

Quels outils pour construire un plan d'action destiné à limiter les pollutions diffuses par les pesticides ? L'exemple de Laives

Sandra Novak ^a, Pascale Moretty ^{b,c} et Antoine Villard ^b

La prise de conscience de l'impact des pesticides sur l'écosystème et la santé humaine ainsi que le renforcement des réglementations sur leur utilisation, incite l'agriculture française, forte consommatrice de produits phytosanitaires, à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Afin de limiter les pollutions diffuses, les pouvoirs publics engagent parallèlement des plans d'action qui nécessitent de disposer d'outils et de méthodes de diagnostic pour évaluer et identifier les risques de contamination. À partir des résultats obtenus sur l'étude d'un champ captant de Saône-et-Loire, les auteurs nous présentent ici les atouts et limites de différentes approches méthodologiques d'évaluation utilisées pour le diagnostic des pratiques agricoles et des modes de circulation de l'eau. Ils proposent ensuite d'enrichir ces méthodes par l'utilisation d'indicateurs permettant de suivre l'évolution du risque liée aux traitements. Il s'agit ici d'optimiser les plans d'actions destinés à maîtriser le risque de pollution diffuse par les phytosanitaires.

En 1998, les six captages de Laives (Saône-et-Loire) situés en zone agricole (encadré 1) et alimentant en eau potable la ville de Sennecey-le-Grand et sa région (7 300 habitants desservis) montrent des teneurs élevées en nitrates et en produits phytosanitaires. Partant de ce constat, les agriculteurs du champ captant de Laives sollicitent la chambre d'agriculture de Saône-et-Loire (CA 71) pour engager une réflexion sur leurs pratiques agricoles en vue d'intégrer, dans le volet environnemental de leur contrat territorial d'exploitation (CTE), les solutions à mettre en œuvre pour limiter la pollution des eaux.

En 2000, pour répondre à cette demande, la CA 71 propose aux agriculteurs une approche de type « formation-action » basée sur la réalisation d'un diagnostic parcellaire, à l'échelle du champ captant, des pratiques agricoles et des risques de pollution diffuse des eaux. L'approche consiste également à transférer les résultats acquis aux agriculteurs partenaires du projet, dans l'objectif d'aboutir à des changements de pratiques contractualisés (CTE).

Les outils disponibles à cette époque pour diagnostiquer les voies de contamination à l'échelle d'un champ captant sont :

– d'une part, la démarche du Corpen (1999) à portée nationale,

– d'autre part, deux approches développées en Bretagne, l'une utilisée sur la Fontaine du Theil (Bibard *et al.*, 2001) et l'autre à un niveau plus régional (Laubier, 2001).

Les conditions pédo-climatiques de Saône-et-Loire étant assez différentes du contexte breton, c'est la méthode de diagnostic du Corpen¹ qui a été retenue (encadré 2). Elle consiste à apprécier les modes de circulation de l'eau et le risque associé (lessivage ou ruissellement) sur les parcelles en culture, puis à proposer des solutions correctives adaptées aux risques identifiés.

En 2008, il apparaît nécessaire de compléter le diagnostic des pratiques agricoles et des modes de circulation de l'eau par l'utilisation d'indicateurs permettant de suivre l'évolution du risque associé aux pratiques de traitement, et d'évaluer des plans d'action pour le réduire. Il est en effet difficile d'estimer les effets des changements de pratique sur la pollution diffuse par les produits phytosanitaires en se basant uniquement sur l'évolution des concentrations en produits dans les eaux, en raison d'une part de l'importante inertie du système « eaux souterraines », d'autre part de l'existence d'autres sources de contamination que sont les pollutions ponctuelles (ex. : rinçage des pulvérisateurs dans les cours de ferme) ou d'origines non agricoles (espaces verts, voies ferrées...), auxquelles s'ajoutent des difficultés techniques de suivi de la qualité de l'eau.

1. Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement.

Les contacts

a. SOLPHY, La Grenery, 73670 Entremont-le-Vieux.

b. Chambre d'agriculture de Saône et Loire, 59 rue du 19 mars 1962, BP 522, 71010 Mâcon Cedex.

c. Institut national de la recherche agronomique, Laboratoire de recherche sur les innovations socio-techniques et organisationnelles en agriculture (INRA-LISTO), 26 rue du Docteur Petit Jean, 21000 Dijon.

Encadré 1

Caractéristiques du bassin d'alimentation des captages de Laives

Contexte hydrogéologique et hydrologique

Le champ captant de Laives est situé dans la plaine alluviale de la Grosne (affluent de la Saône), dont les alluvions sableuses constituent l'aquifère capté. Des formations argileuses recouvrent en grande partie cet aquifère, qui est donc captif et protégé des pollutions, excepté dans un secteur où la nappe est libre et donc vulnérable. Les eaux souterraines s'écoulent lentement (500 à 1 600 m/an), ce qui confère au système une forte inertie. Cette vitesse est cependant accélérée par les pompages qui provoquent un cône d'appel centré sur le champ captant, et donc une zone à risque.

Les eaux superficielles de la zone d'étude s'écoulent indépendamment de la nappe, sur un horizon argileux. Le secteur possède par ailleurs un réseau de fossés dense et fonctionnel avec un maillage de haies basses assez présent.

L'occupation du sol

Le bassin d'alimentation du captage (BAC) de Laives couvre 1 371 ha dont 83 % sont à vocation agricole et exploités par vingt-neuf agriculteurs qui possèdent pour la plupart un atelier d'élevage allaitant. Les prairies occupent donc une place importante (environ 50 %) suivies par les céréales (30 %).

La qualité de l'eau

En 2000, la qualité de l'eau des six captages situés sur la commune de Laives dans la nappe alluviale de la Grosne est majoritairement altérée par la présence de triazines et de nitrates.

