



HAL
open science

LES INDICATEURS DE RISQUE DE TRANSFERT DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES ET LEUR VALIDATION

Christian Bockstaller, Julie Wohlfahrt, A. Hubert, Olivier Keichinger,
Philippe Girardin

► **To cite this version:**

Christian Bockstaller, Julie Wohlfahrt, A. Hubert, Olivier Keichinger, Philippe Girardin. LES INDICATEURS DE RISQUE DE TRANSFERT DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES ET LEUR VALIDATION. AFPP – PROTECTION DES EAUX DE SURFACE CONTRE LES TRANSFERTS DIFFUS DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES, Nov 2007, PARIS, France. pp.12eme Actes de Colloque, Les Salons de l'Aveyron, 2007. hal-02816020

HAL Id: hal-02816020

<https://hal.inrae.fr/hal-02816020>

Submitted on 6 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 – PROTECTION DES EAUX DE SURFACE CONTRE LES TRANSFERTS
DIFFUS DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES
PARIS – 15 ET 16 NOVEMBRE 2007**

**LES INDICATEURS DE RISQUE DE TRANSFERT DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES ET
LEUR VALIDATION
PESTICIDE RISK INDICATORS FOR SURFACE WATER AND THEIR VALIDATION**

C. BOCKSTALLER⁽¹⁾ J. WOHLFAHRT⁽¹⁾ A. HUBERT⁽¹⁾ O. KEICHINGER⁽¹⁾
et P. GIRARDIN⁽¹⁾

⁽¹⁾ INRA : UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar,
BP 507 68021 Colmar Cedex, France, bockstal@colmar.inra.fr

RÉSUMÉ

La mise en place de solutions au problème de pollution par les produits phytosanitaires nécessite des outils d'évaluation des risques liés à l'application de ces substances. Après avoir brièvement revus différents groupes d'indicateurs, nous présentons le module eau de surface de l'indicateur I-Phy développé à l'INRA de Colmar dans le cadre de la méthode INDIGO[®]. Le mode de construction repose sur des règles de décision associant la logique floue. Dans le module eau de surface, les variables du milieu, sensibilité au ruissellement et à la dérive, jouent un rôle prépondérant.

Dans une seconde partie, des résultats de validation expérimentale utilisant notamment les jeux de mesures de concentrations obtenues dans le cadre du projet LIFE SWAP-CPP sont présentés et discutés.

Mots-clés : eau de surface, bassin versant, ruissellement, dérive, logique floue.

SUMMARY

PESTICIDE RISK INDICATORS FOR SURFACE WATER AND THEIR VALIDATION

The implementation of solutions to the problem of pollution due to pesticides requires assessment tools of the risk associated to the application of those products. After a brief review of different types of indicators, we present the surface water component of the I-Phy indicator which was developed at INRA Colmar in the frame of the INDIGO[®] method. The construction is based on decision rules using fuzzy logic. In the surface water component, variable describing fields conditions, sensitivity to runoff and drift play a major role.

In a second part, we present and discuss results of experimental validation using dataset of concentration measurement of active ingredient, among other from the Life SWAP-CPP project

Key words : surface water, watershed, runoff, drift, fuzzy logic.

