 et 2010 sur des cultures de blé d'hiver, pois protéagineux et maïs. L'eau de percolation collectée à la base d'une colonne de sol de 1 mètre d'épaisseur et les volumes d'eau percolée sont mesurés une fois par semaine en période d'excédent pluviométrique (parfois toutes les deux semaines quand la faible pluviosité ne produit que de faibles percolats). Une fois que les mesures des volumes d'eau écoulés sont effectuées, après homogénéisation du percolat recueilli, un échantillon d'eau d'un litre est collecté et analysé.

Le site de Geispitzen dans le Haut-Rhin est composé de 3 parcelles isolées hydrauliquement dont les eaux de ruissellement sont collectées séparément sur des sols limoneux. Celles-ci ont été équipées de préleveurs automatiques des eaux de ruissellement en bas de pente juste avant un fossé de collecte des eaux. Les échantillons ont été prélevés en fonction du volume ruisselé au printemps seulement, lors d'épisodes orageux, durant la période de croissance du maïs. Le climat y est continental et les mesures de ruissellement hortonien, réalisées sur des cultures de maïs (et soja pour une des campagnes) ont été prises entre 2000 et 2009.

Nous avons sélectionné un ensemble de substances actives présentant une large gamme de doses d'application, de périodes d'utilisation, ainsi qu'une forte variabilité en termes de caractéristique physico-chimiques (Tableau I).

Tableau I : Caractéristique des substances actives suivies
Characteristics of the active ingredient studied

Substance active	dose (g /ha)	Koc (mL/g)	DT ₅₀ au champ (en jours)	période d'application	cultures	sites
aclonifen (H)	300-2400	7126	80,4	printemps / automne / hiver	M/PP/PH/F	La Jaillière / Le Magneraud
alachlore (H)	2160-2328	124	14	printemps	M	Geispitzen
atrazine (H)	250-750	100	29	printemps	M	Geispitzen
bentazone (H)	261-1740	51,5	10	printemps / hiver	M/PP/PH	La Jaillière / Le Magneraud
bromoxynil (H)	62-400	173,5	5,56	printemps / automne / hiver	BH/M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
chlorothalonil (F)	375-2250	850	44	printemps / hiver	BH/PP/PH	La Jaillière / Le Magneraud
diflufenicanil (H)	20-187	3416	415	automne / hiver	BH	La Jaillière / Le Magneraud
dmta-p (H)	720-1008	227	7	printemps	M	La Jaillière / Le Magneraud
époconazole (F)	25-87	1073	116,8	printemps / hiver	BH	La Jaillière / Le Magneraud
glyphosate (H)	480-1080	21699,44	31,5	printemps / automne / hiver	BH/M/PH / CIPAN	La Jaillière
isoproturon (H)	500-1500	122,00	22,5	automne / hiver	BH	La Jaillière / Le Magneraud
mésotrione (H)	30-150	109,00	5	printemps	M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
S-métolachlore (H)	983-1646	200,00	21	printemps	M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
metsulfuron-méthyl (H)	5-30	39,50	31,97	printemps / hiver	BH	La Jaillière / Le Magneraud
nicosulfuron (H)	20-30	20,70	19,3	printemps	M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
pendiméthaline (H)	250-800	15744	99,17	printemps / automne / hiver	BH/PP/PH	La Jaillière / Le Magneraud
prochloraze (F)	315-450	2225	345,5	printemps / hiver	BH	La Jaillière / Le Magneraud
prosulfocarbe (H)	800-3200	1693	9,8	automne / hiver	BH	La Jaillière
prosulfuron (H)	3,6-15	16,67	16,44	printemps	M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
tau-fluvalinate (I)	48-72	504123	90,8	printemps/ automne	BH/PP	La Jaillière

(H) : Herbicide / (I) : Insecticide / (F) : Fongicide
M : Maïs / PP : pois printemps / PH : pois hiver / F : féverolle / BH : Blé hiver

Les prélèvements d'eau ont été réalisés depuis l'application et pour une durée maximale de 1 an en fonction du volume d'eau écoulé à La Jaillière, au rythme hebdomadaire durant la phase de drainage au Magneraud, après des événements ruisselant durant la période de croissance du maïs à Geispitzen. A partir des analyses réalisées pour les 3 sites au laboratoire d'analyses GIRPA à Beaucouzé (49)., les variables suivant ont été calculée pour chaque application de substance active sur une parcelle :