Les analyses multi-résidus à trois dates en 2000 et en 2001 sur dix points de mesures montrent que :

- dans les captages, seuls l'atrazine et son produit de dégradation, la déséthylatrazine, sont détectés à des concentrations assez stables dans le temps mais parfois élevées sur certains ouvrages (0,03 à 0,4 µg/l) ;
- les eaux de surface sont plus contaminées par les produits phytosanitaires que les eaux souterraines. En mai, des herbicides utilisés pour l'essentiel sur la vigne ou sur le maïs sont présents dans les eaux superficielles à des concentrations parfois très élevées (principalement l'atrazine, le diuron, la terbutylazine, le métolachlore, l'alachlore, la bentazone et la simazine). En novembre, on ne détecte que des désherbants des céréales (chlortoluron et isoproturon) dans les deux rivières qui traversent le périmètre. Enfin, en hiver, les eaux sont très peu chargées en matières actives.

Aujourd'hui, le captage de Laives fait partie de la liste des captages prioritaires « Grenelle », ce qui signifie que les agriculteurs ont une obligation de moyens mais pas de résultats.

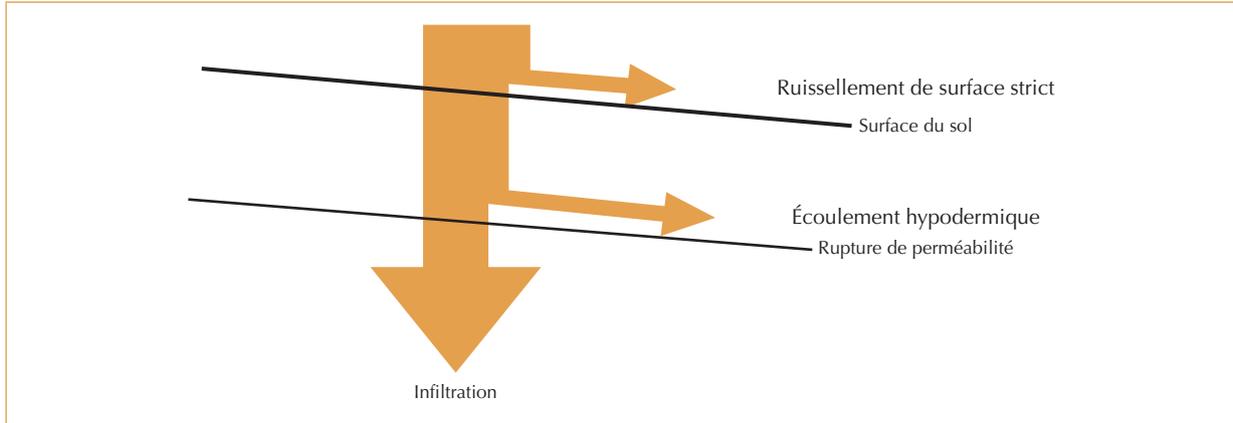
Encadré 2

La méthode du Corpen

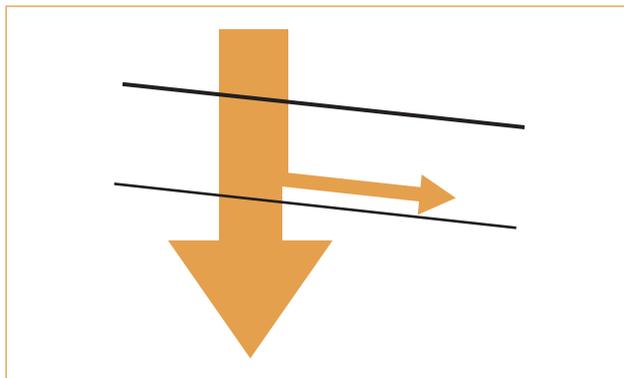
La méthode diffusée en 1999 par le Corpen (Corpen, 1999) vise à identifier les risques de transfert des produits phytosanitaires et à proposer des solutions correctives. La démarche consiste, en premier lieu, à diagnostiquer sur le terrain et à l'échelle parcellaire, les risques de pollution diffuse par les produits phytosanitaires. Elle repose sur l'hypothèse que la circulation de l'eau excédentaire dans les sols ou à leur surface est l'une des causes principales de transfert des produits phytosanitaires hors de la parcelle agricole. Quatre voies de circulation de l'eau dans les sols sont considérées : le ruissellement de surface, l'écoulement hypodermique, l'infiltration en profondeur et le transfert par les réseaux de drainage (figure 1).

Le diagnostic débute par la détermination des voies dominantes de circulation de l'eau par parcelle en se basant sur des critères simples et facilement observables, à savoir la sensibilité à la battance, l'hydromorphie du sol, la présence de drains et l'existence d'une rupture de perméabilité. Un arbre de décision permet de prendre en compte ces paramètres successivement pour aboutir à un schéma de fonctionnement caractéristique. Ce schéma donne une indication qualitative sur l'importance de chacune des voies de circulation en les représentant au moyen de flèches plus ou moins larges (figure 2), et ceci pour deux périodes pluvieuses de l'année : hiver-début du printemps et fin du printemps-début de l'été.

Encadré 2 (suite)



▲ Figure 1 – Représentation des principales voies de circulation de l'eau dans les sols (d'après Corpen, 1999).



◀ Figure 2 – Exemple de circulation de l'eau en hiver-début du printemps dans un sol non battant, non hydromorphe et non drainé, et présentant une rupture de perméabilité (d'après Corpen, 1999). La largeur des flèches précise l'importance de la voie de circulation de l'eau.