INTRODUCTION

Un consensus existe aujourd'hui autour de l'importance de la phase d'évaluation dans toutes démarches de progrès et de qualité, comme celles visant à réduire les flux de produits phytosanitaires vers l'environnement. L'évaluation des risques et impacts liés à l'utilisation des produits phytosanitaires est une étape délicate. Malgré les progrès accomplis ces dernières années dans les procédures d'analyse, le recours à des mesures directes du devenir des substances actives dans le milieu grève rapidement les budgets et reste une procédure lourde qui demande beaucoup de précautions (matériel, recueil des échantillons, etc.). L'utilisation de modèles de simulation, malgré leur intérêt scientifique, reste problématique pour des raisons de faisabilité mais aussi méthodologiques. Ceci a conduit de nombreux auteurs à se tourner vers des démarches plus opérationnelles reposant sur des indicateurs. Basée sur une large revue des indicateurs existant, nous avons distingué plusieurs groupes d'indicateurs en fonction de leur construction. Un premier groupe est constitué d'indicateurs simples, reposant sur une variable, comme par exemple la quantité de substance active/ha, le pourcentage de surface traité, ou des indicateurs de gestion du milieu, comme le linéaire de cours d'eau protégé. Ces indicateurs présentent l'avantage de la simplicité mais, pris individuellement, sont critiquables en raison d'une mauvaise prise en compte des risques environnementaux. La majorité des indicateurs proposés par le groupe phyto du CORPEN font parti de ce premier groupe (Maurizi et Verrel, 2002). Dans un second groupe, on retrouve des indicateurs reposant sur une combinaison de variables qui intègrent mal les mécanismes de pertes et d'impact, tel l'indicateur « pression polluante » utilisées par des méthodes globales telles en France IDEA (Vilain, 2003) ou en Allemagne KUL et REPRO (Bockstaller et al. 2006). Ce groupe contient beaucoup d'indicateurs à scores qui ne prennent pas en compte des données du milieu et qui peuvent donc aboutir à un classement unique des substances actives. L'un des plus anciens est l'indicateur EIQ (Kovach et al., 1992). Dans un troisième groupe, les indicateurs sont construits à partir d'un croisement entre exposition (Ex : concentration prédite ou estimée qualitativement) et toxicité. Plusieurs indicateurs de ce groupe repose sur l'approche ratio de risque (concentration prédite dans le milieu/toxicité (en concentration)). Dans une synthèse récente, Devillers et al. (2005) ont recensé 43 indicateurs de risque qui font partie en majorité du second et troisième groupe, dont 14 utilisant l'approche ratio de risque, 35 traitant des risques pour les eaux de surface contre 24 pour les eaux souterraines. Parmi ces indicateurs du troisième groupe se trouve l'indicateur I-Phy (Bockstaller et al., 2004; van der Werf et Zimmer, 1998), développé à l'INRA de Colmar dans le cadre de la méthode INDIGO® (Bockstaller et Girardin, 2006). Le présent article aura pour objectif de présenter le mode de construction de l'indicateur I-Phy et plus particulièrement de son module eau de surface, ainsi que des résultats de validation expérimentale de ce module à l'aide de mesures de concentration obtenues notamment dans le cadre du projet SWAP-CPP.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Cet indicateur repose sur des règles de décisions utilisant la logique floue. Cette approche permet une agrégation de variables quantitatives et qualitatives comme les caractéristiques de la substance active, du milieu et des conditions d'application et tient compte qualitativement des mécanismes de pertes, croisées avec la toxicité. L'indicateur pour son module « environnement » comporte trois modules évaluant un risque pour les eaux souterraines, de surface et l'air qui sont croisés ensuite avec la dose de substance active appliquée. Pour la version d'I-Phy adaptée à la viticulture (Thiollet, 2003), l'arboriculture (Griffith, 2004) et les systèmes légumiers de plein champ (Keichinger, 2006), un module « auxiliaire » a été ajouté. Chaque module et l'indicateur final sont exprimés sur une échelle de performance environnementale entre 0 et 10 (risque nul) selon l'échelle utilisée dans le cadre de la méthode INDIGO® (Bockstaller et Girardin, 2006). Cette échelle peut être facilement transformée en une échelle inverse de risque.

CONSTRUCTION DU MODULE EAU DE SURFACE

Les variables retenues pour le module « eau de surface » sont :

- le potentiel de ruissellement et de dérive vers les eaux de surface, exprimé sur une échelle qualitative entre 0 et 1. Tous deux portent sur la sensibilité du milieu aux transferts de substance active.
- la position d'application fonction de la couverture de sol et de l'incorporation ou non du produit.
- la persistance du produit donnée par la demi-vie du produit (DT 50)
- la toxicité pour la faune et flore aquatique. Celle-ci est donnée par la valeur maximale de celles pour les poissons, crustacées et algues (aquatox) afin de tenir compte des effets sur la chaîne alimentaire.
- la dose journalière admissible (DJA), critère prenant en compte les risques chroniques pour la santé humaine.

Des valeurs par défaut sont proposées pour estimer la sensibilité du milieu au ruissellement en fonction de la texture, de la pente, du travail du sol et de l'aménagement de la parcelle. Le pourcentage de dérive vers les eaux de surface est fonction de l'éloignement au réseau hydrographique.

Ces variables sont mises en classe avec une classe « favorable » pour l'environnement, une « défavorable », et une troisième classe de transition liée à l'introduction de la logique floue (Tableau I).