- La fréquence de dépassement du seuil de 0,1 µg/ L correspondant à la norme de potabilité des eaux (Fd1)
- La concentration maximale observée sur la période, mesurée en µg/ L (C max)
- Le flux maximal observé mesuré en mg/ ha (Flux max)
- Le Flux total de matière active sur la période en mg/ ha (Flux total)
- La concentration moyenne pondérée sur la période en µg/ L (CMP)

Le jeu de données mis en œuvre dans le projet comprenait 273 traitements en situation de drainage (La Jaillière), 230 en ruissellement par saturation du profil sur sol drainé (La Jaillière), 467 traitements en situation de lixiviation (Le Magneraud) et 40 traitements en situation de ruissellement hortonien.

Choix des indicateurs et paramétrage

Les indicateurs testés sont représentatifs des différents outils mis à la disposition des acteurs de la gestion de la ressource en eau (Bockstaller et al. 2015) : depuis des indicateurs de pratique comme l'IFT (principal indicateur du plan Ecophyto), en passant par des indicateurs prédictifs basés sur des arbres de décision comme I-Phy (Bockstaller et al. 2008b), des outils issus de modèle mécanistiques comme l'indicateur Drainage du programme HAIR (van der Linden et al. 2003) et un modèle mécaniste MACRO, dans sa version 5.2.. (Figure 1). Le modèle MACRO a été paramétré par les méthodes mises au point par Agrosolutions, à l'aide des fonctions de pédotransfert Footprint, disponibles dans le modèle et qui ont donné de meilleurs résultats que les propres fonctions de MACRO. Les paramètres de sol utilisés (texture, structure, profondeur, pH, taux de matière organique) sont ceux disponibles dans les fiches de sol type d'Arvalis. Les données météo (P,ETP, Tmin, Tmax quotidien) sont issues des stations météo d'Arvalis sur les deux sites. Ceci a permis de rendre compte de la fiabilité de MACRO comme s'il avait été déployé en routine avec des données de paramétrage disponibles au niveau national.

Pour les indicateurs faisant partie d'une méthode plus globale de calcul du risque pour l'environnement (par exemple I-Phy ou ADSCOR), seuls les modules de calcul du risque de transfert vers les eaux ont été retenus. De même pour les indicateurs présentant un sous-indicateur contenant les eaux de surface (ESU) et un autre pour les eaux souterraines (ESO), les 2 sont calculés séparément pour avoir une correspondance avec les voies de transfert des sites expérimentaux. Enfin, faute d'informations suffisantes, certaines simplifications ont été opérées pour le calcul des indicateurs, à savoir : la durée entre la date d'application et l'évènement ruisselant a été bloquée à 3 jours pour les indicateurs EPRIP 2 et I-Phy 2 et la distance entre la parcelle et le point d'eau le plus proche considérée à 0 pour les indicateurs ARTHUR et EPRIP 2, les mesures de transfert ayant été effectuées directement à la sortie des parcelles. Les résultats du site de la Jaillière résultant du drainage ont été comparés aux modules ESO des indicateurs car, bien que les rejets des eaux de drainage concernent les eaux de surface, les mécanismes de transfert mis en œuvre sont ceux de la percolation, le transfert horizontal ne se faisant qu'au moment de la rencontre du flux d'eau avec le réseau de drains. La description de ces indicateurs est disponible sur l'outil GUIDE (Keichinger et al. 2013) hébergé par le site du RMT Erytage : <http://www.plage-evaluation.fr/guide/>).

Figure 1 : Présentation synthétique du mode de calcul des indicateurs
Synthetic presentation of the calculation method of indicators

	Quantitatif	Score (rang)	Qualitatif
Indicateur de cause (simple)	Mode de construction		
	Dose	Quantitatif	Classe
	Dose * Coef transfert	QSA, IFT-MA	
	[Dose, Propriétés SA]	NRI^o	
	[Dose, application, aménagement] X [Propriétés SA]	SIRIS^{o, u}	EIQ^{o, u}
	[Dose, sensibilité milieu]	ADSCOR^{CT LT u}	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 transfert * sol * climat)	POCER^{o, u}	
Indicateur basé sur modèle Opérationnel quantitatif	f(Dose, application, aménagement, propriétés SA, milieu, climat)	EPRIP1^{o, u} et 2^u , DRAINAGE Hair^o SYNOPS^u	
Modèle complexe	Modèle complexe à base mécanistique	MACRO^o	

* : multiplication, [] : arbre de décision, []X-[] : séparation en 2 sous-indicateurs, ^{LF} : logique floue, f() : fonction, o sous-indicateur transfert verticaux (La Jaillière drainage et Le Magneraud infiltration), u sous-indicateur transfert de surface (La Jaillière ruissellement par saturation et Geispitzen ruissellement hortonien), LT et HT : toxicité faible et élevée pour DEXiPM.