Une fois les voies principales de circulation de l'eau identifiées, la méthode consiste à apprécier le risque associé à l'infiltration et au ruissellement. Il est considéré que le risque pour les eaux souterraines est d'autant plus important que l'infiltration est rapide, ce qui est le cas lorsque la pierrosité est forte et la réserve utile faible. En ce qui concerne les eaux superficielles, les situations à risque correspondent d'une part aux parcelles en bordure de cours d'eau ou en relation avec un fossé, et d'autre part aux parcelles drainées. Le risque et la vitesse de transfert des substances sont aggravés par d'autres caractéristiques des parcelles telles que la pente, la longueur, l'absence de concavité en bas de pente, la présence de voies de concentration du ruissellement, l'état de la surface du sol, la couverture du sol. Le risque lié à la dérive de pulvérisation sur les parcelles en bordure de cours d'eau est pris indirectement en compte, puisque les parcelles en bordure de cours d'eau ou en relation avec un fossé sont classées comme « à risque fort » pour les eaux de surface.

Il est à noter que le Corpen insiste sur la nécessité d'adapter le diagnostic au contexte local.

En fonction de la classe de risque des parcelles et des pratiques de l'agriculteur, différents types de solutions sont proposés : réduction de l'utilisation des produits (modification de l'assolement, lutte biologique...), aménagements (bandes enherbées, haies...), choix des produits et/ou de leur dose d'application (ex. : substitution par des matières actives pour lesquelles les doses de traitement sont diminuées d'au moins 50 % puis par des matières actives présentant des indices de mobilité GUS² au moins inférieurs d'une unité).

2. Groundwater Ubiquity Score.

3. Unité mixte de recherche « Laboratoire Agronomie et Environnement » (Institut national polytechnique de Lorraine – École nationale supérieure d'agronomie et des industries alimentaires – Institut national de la recherche agronomique).

Pour apprécier l'efficacité des changements de pratique sur la pollution diffuse des eaux, deux indicateurs ont été retenus :

- l'indicateur de fréquence de traitement (IFT) mis au point par le ministère chargé de l'agriculture et l'INRA (encadré 3),
- la méthode I-Phy développée par l'UMR LAE (INPL-ENSAIA-INRA)³, Nancy-Colmar (encadré 4).

Après une présentation du site d'étude, de la méthodologie utilisée et des résultats obtenus,

l'article s'attachera à faire ressortir les atouts et limites des différentes méthodes mises en œuvre sur le champ captant de Laives dans les plans d'action destinés à limiter les risques de pollution diffuse par les produits phytosanitaires.

L'objectif est en effet que l'approche conduite sur le bassin d'alimentation des captages (BAC) de Laives puisse être transposée à d'autres situations analogues par des agents de développement confrontés à des enjeux de pollution des eaux par les produits phytosanitaires dans des champs captants agricoles.

Encadré 3

L'indicateur de fréquence de traitement (IFT)

L'IFT est un indicateur développé par le ministère chargé de l'agriculture et l'INRA à partir d'une méthode mise au point au Danemark (Pingault, 2007). Cet indicateur correspond au nombre de doses homologuées appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale. La dose homologuée est définie comme la dose efficace d'application d'un produit sur une culture et pour un organisme cible donnés. En conséquence, l'IFT reflète l'intensité d'utilisation des produits phytosanitaires, autrement dit la « pression phytosanitaire » exercée sur la parcelle et sur l'environnement.

Le calcul de l'IFT s'effectue de la manière suivante : pour chaque traitement réalisé sur une parcelle, la dose réellement appliquée est rapportée à la dose homologuée par hectare et pondérée par la proportion de surface traitée par rapport à superficie de la parcelle. L'IFT de la parcelle est alors égal à la somme des quantités normalisées ainsi calculées pour tous les traitements (T) réalisés sur la parcelle, autrement dit :

$$IFT = \sum_T \left(\frac{\text{dose appliquée}}{\text{dose homologuée}} \times \frac{\text{surface traitée}}{\text{surface de la parcelle}} \right)_T$$

L'unité employée est un nombre de doses homologuées par hectare, ce qui permet d'agréger des substances actives très différentes. La méthode de calcul permet de tenir compte des traitements à dose réduite et de ceux réalisés seulement sur une partie de la parcelle.

Souvent l'IFT est calculé par culture et par catégorie de produit (herbicide d'une part, autres produits d'autre part).

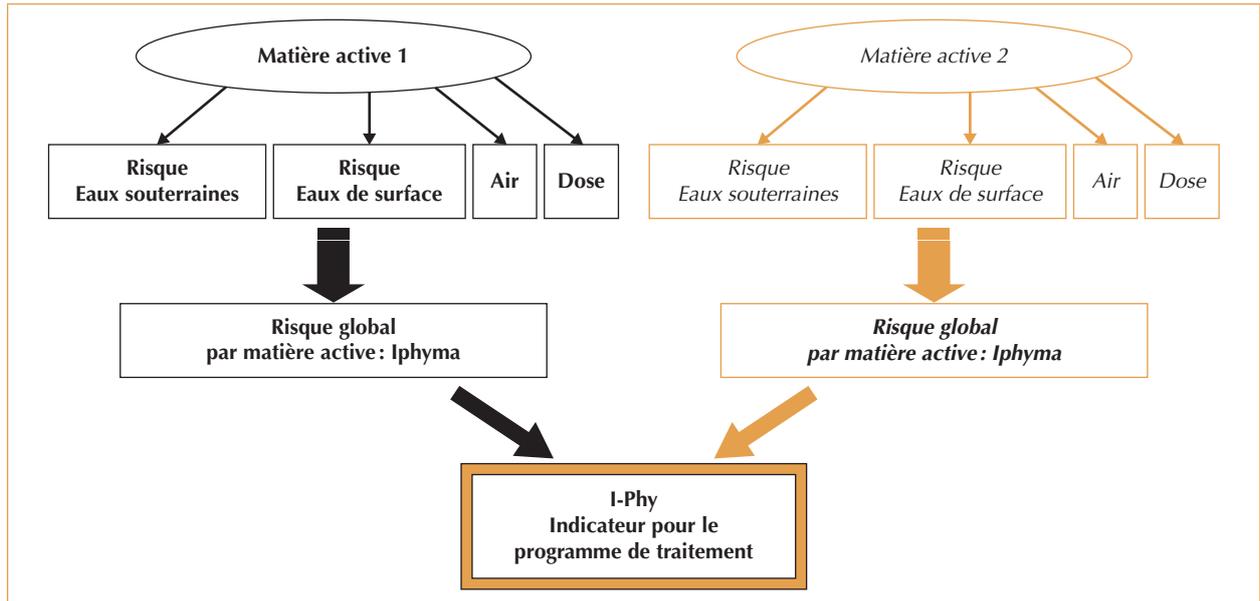
Il faut noter que l'IFT ne tient compte que des produits phytosanitaires appliqués au champ, le traitement des semences n'est pas considéré.