Tableau I : Mise en classe des variables d'entrée du module eau de surface de l'indicateur I-Phy
(Classes for the input variables used to calculate the surface water component of the I-Phy indicator)

Variable	Unité	Limite pour la classe « Favorable »	Intervalle de transition (logique floue)	Limite pour classe « Défavorable »
Potentiel de ruissellement et de dérive	Entre 0 (nul) et 1 (maximum)	0	0-1	1
Position (couverture de sol) ¹	%	100(ou incorporé)	0-100	0 (si non incorporé)
Demi-vie (DT 50)	jour	1	1-30	30
Aquatox ²	mg.L ⁻¹	100	0,01-100	0,01
DJA ²	mg.kg ⁻¹	1	0,0001-1	0,0001

¹ Un traitement incorporé est considéré comme favorable

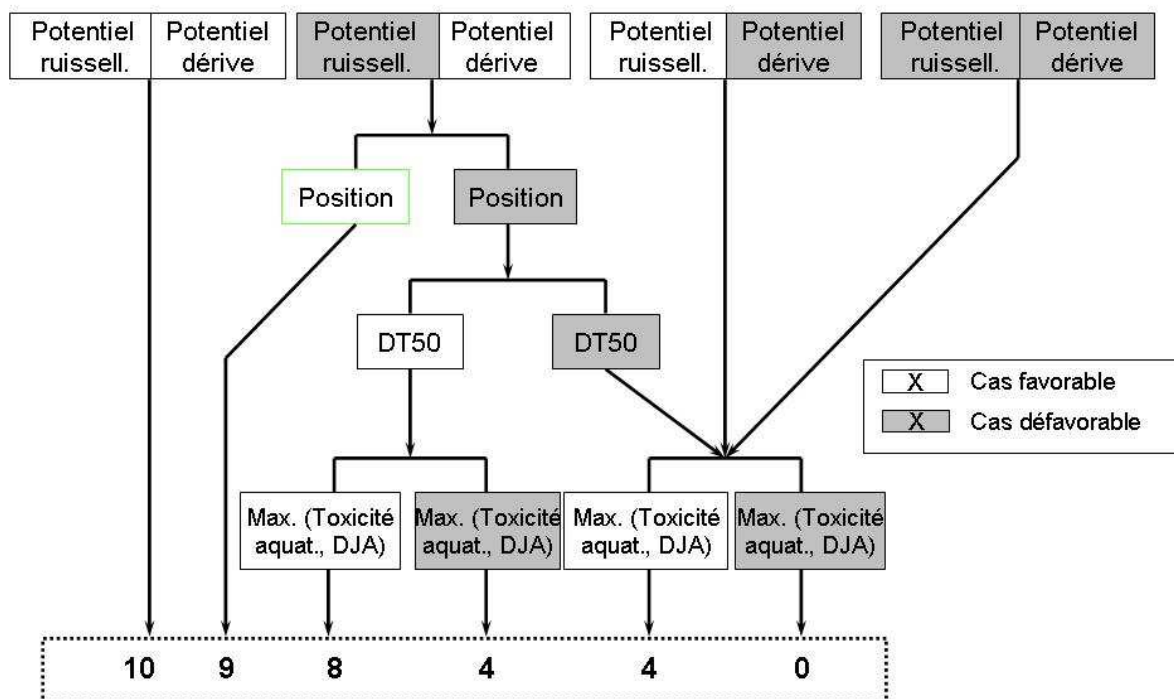
² l'intervalle de transition est exprimé sur une échelle en log₁₀

Un arbre de décision est construit à l'aide de règles de décision « si alors » dans le cas extrême où les variables sont soit « favorable » ou « défavorables » (Figure 1). Les hypothèses suivantes ont été faites :

- la sensibilité du milieu joue un rôle majeur dans le risque. En l'absence de dérive ou de ruissellement, le risque est considéré comme nul
- la position du traitement via une incorporation dans le sol ou une couverture végétale maximale limite fortement le risque. Il est à noter qu'en grandes cultures, aucune culture ne sera paramétrée avec une valeur favorable de 100 %
- la persistance de la substance active joue aussi un rôle mais limité
- si les possibilités de transfert d'une substance active existent, ce qui est donné par les trois variables précédentes, la note « transfert » est dégradée par la valeur de l'aquatox et de la DJA pour calculer la note finale, conformément à la notion de risque résultant du croisement de l'exposition et du danger. S'il n'y a pas de transfert, le risque est considéré comme nul. La

valeur maximale (la plus défavorable) en termes de classes sera prise pour l'aquatox et la DJA défavorables.

Figure 1 : Arbre de décision pour le calcul du module eau de surface de l'indicateur I-Phy (Decision tree for the calculation of the surface water component of the I-Phy)



CONSTRUCTION DE L'INDICATEUR FINAL

La construction des modules eau souterraine et air se fait d'une manière analogue au module eau de surface avec cependant une hypothèse différente, basée sur une revue bibliographique : le poids le plus important est accordé aux propriétés de la molécule.

Dans un second temps, les trois modules sont mis en classe selon le même principe que pour le module eau de surface (Tableau II).