Analyses réalisées

Après avoir vérifié que la distribution des données mesurées et des sorties des différents indicateurs présente une variabilité suffisante pour permettre des comparaisons, différents tests ont été mis en œuvre selon les recommandations de la littérature (Bockstaller et al. 2008a; Bockstaller et Girardin 2003) et l'exemple de Brown et al. (2002). Les sorties des indicateurs ont ainsi été confronté aux mesures de transfert suivant 3 tests successifs de puissance décroissante.

a. Le premier est un test de corrélation de Pearson entre les sorties de chaque indicateur et les variables expérimentales mesurées (Fd1, C max, Flux max, Flux total, CMP) à l'aide du logiciel R (<https://www.r-project.org>). La p-value associée est calculée en considérant des résultats hautement significatifs si $p < 0,001$, très significatifs si $p < 0,01$ et significatifs pour $p < 0,05$ (Gibbons et Pratt 1975).

b.- Ensuite, un test de vraisemblance a été réalisé, consistant à estimer le pourcentage des résultats des sorties d'indicateurs se trouvant dans une zone d'acceptabilité. Pour ce faire, les données mesurées et les résultats des indicateurs ont été répartis en 5 classes (Tableau II). La vraisemblance correspond à la somme des estimations correctes et des surestimations (Tableau III), comme défini dans Bockstaller et al. (2008a).

Ne sont considérés comme pertinent au regard de ce test que les indicateurs qui i) ont une vraisemblance $> 60\%$ et ii) qui ont un % de résultats juste $> 40\%$. Ces règles permettent d'éviter de recommander des indicateurs qui auraient une propension trop importante à surestimer le risque.

Tableau II : Répartition des valeurs des données expérimentales et des indicateurs en 5 classes
Distribution of the experimental data and the indicator values in 5 classes

QSA	IFT _{MA}	EIQ	SIRIS	DEXiPM, DAEG, ARTHUR	ADSCOR CT	ADSCOR LT	I-Phy1	I-Phy2	EPRIP, POCER, SYNOPSIS, NRI	% dépassement 0,1 µg/L	Concentration (C _{max} et CMP) (µg/l)	Flux (mg/ ha)
< 10	[0; 0.2[< 2	[0; 20[[0; 1[[0; 2[[0; 4[[0; 2[[0; 2[< 0,01	[0; 20[< 0.01	< 1
[10; 50[[0.2; 0.4[[2; 3[[20; 40[[1; 2[[2; 4[[4; 8[[2; 4[[2; 4[[0,01; 0,1[[20; 40[[0.01; 0.1[[1; 10[
[50; 250[[0.4; 0.6[[3; 4[[40; 60[[2; 3[[4; 6[[8; 12[[4; 6[[4; 6[[0,1; 1[[40; 60[[0,1; 1[[10; 100[
[250; 1250[[0.6; 0.8[[4; 5[[60; 80[[3; 4[[6; 8[[12; 16[[6; 8[[6; 8[[1; 10[[60; 80[[1; 10[[100; 1000[
≥ 1250	≥ 0.8	≥ 5	[80; 100]	[4; 5]	[8; 11]	[16; 20]	[8; 10]	[8; 10]	≥ 10	[80; 100]	≥ 10	≥ 1000