Encadré 4

I-Phy

L'indicateur I-Phy a été développé à l'INRA de Colmar dans le cadre de la méthode Indigo® (Bockstaller et Girardin, 2006). Cet indicateur évalue, à l'échelle de la parcelle, les risques liés à l'utilisation de produits phytosanitaires vis-à-vis de trois compartiments de l'environnement à savoir les eaux souterraines, les eaux de surface et l'air. Les risques vis-à-vis de ces trois compartiments (ou modules) sont calculés indépendamment du risque lié à la quantité de substance active utilisée, les quatre risques étant ensuite combinés de manière à obtenir un indicateur global par matière active « Iphyma ». Enfin, le calcul du risque lié à l'ensemble du programme de traitement appliqué sur une parcelle est calculé et donne l'indicateur I-Phy (figure 3).

Encadré 4 (suite)



▲ Figure 3 – Les différentes étapes du calcul de l'indicateur I-Phy (d'après Bockstaller, 2004).

Une des originalités de l'indicateur I-Phy réside dans la méthode d'agrégation des variables, reposant sur des règles de décision utilisant la logique floue (van der Werf et Zimmer, 1998). Cette approche permet une agrégation de variables quantitatives et qualitatives.

L'autre originalité est le système de notation employé, chacun des quatre modules (eaux souterraines, eaux de surface, air et dose) et l'indicateur final étant exprimés sur une échelle de performance environnementale qui varie entre 0 (risque maximum) et 10 (risque nul). La valeur recommandée est de 7 et elle correspond au risque minimum qui peut être atteint de manière réaliste en appliquant les recommandations de la production intégrée. Le risque par compartiment est considéré comme élevé si les valeurs sont inférieures à 4.

Pour estimer les risques, l'indicateur I-Phy tient compte à la fois des caractéristiques physico-chimiques de la matière active, de sa toxicité pour l'homme ou pour les organismes aquatiques, des conditions d'application (incorporé ou non) et des caractéristiques du sol. Ces différentes variables ne sont décrites que partiellement dans cet article, et pour plus de précisions sur la construction d'I-Phy, on se référera à Bockstaller (2004) et Bockstaller *et al.* (2008).

Les caractéristiques du milieu influant sur le transfert vers les eaux de surface sont d'une part, la sensibilité du sol au ruissellement caractérisée par un potentiel de ruissellement dépendant de la texture du sol, de sa pente, du travail du sol et de l'aménagement de la parcelle (ex. : présence de bandes enherbées), et d'autre part, du pourcentage de dérive lors du traitement, qui est fonction de l'éloignement au réseau hydrographique et de la méthode d'application. Le transfert vers les eaux souterraines est affecté par le potentiel de lessivage du sol (qui exprime la capacité du sol à retenir la substance active). Dans Indigo®, il est déterminé par un arbre de décision basé sur la teneur relative en matière organique du sol, sur le caractère filtrant du sol et enfin sur sa profondeur.

Il est à noter que dans l'estimation du risque pour les eaux de surface, ce sont les variables du milieu qui sont considérées comme prépondérantes, au travers des potentiels de ruissellement et de dérive, puis la position du traitement (incorporé, sur le sol ou sur les plantes) et enfin la persistance de la matière active (en fonction de son temps de demi-vie dans les sols). En revanche, pour les eaux souterraines, les caractéristiques physico-chimiques de la substance active (servant au calcul du GUS, *Groundwater Ubiquity Score*) sont déterminantes dans l'estimation du risque, puis interviennent la position du traitement et enfin la sensibilité du milieu vis-à-vis du lessivage.

Il est à noter que ni le traitement des semences, ni les effets dus à la formulation ou aux conditions météorologiques ne sont pris en compte. Les produits de dégradation ne sont pas non plus considérés.

Matériel et méthodes

Les enquêtes chez les agriculteurs

En 2000, les pratiques agricoles ont fait l'objet d'un diagnostic approfondi par la CA 71 au moyen d'enquêtes individuelles chez onze agriculteurs sur soixante et onze parcelles en culture.

Le travail d'enquête a permis d'obtenir des informations à plusieurs niveaux synthétisées dans le tableau 1.

En 2001, les enquêtes ont permis de connaître l'utilisation des produits phytosanitaires sur 243 ha, représentant 90 % de la surface en culture du BAC de Laives. En 2007, les résultats d'une étude hydrogéologique plus approfondie ont conduit à recentrer le bassin d'alimentation sur une surface plus faible située en rive droite de la Grosne (le périmètre a ainsi été réduit de 37 %). Les enquêtes réalisées cette année ont concerné la quasi-totalité des surfaces en culture de la nouvelle zone délimitée, soit 192 ha.

Application de la méthode Corpen

La démarche dichotomique de détermination des voies dominantes de circulation de l'eau du Corpen (1999) a été appliquée aux quatorze types de sol identifiés sur la zone d'étude. Sur les douze modes potentiels de circulation de l'eau de la méthode du Corpen, neuf cas de figure sont rencontrés à Laives. Les modes de circulation de l'eau ont été simplifiés et synthétisés en quatre situations prenant en compte le contexte régional : infiltration seule, infiltration et ruissellement

ou ruissellement et infiltration selon la voie qui prédomine, et ruissellement seul (des exemples sont indiqués dans le tableau 2).