Tableau II : Mise en classe des variables d'entrée pour le calcul du risque global par substance active de l'indicateur I-Phy (Classes for the input variables used to calculate the global risk per active ingredient of the I-Phy indicator)

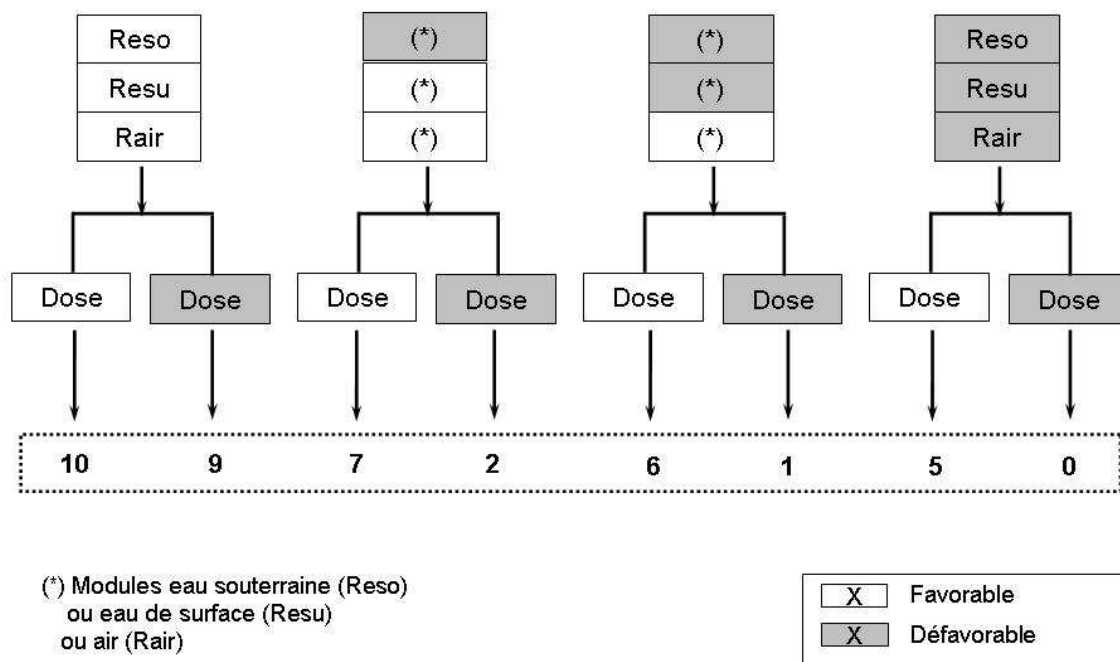
Variable	Unité	Limite pour la classe « Favorable »	Intervalle de transition (logique floue)	Limite pour classe « Défavorable »
Modules eau souterraine, eau de surface, aire	Entre 0 et 10 (favorable)	10	0-10	0
Dose ¹	g.ha ⁻¹	10	0-10000	10000

¹l'intervalle de transition est exprimé sur une échelle en log₁₀

Comme pour le module eau de surface, un arbre de décision est construit avec les hypothèses suivantes :

- aucune pondération n'est effectuée entre les trois modules de risque eau souterraine, eau de surface et air.
- une dose faible vient minorer le risque de manière importante. Ainsi dans le cas d'un risque totalement défavorable pour un compartiment et une dose très faible, favorable, la note de l'indicateur est fixée au seuil de 7 exprimant le minimum acceptable de la méthode INDIGO®.

Figure 2 : Arbre de décision pour le calcul du risque global par subst. active de l'indicateur I-Phy (Decision tree for the calculation of the global risk per active ingredient of the I-Phy)



VALIDATION DU MODULE EAU DE SURFACE SUR 4 BASSIN VERSANTS

Ce travail a été effectué dans le cadre de la phase 2 du projet du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable *Validation et proposition d'amélioration d'indicateurs "pesticides"* (Girardin et al., 2007). L'étude a porté sur 4 bassins dont les deux du projet LIFE-SWAP-CPP suivi par IRH Ingénieur Conseil (nov. 2004 à oct. 2007).

Bassin de Baslieux-sous-Châtillon (Marne)

Bassin versant entièrement viticole d'environ 23 ha situé sur la commune de Baslieux-sous-Châtillon (Champagne-Ardenne) dans les coteaux de la montagne de Reims. Le bassin comprend 204 parcelles pour une pente moyenne de 17 %. Le bassin se décompose en deux sous bassins notés BV B et BV C (9,1 et 13,8 ha) dont les réseaux hydrographiques débouchent dans deux bassins d'orage. L'inventaire des parcelles et des pratiques culturales et phytosanitaires a eu lieu en 2005 chez 48 exploitants. Les données de 139 (149 en 2006) parcelles sur un total de 204 sont disponibles soit 68 % (73 % en 2006), plus les 14 placettes de ruissellement. Sur les 42 molécules suivies par l'IRH, 27 d'entre elles sont à la fois appliquées et recherchées donc exploitables pour la validation.

Bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin)

Bassin situé au cœur du vignoble alsacien sur la commune de Rouffach au sud de Colmar dans les collines sous vosgiennes. Le bassin versant est composé de 109 parcelles cadastrales (vigne, friches, forêt et vergers) réparties sur environ 27 ha avec une pente allant de 1 à 5 %.

Le recueil des échantillons des eaux de ruissellement du bassin a été effectué par l'ENGEES¹ à la suite des principaux événements pluvieux de l'année 2003 soit 7 dates de prélèvements.

Pour l'année 2003 nous disposons des données des 89 parcelles viticoles du bassin soit approximativement 21 ha. Sur les 14 substances actives recherchées, 11 ont été appliquées et recherchées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach donc utilisables pour la validation.

Bassin versant du Ruiné (Charente)

Le bassin versant du Ruiné est situé en Charente (entre Barbezieux et Angoulême) et occupe une superficie de 550 ha pour une pente moyenne de 1,5 %. La SAU est d'environ 470 ha regroupant 19 exploitants agricoles pour 474 parcelles. Le maïs (35% de la SAU) et la vigne (25%) sont les cultures dominantes sur le bassin. Ils devancent le tournesol (17%) et le blé (16%). Les itinéraires techniques de 88 parcelles pour l'année 1997, et de 145 parcelles pour l'année 2002 sont connus. Une station permanente de suivi de la qualité de l'eau du Ruiné est installée, depuis 1991, à l'exutoire du bassin. Elle est gérée par le CEMAGREF de Bordeaux.

Mise en œuvre du test de validation

Le test de validation consiste à comparer les valeurs de l'indicateur par substance active à des mesures de terrain selon le principe établi par Bockstaller et Girardin (2003). Pour effectuer un tel test de validation, il a fallu supprimer la variable de toxicité de l'arbre de décision vu que l'on compare les scores de l'indicateur à des données d'expositions (concentrations). Au niveau du bassin versant l'indicateur est calculé pour chaque parcelle où la molécule est appliquée et pondéré par la surface de la parcelle rapportée à la surface totale du bassin. Le test évalue donc la capacité prédictive de l'indicateur quant à l'aléa de contamination des eaux de surface.

La mise en forme des résultats d'analyse a nécessité une sélection des molécules à la fois appliquées et recherchées afin d'établir le lien entre les deux (Tableau III). Nous avons réalisé deux tableaux de résultats par bassin versant et pour les placettes : un tableau des concentrations cumulées moyennes et un tableau des pics de concentrations cumulées, par molécule et par période (en fonction des dates de prélèvement). Nous présenterons les résultats obtenus avec les concentrations moyennes.

Les mesures de substances actives à l'exutoire des placettes ont été effectuées selon des protocoles décrits autre part (Domange, 2005; Hennebert, 2007; Zahm et *al.*, 2007).

¹ Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg

Tableau III : Liste de substances actives appliquées et recherchées pour chaque bassin versant.