Tableau III : test de vraisemblance
probability test

d c l i n e a d u s s i r e c a t	Variable mesurée						
	20	40	60	80	100		
						juste	a %
1						sur-estimation	b %
2						sous-estimation	c %
3							
4						Total :	100,00%
5							
Vraisemblance	a + b %						

c. Un test Receiving Operating Characteristic (ROC) est réalisé pour terminer les analyses. Cette méthode permet de vérifier les résultats d'un test par rapport à un seuil et de calculer pour chaque valeur prise par l'indicateur la sensibilité et la spécificité du test par rapport à ce seuil. La sensibilité correspond à la part de vrais positifs prédits (le risque est détecté par l'indicateur et les transferts ont été effectivement mesurés) et la spécificité correspond à la part de vrais négatifs prédits (le risque est considéré comme faible par l'indicateur et les transferts mesurés sont inférieurs au seuil) sur l'ensemble des vrais négatifs (Makowski et al. 2009). Les couples sensibilité en fonction de (1-spécificité) obtenus pour chaque valeur de l'indicateur nous permettent d'établir la courbe ROC pour laquelle nous pouvons calculer l'aire sous la courbe (AUC) qui permet de connaître la performance de l'indicateur. Pour un indicateur parfait, la valeur de l'aire sous la courbe serait de 1 tandis qu'un indicateur ayant une valeur de 0,5 ne fournirait pas d'informations sur le risque. Les seuils testés

pour ce test correspondent à une concentration moyenne pondérée dépassant le seuil de potabilité de 0,1 µg/L, la moitié du seuil de potabilisation et le seuil de potabilisation de 2 µg/L. Pour la concentration maximale, nous avons testé les indicateurs par rapport à la moitié de la limite de potabilisation et la limite de potabilisation des eaux brutes (0.1 µg /L et 2 µg /L) et pour les flux, nous avons testé les indicateurs par rapport à un flux de 100 mg /ha. Ce test n'a pas été réalisé pour le modèle MACRO car il ne s'y prêtait pas.

RESULTATS ET DISCUSSION

Corrélation

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 (Tableaux III et IV). L'exception provient du modèle MACRO sur le site de La Jaillière avec de bonnes corrélations pour les flux de 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 CMP. Cependant pour les indicateurs plus élaborés, intégrant variables de milieu, de pratiques, de 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 ou sous-estime leur importance. Les résultats du test ROC ne permettent pas de trancher aussi clairement.

Tableau III : Coefficient de corrélation pour les indicateurs eaux souterraines
Correlation coefficient for groundwater indicators

	La Jaillière					Le Magneraud				
	fd1	cmax	flmax	cumfl	cmp	fd1	cmax	flmax	cumfl	cmp
QSA	0,14	0,14	0,15	0,20	0,15	0,32	0,06	0,07	0,07	0,01
IFT MA	0,30	0,16	0,18	0,21	0,19	0,25	0,03	0,02	0,02	0,05
SIRISeso	0,32	0,21	0,22	0,25	0,22	0,4	0,13	0,14	0,15	0,06
EIQeso	0,24	0,28	0,30	0,38	0,29	0,34	0,07	0,09	0,09	0,01
DEXieso	0,37	0,21	0,21	0,25	0,22	0,41	0,18	0,2	0,2	0,1
DAEGeso	0,28	0,35	0,34	0,40	0,33	0,28	0,08	0,1	0,12	0
ARTHUReso	0,42	0,29	0,29	0,37	0,28	0,36	0,09	0,1	0,1	0,04
POCEReso	0,04	0,08	0,08	0,09	0,07	0,03	-0,05	-0,05	-0,05	-0,04
I-PHY1eso	0,36	0,43	0,42	0,49	0,41	0,3	0,03	0,05	0,05	-0,01
I-PHY2eso	0,24	0,15	0,16	0,19	0,13	-0,17	-0,14	-0,11	-0,11	-0,09
EPRIPeso	0,36	0,39	0,40	0,46	0,39	0,02	-0,06	-0,06	-0,06	-0,03
DRAINAGE- HAIR	0,31	0,31	0,37	0,44	0,28	0,46	0,13	0,14	0,16	0,06
MACRO	0,16	0,79	NA	0,71	0,89	0,39	0,19	NA	0,23	0,04

r

- < 0,4
- [0,4; 0,45[
- [0,45; 0,50[
- [0,50; 0,55[
- >0,55

NS

Tableau IV : Coefficient de corrélation pour les indicateurs eaux de surface
Correlation coefficient for surface water indicators