Les particularités vis-à-vis de l'approche nationale concernent d'une part les sols d'alluvions fonctionnant essentiellement en infiltration et pour lesquels le ruissellement de surface a été négligé (pente absolument nulle), et d'autre part, les situations drainées en sols limoneux profonds hydromorphes ou en sols limono-sableux profonds assez sains, où l'écoulement se fait préférentiellement par ruissellement de surface ou par drainage mais également, dans une moindre mesure, par infiltration. Les facteurs temporaires aggravant le risque pour les eaux de surface comme la dégradation de l'état de surface ou un marquage du sol par des traces de roues n'ont pas été pris en compte.

Ensuite, le risque de pollution diffuse a été déterminé pour chacune des deux voies de circulation privilégiée, l'infiltration générant un risque pour les eaux souterraines et le ruissellement un risque pour les eaux superficielles. Sur la zone d'étude, les sols sont tous caractérisés par une infiltration lente, et le niveau de risque lié à l'infiltration a été relié à leur réserve utile, à savoir un risque faible pour un sol dont la réserve utile (RU) est élevée, un risque moyen pour une RU moyenne et un risque fort pour une RU faible. Il s'agit d'une adaptation de la méthode Corpen, celle-ci ne prenant pas en compte de classes intermédiaires.

Pour les eaux superficielles, le risque a été déterminé en tenant compte des caractéristiques de chacune des parcelles cultivées, notamment la présence de drains, la distance aux cours d'eau et la présence de bandes enherbées. Toutes les parcelles drainées ont été caractérisées comme présentant un risque fort vis-à-vis des eaux superficielles, car l'évacuation des eaux par les collecteurs débouche directement dans le réseau de fossés. Pour les situations non drainées, les parcelles en bordure de cours d'eau ou en relation directe avec un fossé ont été considérées comme présentant un risque élevé de transfert vers les eaux superficielles par ruissellement ou par dérive de pulvérisation. À l'inverse, le niveau de risque des parcelles éloignées des fossés ou présentant des bandes enherbées ou des prairies a été estimé comme faible.

Évaluation de l'IFT

Les IFT ont été calculés en 2001 et en 2007, d'une part à partir des éléments relevés lors des diagnostics parcellaires sur les doses et sur les

4. Unité de travail humain.
5. Surface agricole utile.
6. Unité de gros bétail.

▼ Tableau 1 – Les trois niveaux de collecte des informations.

Niveau	Information recueillie
Zone d'étude	Localisation des parcelles sur le plan cadastral
Exploitation	<i>Caractéristiques générales : orientation, UTH⁴, SAU⁵, UGB⁶</i> Assolement en 2000 <i>Pratiques de manipulation des produits phytosanitaires</i>
Îlot cultural	<i>Culture et rendement</i> <i>Fertilisation azotée</i> Traitements phytosanitaires Circulation de l'eau Type de sol et caractéristiques physiques (battance, hydromorphie, drainage, inondations...)

N.B. : en italique, les informations qui n'ont pas servi à l'étude sur les pollutions diffuses par les produits phytosanitaires.

produits phytosanitaires utilisés et éventuellement sur les proportions de surface traitées, et d'autre part en se basant sur la dose homologuée pour chaque produit.

Évaluation de l'indicateur I-Phy

Les vingt-neuf parcelles en culture évaluées avec l'indicateur I-Phy ont été sélectionnées d'une part en fonction de leur localisation (sur le BAC en rive droite de la Grosne), d'autre part en fonction de leur taille (superficie > 1 ha), et enfin sur un critère de disponibilité de l'information (traitements phytosanitaires renseignés à la fois en 2001 et en 2007). La superficie de ces vingt-neuf parcelles représente 73 % de la surface cultivée en rive droite de la Grosne.

Comme indiqué dans l'encadré 4, pour caractériser la sensibilité du sol au ruissellement ou à l'infiltration, l'indicateur I-Phy se base sur deux paramètres qui sont respectivement le potentiel de ruissellement et le potentiel de lessivage. Pour chacune des vingt-neuf parcelles de l'étude, les potentiels de ruissellement et de lessivage ont été déterminés en fonction des caractéristiques des sols relevées lors des diagnostics parcellaires

(pente, sensibilité à la battance, hydromorphie, profondeur, drainage, protection aval, distance au cours d'eau ou au fossé) et des connaissances de la chambre d'agriculture de Saône-et-Loire sur les types de sol rencontrés (texture, pourcentage de matière organique, présence de fentes de retrait).

Le tableau 2 indique les potentiels de ruissellement et de lessivage de chacun des types de sol identifiés par la chambre d'agriculture sur les parcelles d'étude.

Conformément aux préconisations de la méthode Indigo®, les valeurs de potentiel de ruissellement ont été diminuées (divisées par deux) lors d'un traitement en présence de résidus de récolte (cas du glyphosate), dans le cas d'un travail simplifié du sol ou de l'implantation d'une protection (bande enherbée, haie) en bas de pente.

Les éléments relevés lors des diagnostics parcellaires ont également servi à renseigner les traitements phytosanitaires. Les caractéristiques liées aux matières actives (rétention, dégradation, toxicité) intégrées dans la base de données du logiciel ne nécessitent pas de paramétrage.

▼ Tableau 2 – Caractéristiques des sols des parcelles du BAC de Laives évaluées avec l'indicateur I-Phy.