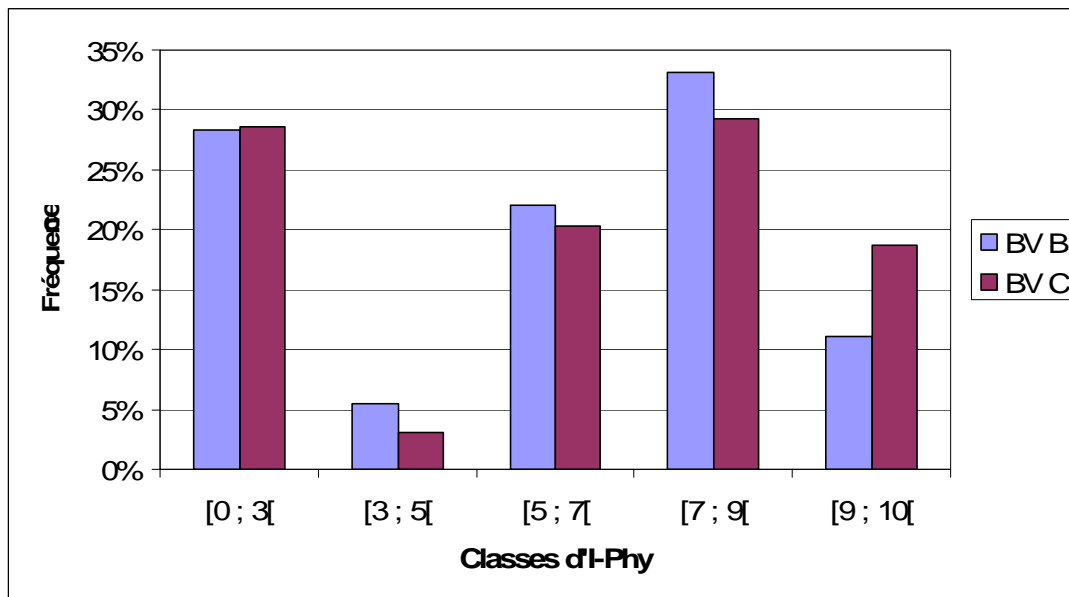
Substances actives	Bassins versants		
	Rouffach	Baslieux-sous-Châtillon	Ruiné
Aminotriazole		X	
Atrazine			X
Azoxystrobine	X	X	
Chlorotalonil		X	
Chlorpyriphos-éthyl		X	
Cymoxanil	X	X	
Dichlobénil		X	
diméthomorphe	X	X	
Dinocap		X	
Diuron		X	X
Fenhexamide		X	
Fénoxycarbe		X	
Fludioxonil		X	
Flumioxazine		X	
Flusilazole		X	
Folpel		X	
Glufosinate-ammonium	X	X	
Glyphosate	X	X	
Iprovalicarb		X	
Isoproturon			
krésoxim-méthyl	X	X	
Lufénuron		X	
Mépanipirim		X	
Méthomyl		X	
Oryzalin	X	X	
Penconazole	X		
Procymidone		X	
Pyriméthanil	X	X	
Quinoxyfen		X	
Simazine			X
Spiroxamine		X	
Tétraconazole	X		
Terbutylazine			X
Thiodicarbe	X		

RÉSULTATS

CALCUL DE L'INDICATEUR I-PHY SUR LES BASSINS VERSANTS DE BASLIEUX-SOUS-CHATILLON (MARNE)

La Figure 3 représente la distribution des valeurs obtenues sur le bassin versant de Baslieux-sous-Chatillon. Dans ce cas, les modules eau souterraine et air ont été maintenus en valeur favorable (10) pour n'avoir que l'effet du risque eau de surface.

Figure 3 : Calcul du module eau de surface de l'indicateur I-Phy sur les deux sous-bassins de Baslieux-sous-Châtillon (Marne) en 2005
(Calculation of the surface water component of the I-Phy on the two subwatersheds of Baslieux-sous-Châtillon (Marne) in 2005).



On remarque des valeurs très faibles pour 25 % des traitements pour les deux sous-bassins. Les variables de milieu expliquent les niveaux de risques élevés sur certaines parcelles : sensibilité à la dérive (position à côté du réseau hydrographique sans bande enherbée) et risque de ruissellement (pente, texture, et sol nu). Le bassin B présente de valeurs très favorables en nombre supérieur.

VALIDATION DE L'INDICATEUR I-PHY


La validation repose sur un test de vraisemblance (Bockstaller et Girardin, 2003) qui consiste à comparer la valeur de l'indicateur à la concentration mesurée dans une zone de vraisemblance ou d'acceptabilité définie a priori en fonction des potentialités attendues de l'indicateur. Ainsi dans les exemples donnés ci-après, nous avons considéré que, l'indicateur étant un indicateur de risque, il ne peut être acceptable qu'un indicateur prenne une valeur favorable et qu'il y ait de fortes concentrations. Nous considérons cependant comme vraisemblable qu'un risque soit indiqué par l'indicateur et qu'il ne s'exprime pas en raison de facteurs non pris en compte dans l'indicateur comme les conditions météorologiques.

La Figure 4 donne un exemple de test de vraisemblance pour le module eau de surface de l'indicateur I-Phy obtenu avec les mesures de concentration de substances actives des placettes du projet SWAP-CPP.

Le Tableau IV donne les pourcentages de points en zone de vraisemblance obtenus pour les placettes de Baslieux-sous-Châtillon et sur les bassins versants étudiés.

Figure 4 : Validation du module eau de surface de l'indicateur I-Phy : test de vraisemblance avec les mesures des placettes de Baslieux-sous-Châtillon (Marne) en 2005
(Validation of the surface water component of the I-Phy: probability test with the measurements from the plots of Baslieux-sous-Châtillon (Marne) in 2005).