	La Jaillière					Geispitzen				
	fd1	cmax	flmax	cumfl	cmp	fd1	cmax	flmax	cumfl	cmp
QSA	0,09	0,18	0,09	0,09	0,13	0,29	0,33	0,24	0,25	0,4
IFT MA	0,32	0,18	0,2	0,26	0,14	0,14	-0,06	0,06	0,07	0,13
NRlesu	0,19	0,28	0,2	0,24	0,17	0,3	0,23	0,25	0,26	0,39
SIRISesu	0,21	0,26	0,29	0,29	0,26	0,07	-0,01	0,01	-0,02	0,01
EIQesu	0,23	0,29	0,23	0,27	0,17	0,3	0,23	0,25	0,26	0,39
ADSCOR CT	0,25	0,25	0,23	0,25	0,23	0,24	0,17	-0,1	-0,12	-0,06
ADSCOR LT	0,36	0,21	0,2	0,25	0,17	0,1	0,18	-0,28	-0,3	-0,17
DEXiPMesu LT	0,31	0,27	0,27	0,25	0,28	0,27	0,19	0,2	0,2	0,33
DEXiPMesu HT	0,22	0,25	0,24	0,26	0,2	0,19	0,31	0,15	0,15	0,26
DAEGesu	0,57	0,21	0,18	0,2	0,2	0,3	0,22	-0,13	-0,15	-0,02
ARTHUResu	0,21	0,11	-0,04	-0,08	0,09	0,27	0,38	0,18	0,18	0,12
POCEResu	0,17	0,2	0,14	0,16	0,13	0,41	0,24	0,28	0,28	0,42
I-PHY1esu	0,44	0,32	0,27	0,26	0,38	0,32	0,21	-0,12	-0,15	-0,03
I-PHY2esu	0,49	0,3	0,27	0,28	0,31	0,31	0,34	0,06	0,04	0,18
EPRIPesu	0,18	0,14	0,11	0,11	0,1	0,3	0,23	0,19	0,17	0,34
EPRIP2esu	0,33	0,33	0,28	0,32	0,2	0,51	0,41	0,32	0,3	0,57
SYNOPS	0,22	0,47	0,43	0,49	0,31	0,36	0,17	-0,07	-0,09	0,01

r

- < 0,4
- [0,4; 0,45[
- [0,45; 0,50[
- [0,50; 0,55[
- >0,55

NS

Les performances médiocres obtenues par ces indicateurs au test de corrélation peuvent s'expliquer en partie par le fait qu'ils ne prennent que peu en compte la période d'application des substances

Test ROC

Les résultats des tests ROC permettent de conclure sur le fait que les indicateurs sont capables de discriminer un risque par rapport à un seuil. Toutes les AUC sont supérieures à 0,5 sur les sites concerné par les transferts verticaux à l'exception d'I-Phy 2 sur le site du Magneraud. Il est à noter que là encore, les résultats sont meilleurs pour les indicateurs ESO que pour les indicateurs ESU, les comparaisons avec les données mesurées sur le site de Geispitzen offrant les résultats les moins probants.

Tableau VII : Résultats AUC du test ROC pour les indicateurs eaux souterraines
Results of the AUC of the ROC test for groundwater indicators

Indicateur	La Jaillière							Le Magneraud						
	Cmax >1µg	Cmax >2µg	FluxMax >100mg	FluxTot>10 0mg	CMP > 0,1µg	CMP > 1 µg	CMP > 2 µg	Cmax >1µg	Cmax >2µg	FluxMax>100mg	FluxTot>100mg	CMP > 0,1µg	CMP > 1 µg	CMP > 2 µg
QSA (g/ha)P	0,71	0,77	0,73	0,68	0,70	0,77	0,80	0,71	0,68	0,72	0,69	0,70	0,63	0,62
IFT MA (sans unité)P	0,69	0,74	0,70	0,69	0,71	0,72	0,70	0,65	0,59	0,66	0,63	0,68	0,61	0,57
SIRIS eso (rang)D	0,67	0,76	0,72	0,67	0,74	0,78	0,76	0,80	0,71	0,75	0,73	0,76	0,71	0,70
EIQ eso (note x dose)D	0,67	0,83	0,77	0,72	0,72	0,78	0,82	0,73	0,71	0,76	0,73	0,72	0,69	0,68
DEXiPM eso (note)D	0,71	0,74	0,73	0,70	0,72	0,78	0,78	0,68	0,74	0,76	0,71	0,75	0,75	0,79
DAEG eso (note)D	0,61	0,75	0,69	0,63	0,68	0,73	0,74	0,73	0,66	0,70	0,69	0,68	0,69	0,68
ARTHUR eso (note)D	0,75	0,87	0,83	0,79	0,81	0,87	0,87	0,82	0,71	0,77	0,76	0,76	0,71	0,68
POCER eso (µg/L)D	0,54	0,71	0,66	0,59	0,63	0,70	0,70	0,69	0,57	0,65	0,65	0,64	0,62	0,56
I-Phy1 eso (note)D	0,70	0,88	0,81	0,74	0,77	0,86	0,87	0,78	0,62	0,70	0,70	0,70	0,65	0,61
I-Phy2 eso (note)D	0,70	0,70	0,70	0,73	0,69	0,67	0,62	0,44	0,36	0,44	0,43	0,43	0,34	0,29
EPRIP eso (µg/L)D	0,62	0,77	0,72	0,70	0,68	0,71	0,70	0,68	0,57	0,64	0,64	0,62	0,63	0,58
DRAINAGE-HAIR (g/ha)	0,58	0,76	0,69	0,64	0,65	0,77	0,77	0,87	0,79	0,85	0,82	0,84	0,82	0,81
AUC														