Catégorie de sol	Nom usuel	Circulation de l'eau*	Pente	% m.o.	Profondeur (cm)	Potentiel de ruissellement	Potentiel de lessivage
Alluvions inondables	Alluvions argileuses	I	Nulle	3 à 5	100	0,25	0,6
	Alluvions argilo-sableuses hydromorphes	I	Nulle	1 à 3	70	0,25	0,8
	Alluvions argilo-sableuses saines	I	Nulle	1 à 3	70	0	0,8
	Alluvions sableuses	I	Nulle	1 à 3	50	0	0,8
Sols bruns	Limons hydromorphes	R + I	Faible	1 à 3	100	0,4	0,4
	Limons assez sains	I + R	Faible	1 à 3	100	0,4	0,4
Sols bruns lessivés	Limons sableux hydromorphes	R + I	Faible	1 à 3	100	0,4	0,4
	Limons sableux sains	I + R	Faible	1 à 3	100	0,4	0,4
	Limons hydromorphes	R + I	Faible	1 à 3	100	0,4	0,4
	Limons sains	I + R	Faible	1 à 3	100	0,4	0,4
	Limons argileux	R + I	Faible	1 à 3	100	0,5	0,4
Colluvions argilo-calcaires	Terres de coteaux	I	Bas de pente	1 à 3	100	0,25	0,4

* D'après le diagnostic Corpen (I : infiltration ; R : ruissellement).

Résultats

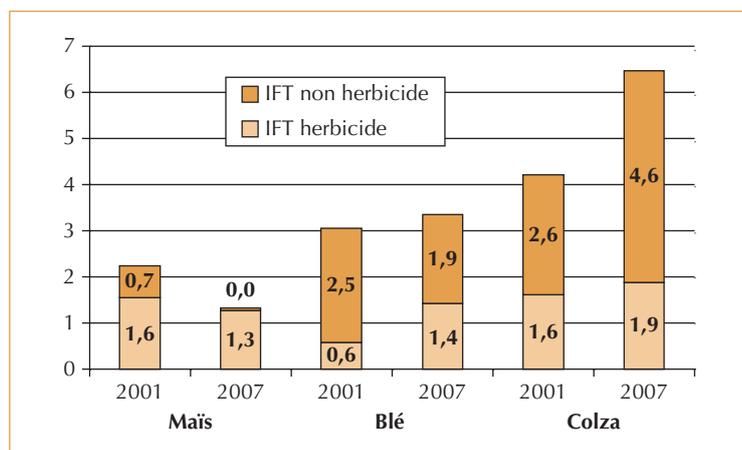
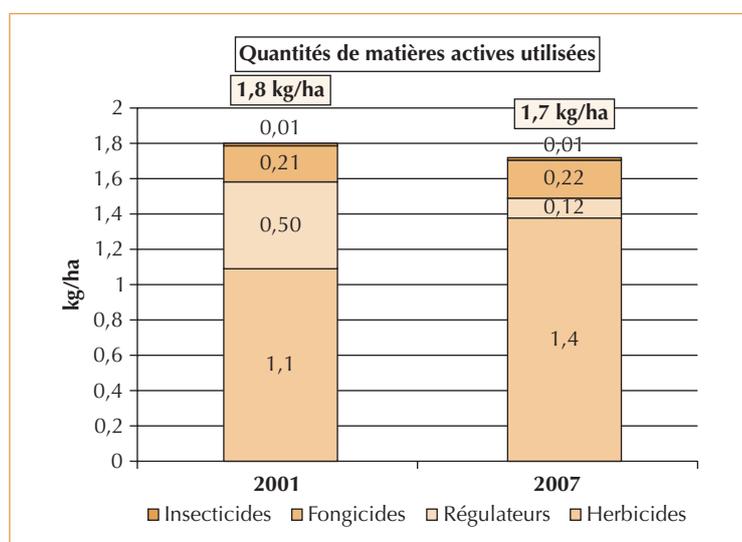
Les assolements

Le diagnostic parcellaire réalisé sur le bassin d'alimentation de captage sur la rive droite de la Grosne montre qu'en 2001, l'assolement était constitué de 51 % de blé, 30 % de maïs, 12 % de colza et 7 % de soja. En 2007, le maïs représentait 38 % de la superficie enquêtée, le blé 38 %, le colza 11 %, le tournesol 6 %, l'orge 4 % et le triticale 3 %.

▼ Figure 4 – Évolution des quantités de matières actives utilisées en rive droite du BAC de Laives entre 2001 et 2007.

L'utilisation des produits phytosanitaires

LES QUANTITÉS DE MATIÈRES ACTIVES UTILISÉES
Les données collectées lors des diagnostics de 2001 et de 2007 montrent une très légère dimi-



▲ Figure 5 – Évolution des IFT des parcelles en rive droite du BAC de Laives entre 2001 et 2007.

nution (- 4 %) des quantités de matières actives utilisées en rive droite du BAC de Laives entre ces deux années (figure 4). Cette évolution est due à une forte baisse de l'usage des régulateurs sur céréales, partiellement compensée par une hausse des grammages d'herbicides qui provient du développement de l'usage de la trifluraline sur colza et du S-métolachlore sur maïs.

L'INDICATEUR DE FRÉQUENCE DE TRAITEMENT (IFT)

Les IFT totaux par hectare sont passés de 2,93 en 2001 à 2,78 en 2008 (- 5 %). Cette baisse est liée à la diminution des traitements non herbicides dont l'IFT montre une nette amélioration (- 27 %), alors que les IFT herbicides ont progressé de 30 %. La proportion de chaque culture dans l'assolement ayant un poids déterminant, les valeurs d'IFT ont été comparées entre 2001 et 2007 pour les principales cultures (figure 5).

Le maïs est la culture qui a reçu le moins de traitements phytosanitaires car il ne nécessite pas de régulateurs ni de fongicides. Par ailleurs, son IFT a diminué entre 2001 (IFT = 2,3) et 2007 (IFT = 1,3), en grande partie en raison du développement de la lutte biologique avec les trichogrammes se substituant aux traitements chimiques contre la pyrale du maïs.