RESU	Concentration Phyto ($\mu\text{g/l}$)				
	[0;0,05[[0,05;0,1[[0,1;1[[1;10[[10; ∞ [
10					
[7-10[
[4-7[112	10	3	4	37
[4-0[86	11	15	38	15
0	41		5	9	

 Zone d'acceptation

Pourcentage en zone d'acceptation : 85,5 %

Tableau IV : Résultat des test de vraisemblance .

	Baslieux-sous-Châtillon		Baslieux-sous-Châtillon				Rouffach	Ruiné	
	Placettes		Bassin versant				Bassin versant	Bassin versant	
	2005	2006	2005		2006		2003	1998	2002
			BV B	BV C	BV B	BV C			
Nombre de parcelles étudiées / nombre total	14/15	14/15	42/71	97/133	51/71	98/133	89/109	88/474	145/474
Nombre de substances actives utilisées	24	24	26	27	28	30	11	2	4
Nombre de comparaisons	386	152	190	167	170	180	59	17	30
% de points en zone de vraisemblance	85	68	71	81	73	71	73	24	63

Les tests de vraisemblance donnent des résultats assez satisfaisants sur les placettes en 2005 et sur les bassins versants à l'exception de celui de Ruiné. Pour ce dernier, le faible nombre de points et de molécules mesurées limite la portée du résultat. Le résultat sur placette est plus faible en 2006.

DISCUSSION

L'indicateur I-PHY se distingue d'une majorité d'indicateurs par son mode de construction basé sur des règles de décision associant la logique floue. L'utilisation de tels arbres de décision permet une présentation claire du mode de calcul et des hypothèses qui sous-tendent sa construction. Le calcul de l'indicateur à proprement dit reposant sur l'utilisation de la logique floue présente l'avantage de réduire l'effet « brutal » de changement de classes mais peut apparaître à l'utilisateur comme une « boîte noire ». L'ensemble des données utilisées par cet indicateur sont considérées comme facilement accessibles par l'utilisateur, conseiller technique ou agriculteur. Il est à noter que l'indicateur permet de prendre en compte l'effet du milieu, facteur majeur pour les risques vis-à-vis des eaux de surface. La sensibilité du milieu au ruissellement et à la dérive peut être calculée à partir d'un arbre de décision proposé par la méthode. Cependant, elle peut aussi faire l'objet d'une estimation à partir d'un diagnostic de terrain tel celui proposé par le CORPEN (Réal, 2004).

De la synthèse de Devillers *et al.* (2005) il ressort qu'une majorité d'indicateurs n'a pas fait l'objet de validation expérimentale, comme présenté dans cet article. Certains indicateurs ont été partiellement validés via le modèle de simulation ayant servi à l'estimation de l'exposition ou encore par comparaison à d'autres indicateurs de risques, comme par exemple le projet CAPER (Reus *et al.* 2002). L'étude présentée ici s'inscrit donc dans une démarche de validation expérimentale des indicateurs et trouve son intérêt tant dans les résultats des tests de validation que dans la méthode employée. En effet, s'agissant d'un indicateur qualitatif, la validation par la confrontation à des données mesurées repose sur une mise en classe des résultats et des concentrations. Le choix de ces limites peut se discuter. Ainsi dans les tests que nous avons présenté, les classes extrêmes reposent sur une valeur unique de l'indicateur (10 et 0) et non une gamme de valeur, ce qui peut être sévère pour l'indicateur et nous conduira à entreprendre de nouveaux tests avec une mise en classe différente. Les pourcentages de points « divergents », hors de la zone de vraisemblance, peuvent aussi s'expliquer par des mécanismes non pris en compte par l'indicateur, tels l'écart entre la date de traitement et l'évènement ruisselant et les effets cumulatifs dûs à des traitements répétés. Il est à noter que le calcul sur bassin versant est basé sur une moyenne pondérée au prorata des surfaces, sans prise en compte des mécanismes de transfert vers l'exutoire.

Excepté un bassin versant où les données sont insuffisantes, les tests ont porté sur un nombre important de données et une gamme de molécules très diverses. Notons que de tels jeux de données restent rares. Cependant, dans un tel test, il convient aussi de s'interroger sur les données. Une étude substance active par substance active révèle que les points « divergents » sur les bassins de Champagne concernaient notamment le glyphosate en 2005. Or des traitements le long des chemins ont été effectués, traitements à fort risque de transfert qui peuvent expliquer des concentrations plus élevées que celles attendues par rapport aux valeurs de l'indicateur.

L'ensemble de ces considérations ont motivé un travail de révision de l'indicateur I-Phy de la parcelle (Wohlfahrt *et al.*, 2006) au bassin versant (Thiollet-Scholtus, 2004, thèse en cours de J. Wohlfahrt).