CONCLUSION

Dans l'ensemble, les indicateurs sont des prédicateurs médiocres des transferts réels de substances actives vers les eaux. Seule la modélisation permet de prendre en compte de manière fine les mécanismes de transferts, à l'instar du modèle MACRO. Les indicateurs testés sont des outils qui prédisent un risque *a priori* et ne prennent donc pas en compte les variations climatiques interannuelles ni le statut hydrique du sol au moment des traitements, qui est un des principaux facteurs responsables des transferts (Real et al. 2005). Les indicateurs évaluant les transferts verticaux (ESO) ont obtenu globalement de meilleurs résultats que les indicateurs évaluant les transferts de surface (ESU). Ceci peut en partie être expliqué par notre jeu de données et les particularités des 2 sites concernés par le ruissellement. Pour pouvoir affiner les résultats sur les indicateurs ESU, il nous faudrait donc pouvoir reproduire cette analyse sur d'autres sites présentant des jeux de données plus variés en termes de culture et de molécules appliquées. Pourtant l'effort réalisé dans ce projet pour évaluer la qualité prédictive d'indicateurs traitant de la qualité des eaux est à notre connaissance sans précédent, avec plus de 1000 traitements et une large gamme de variations au niveau des substances actives (tableau I). Ceci a été rarement fait en modélisation, même dans l'action Cost 66 qui a été une des plus abouties sur le plan méthodologique (Vanclouster et al. 2000) et l'étude de Hardy et al. (2008). Cependant, malgré la taille de notre jeu de données, nous n'avions pour chaque voie de transfert qu'un seul site et une faible variabilité des sols au sein des sites. Dans l'idéal, il faudrait des dispositifs croisant climat et type de sol et voies de transfert. En tout cas, il faudrait poursuivre ces études avec des jeux de données de même qualité que ceux que nous avons étudiés mais présentant des contextes pédoclimatiques plus variés.

L'utilisation d'indicateurs « simples » basés sur la dose (QSA, IFT), sur les propriétés des substances actives et la dose (SIRIS), ou un coefficient de transfert sont des pauvres prédicteurs. De tels indicateurs ont été envisagés au niveau du plan Ecophyto. Au vue de ses bonnes qualités prédictives l'utilisation du modèle MACRO est à recommander avec un paramétrage adapté. Avec les progrès informatiques en termes de gestion de données, son utilisation tant au niveau parcellaire que territorial peut s'envisager. Si cela n'est pas possible, des indicateurs avec un degré d'élaboration suffisant (I-PHY, EPRIP) présentant les qualités prédictives les moins mauvaises pourront être utilisés

dans des actions de conseil et de conception de système de culture. Dans tous les cas, il faudra éviter que leur utilisation ne conduise qu'à un unique conseil de substitution de molécules pouvant conduire à des impasses agronomiques.

REMERCIEMENTS :

Ce projet a été proposé dans le cadre d'un groupe de travail du GIS GC HP2E . Il a été financé par l'ONEMA dans le cadre du programme de recherche Ecophyto PSPE1, par le GIS GC HP2E et l'Agence de l'Eau Rhin Meuse

BIBLIOGRAPHIE

Bockstaller C, Feschet P, Angevin F. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. *OCL*. janv 2015;22(1):D102.