Le nombre de traitements à dose pleine sur blé a légèrement progressé en 2007 (+ 6 %), suite à un recours aux herbicides plus important qu'en 2001, car le contexte climatique de cette année avait permis de ne faire aucune application d'herbicides sur près de vingt hectares d'alluvions argileuses. L'absence de traitement herbicide n'est pas exceptionnelle dans ces rotations très majoritairement à base de culture de printemps où il y a très peu de graminées adventices dans le blé. L'usage des régulateurs n'étant plus systématique sur blé, les IFT hors herbicides ont nettement baissé.

Pour le colza, l'IFT passe de 4,2 en 2001 à 6,5 en 2007. Sur cette culture déjà fortement consommatrice de produits phytosanitaires, la hausse de l'IFT provient d'une utilisation accrue de fongicides et d'insecticides en 2007, en lien avec un contexte climatique qui a favorisé l'émergence des méligèthes et le risque sclérotinia.

On voit ici la limite d'une comparaison interannuelle des IFT totaux sur un petit secteur : le changement d'assolement et le contexte climatique peuvent être les principaux facteurs de variation de l'IFT et peuvent masquer l'amélioration du raisonnement des pratiques par les agriculteurs.

Indications sur le risque lié au milieu

RÉSULTATS DU DIAGNOSTIC CORPEN

Le tableau 3 précise les combinaisons de situations à risque rencontrées sur la zone d'étude en 2000 et donne pour chacune d'elles le nombre d'hectares concernés et son pourcentage en fonction de la surface totale, soit 439 ha.

Des actions prioritaires ont ensuite été définies pour chaque parcelle en fonction de sa situation hydrogéologique (zone alluviale ou non, à proximité ou non des captages) et de la nature du risque identifié. Ces actions s'inscrivaient dans le cadre de mesures agri-environnementales (MAE) pouvant être mises en œuvre dans le CTE collectif « Préservation de la ressource en eau sur le champ captant de Laives ». Les mesures préconisées ont consisté, par exemple, à utiliser la lutte biologique par les trichogrammes, à remplacer l'utilisation de l'atrazine⁷ par un produit moins polluant (sur la base des règles de décision proposées par le Corpen), ou encore à implanter des bandes enherbées le long des cours d'eau.

En 2002, ces actions ont eu pour résultats concrets l'implantation de 490 m de bandes enherbées et de 5 700 m de haies, la conversion de 62 ha à l'agriculture biologique et la suppression des herbicides de pré-levée sur 8 ha.

COMPARAISON DES RÉSULTATS ENTRE

LA MÉTHODE CORPEN ET LES POTENTIELS D'I-PHY
La comparaison de l'appréciation du risque par la méthode Corpen adaptée au site de Laives et de la caractérisation des potentiels de lessivage et de ruissellement selon les règles de décision d'I-Phy montre dans l'ensemble une bonne concordance, avec des valeurs de potentiels d'autant plus élevées que le risque diagnostiqué est élevé (tableau 4).

Les cas qui font exception concernent le sol d'alluvions argileuses dont le risque de transfert par infiltration est diagnostiqué comme étant faible mais dont le potentiel de lessivage est assez élevé (0,6). Ceci tient au fait que ce sol très argileux (> 40 % d'argiles) présente des fentes de retrait importantes de juin à septembre, favorisant les transferts rapides de l'eau et des pesticides (transferts dits « préférentiels », Novak et al., 2001). Ce sol est donc considéré comme filtrant pour I-Phy, bien qu'il soit argileux. L'autre exception concerne les sols d'alluvions argilo-sableuses dont le potentiel de lessivage présente une valeur relativement élevée (0,8) lorsque les sables sont présents à 70 cm, alors que ces sols ont été

		Risque de transfert vers les eaux superficielles		
		Faible à nul	Fort	Fort par drainage
Risque de transfert vers les eaux souterraines	Faible	16 %	16 %	14 %
		72 ha	69 ha	63 ha
	Moyen	19 %	5 %	23 %
		84 ha	23 ha	99 ha
	Fort	7 %		
		31 ha		

diagnostiqués à risque moyen vis-à-vis des eaux souterraines. Le paramétrage des potentiels de lessivage a donc tendance à surestimer le risque plutôt qu'à le sous-estimer.

Enfin, les parcelles drainées constituent un cas particulier, puisque les drains évacuent rapidement vers les eaux de surface l'eau infiltrée en profondeur dans le sol. Le risque est donc élevé pour les eaux de surface mais par transfert vertical. Pour l'indicateur I-Phy, le potentiel de lessivage des sols drainés est fixé à 1 (valeur maximale), le risque pour les eaux souterraines est divisé par deux (on considère qu'une partie de l'eau n'est pas captée par les drains et rejoint les eaux souterraines) et le risque pour les eaux de surface prend la valeur maximale entre le risque pour les eaux souterraines et le risque pour les eaux de surface. Dans le diagnostic de terrain adapté de la démarche Corpen, les sols drainés sont considérés comme présentant

▲ Tableau 3 – Superficielles concernées par chacune des situations à risque identifiées sur le site d'étude de Laives.

7. L'atrazine, autorisée au niveau national jusqu'en septembre 2003, n'a été utilisée sur le site de Laives que jusqu'en 2002.

▼ Tableau 4 – Valeurs des potentiels de lessivage et de ruissellement de l'indicateur I-Phy caractérisant chacune des classes de risque diagnostiquées à Laives avec la méthode Corpen pour les eaux souterraines et superficielles.