CONCLUSION

L'indicateur I-Phy présenté dans cet article repose sur une estimation qualitative, à partir de règles de décision associant la logique floue, des possibilités de transfert de pesticides vers les eaux et l'air. Son mode de calcul prend en compte des variables accessibles par le praticien. Le calcul de l'indicateur peut intégrer des données d'un diagnostic de terrain sur la sensibilité du milieu ou des valeurs estimées par l'outil. Dans le module eau de surface, le rôle du milieu est prépondérant, ce qui interdit toute utilisation pour l'établissement d'une liste unique de substance active à prescrire ou proscrire. Le travail de validation expérimentale, rarement entrepris pour des indicateurs a montré des performances moyennes du module eau de surface, notamment au niveau bassin versant, échelle à laquelle les mécanismes de transfert

étaient mal pris en compte. Une nouvelle version du module eau de surface a été développée au niveau parcellaire et est en cours d'élaboration au niveau bassin versant.

REMERCIEMENTS

Ce travail a bénéficié du soutien financier dans le cadre de la phase 2, « Validation et proposition d'amélioration d'indicateurs pesticides », du programme « pesticides » du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

Il a aussi bénéficié d'un important jeu de données du projet Life SWAP-CPP, financé par l'Union Européenne.

BIBLIOGRAPHIE

Bockstaller C., 2004. Elaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-Phy. In E. Barriuso, (Ed.), Estimation des risques environnementaux des pesticides: un point sur: Paris, INRA Editions, p. 75-86.

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

Bockstaller C. Girardin P., 2006 - Evaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode INDIGO®. *Oléoscope*, n°85, 4-6.

Bockstaller C., Gaillard G., Baumgartner D., Freiermuth Knuchel R., Reinsch M., Brauner R., Unterseher E., 2006. Méthodes d'évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles : Comparaison des méthodes INDIGO, KUL/USL, REPRO et SALCA, Colmar, ITADA, p. 112.

Devillers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L., Soulas G., 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides: Londres, Paris, New-York, Lavoisier, 278 p.

Domange N., 2005. Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Haut-Rhin): Doctorat thesis, l'Université Louis Pasteur Strasbourg I, Strasbourg, 328 p.

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.

Griffith P., 2004. Construction d'un tableau de bord arbo-environnemental à partir de la méthode INDIGO®, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, p. 127.

Hennebert P., 2007. Protection des eaux de surface contre les transferts de produits phytosanitaires : résultats du projet SWAP-CPP partie vigne France. Colloque du projet LIFE SWAP-CPP "protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires " Paris 15-16 novembre 2007.

Keichinger O., 2006. Construction des indicateurs de la méthode INDIGO® pour les cultures légumières de plein champ, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, p. 77.

Kovach J., Petzoldt C., Degni J., Tette J., 1992 - A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin*, 8 pp.

Maurizi B., Verrel J.-L., 2002 - Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole. *Ingénieries*, n°30, 3-14.

Réal B., 2004. Démarche proposée par le CORPEN pour l'estimation des risques de contamination des eaux. In E. Barriuso, (Ed.), Estimation des risques environnementaux des pesticides: un point sur: Paris, INRA Editions, p. 87-103.

Reus J., Leenderste P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., van der Werf H., Alfarroba F., Blümel S., Isart J., McGrath D., Seppälä T., 2002 - Comparing and evaluating eight pesticide environmental risk indicators

developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 90, 177-187.

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: Doctorat INPL thesis, Institut National Polytechnique de Lorraine, UMR INPL (ENSAIA)-INRA 1121, Nancy, 180 p.

Thiollet M., 2003. Construction des indicateurs viti-environnementaux de la méthode INDIGO®, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, p. 110.

van der Werf H. M. G. Zimmer C., 1998 - An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*, 36, 2225-2249.

Vilain L., 2003. La méthode IDEA: Dijon, Educagri, 151 p.

Wohlfahrt J., Bockstaller C., Keichinger O. Girardin P., 2006. Construction d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes des pesticides par ruissellement. XXXVIème Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP). Strasbourg, http://congres2006.gfpesticides.org/resume_etendu/resume_etendu.php, p. 12.

Zahm F., Peyrey C., Vernier F., Saudubray F., K. P., Bockstaller C., Girardin P., Hubert A. Da Costa J.-P., 2007. Evaluation des modules « eaux de surface » de quatre indicateurs phytosanitaires (ADSCOR, EIQ, EPRIP, I-PHY) en bassin viticole. Premiers résultats issus d'un test appliqué aux pratiques phytosanitaires du bassin du Ruiné (Charente). GFP 2007. Bordeaux.