Bockstaller C, Girardin P. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*. mai 2003;76(2):639-53.

Bockstaller C, Guichard L, Makowski D, Aveline A, Girardin P, Plantureux S. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. mars 2008a;28(1):139-49.

Bockstaller C, Wohlfart J, Hubert A, Zahm F, Hennebert P, Vernier F, et al. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation : exemple de l'indicateur I-PHY. *Ingénierie n° spécial*. 2008b;:103 à 115 (12 pages).

Brown CD, Bellamy PH, Dubus IG. Prediction of pesticide concentrations found in rivers in the UK. *Pest Management Science*. avr 2002;58(4):363-73.

Devillers J, Farret R, Girardin P, Soulas G. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. *Paris: Tec et Doc*; 2005.

Dubus IG, Brown CD, Beulke S. Sensitivity analyses for four pesticide leaching models. *Pest Management Science*. sept 2003;59(9):962-82.

Flury M. Experimental Evidence of Transport of Pesticides through Field Soils—A Review. *Journal of Environment Quality*. 1996;25(1):25.

Gibbons JD, Pratt JW. P-Values: Interpretation and Methodology. *The American Statistician*. févr 1975;29(1):20.

Grung M, Lin Y, Zhang H, Steen AO, Huang J, Zhang G, et al. Pesticide levels and environmental risk in aquatic environments in China — A review. *Environment International*. août 2015;81:87-97.

Gutsche V, Rossberg D. SYNOPS 1.1: a model to assess and to compare the environmental risk potential of active ingredients in plant protection products. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. juill 1997;64(2):181-8.

Hardy I, Gottesbüren B, Huber A, Jene B, Reinken G, Ressler H. Comparison of Lysimeter Results and Leaching Model Calculations for Regulatory Risk Assessment. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*. nov 2008;3(4):364-75.

Henine H, Chaumont C, Tournebize J, Augeard B, Kao C, Nedelec Y. Le rôle des réseaux de drainage agricole dans le ralentissement dynamique des crues : interprétation des données de l'observatoire "Orgeval". *Sciences Eaux et territoires*. 2012;cahier spécial(2012 / III):16-23.

Keichinger O, Benoit P, Boivin A, Bourrain X, Briand O, Chabert A, et al. 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. *Innovation agronomiques*. 2013;(28):1-13.

Kovach J, Petzoldt C, Degni J, Tette J. A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin*. 1992;(139):1-8.

Lindahl AML, Bockstaller C. An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. *Ecological Indicators*. déc 2012;23:95-108.

van der Linden T, Tiktak A, Boesten J, Vanclooster M. Harmonised environmental Indicators for pesticide Risk : Groudwater indicators. *6th framework program of the European Commission*; 2003 p. 38. Report No.: SSPE-CT-2003-501997.

Lopez B, Ollivier P, Togola A, Baran N, Ghestem J-P. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. *Science of The Total Environment*. juin 2015;518-519:562-73.

Makowski D, Tichit M, Guichard L, Van Keulen H, Beaudoin N. Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. *Journal of Environmental Management*. mai 2009;90:S139-46.

Pelzer E, Fortino G, Bockstaller C, Angevin F, Lamine C, Moonen C, et al. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. *Ecological Indicators*. juill 2012;18:171-82.

Real B, Dutertre A, Eschenbrenner G, Bonnifet J-P, Lasserre D. Résultats de 10 campagnes d'expérimentation : les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux varient selon les types de sol. *Perspectives Agricoles*. oct 2005;(316):20-4.

Reus J, Leendertse P, Bockstaller C, Fomsgaard I, Gutsche V, Lewis K, et al. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. juill 2002;90(2):177-87.

Richardson M. Pesticides - friend or foe? *Water Science and Technology*. 1998;37(8):19-25.

Trevisan M, Di Guardo A, Balderacchi M. An environmental indicator to drive sustainable pest management practices. *Environmental Modelling & Software*. août 2009;24(8):994-1002.

Vanclooster M, Boesten JJTI, Trevisan M, Brown CD, Capri E, Eklo OM, et al. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. *Agricultural Water Management*. mai 2000;44(1-3):1-19.

Wohlfart J. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. 2008.