		Risque pour les eaux souterraines	Risque pour les eaux superficielles
		I-Phy : potentiel de lessivage	I-Phy : potentiel de ruissellement
Risque diagnostiqué d'après la méthode Corpen	Faible	0,4 ou 0,6	0 à 0,25
	Moyen	0,4 ou 0,8	–
	Fort	0,8	0,4 à 0,5

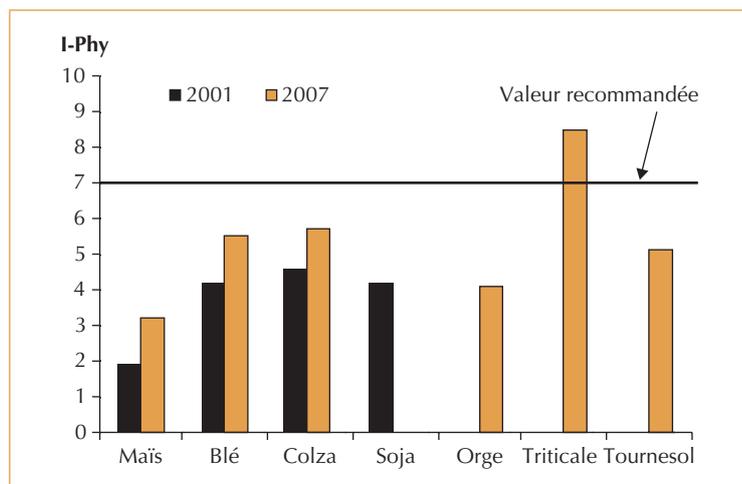
N.B. : les potentiels pour I-Phy varient de 0 (absence de lessivage ou de ruissellement) à 1 (potentiel maximum).

un risque faible pour les eaux souterraines par infiltration et un risque fort pour les eaux superficielles par circulation latérale.

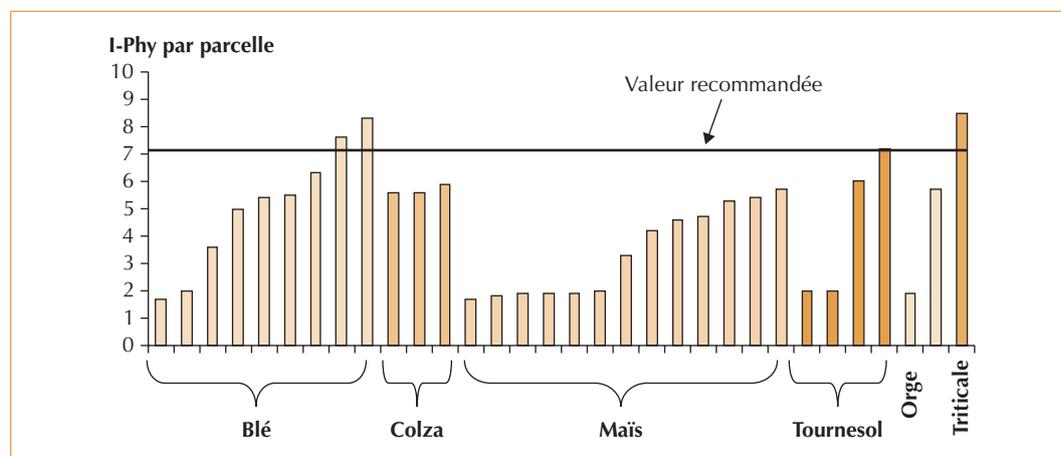
Indications sur le risque lié aux traitements phytosanitaires croisés avec le milieu : l'indicateur I-Phy

Comme mentionné dans la partie « Matériel et méthodes », l'indicateur I-Phy a été évalué sur vingt-neuf parcelles du BAC de Laives situées en rive droite de la Grosne. Le biais résultant du choix des parcelles est limité, d'une part car elles représentent une proportion importante (73 %) de la surface cultivée du BAC délimité en 2007, et d'autre part car l'assolement de ces parcelles est sensiblement le même que celui de l'ensemble de la zone diagnostiquée, avec une dominance des surfaces en maïs et en blé (tableau 5).

▼ Figure 6 – Valeur moyenne de l'indicateur I-Phy pour chacune des cultures présentes sur les vingt-neuf parcelles étudiées en 2001 et en 2007 (rappel : 0 = risque maximal, 10 = risque nul).



► Figure 7 – Valeur de l'indicateur I-Phy sur les vingt-neuf parcelles étudiées en 2001 et en 2007.



▼ Tableau 5 – Assolement sur les vingt-neuf parcelles sélectionnées pour le calcul d'I-Phy en 2001 et 2007 (en % de la surface d'étude représentée par les vingt-neuf parcelles).

	Maïs	Blé	Colza	Soja	Orge	Triticale	Tournesol
2001	32 %	47 %	12 %	9 %	-	-	-
2007	36 %	36 %	9 %	-	5 %	5 %	9 %

La figure 6 donne les valeurs moyennes de l'indicateur I-Phy calculées par culture. Si l'on se réfère à ces valeurs, le triticale est la seule culture présentant un risque faible pour l'environnement (I-Phy > 7). Cependant, cette céréale à paille, absente en 2001, ne représente que 5 % de la superficie étudiée en 2007.

Les valeurs de l'indicateur I-Phy calculées pour les autres cultures sont toutes inférieures à la valeur recommandée de 7, les valeurs du maïs étant les plus faibles, même si ces valeurs moyennes cachent de fortes disparités entre parcelles (figure 7).

Les traitements phytosanitaires sur ces cultures comportent donc d'après l'indicateur I-Phy un risque important pour l'environnement, mais qui a globalement diminué entre 2001 et 2007 pour les trois cultures présentes ces deux années, à savoir le maïs, le blé et le colza.

La méthode de calcul de la valeur globale d'I-Phy pour l'ensemble du programme de traitement consiste à agréger, pour chacune des applications, les risques calculés sur chacun des trois compartiments (eaux souterraines, eaux de surface et air)

et celui lié à la dose de traitement (encadré 4). Pour connaître les risques propres à chaque compartiment, il faut donc examiner les résultats obtenus pour chacune des applications réalisées sur les vingt-neuf parcelles (tableau 6).

Les résultats du traitement statistique de ces valeurs montrent que ce sont les **eaux de surface** qui ont bénéficié de la plus forte diminution de risque entre 2001 et 2007, puisque le pourcentage d'application de matière active présentant un risque élevé (≤ 4) pour ce compartiment passe de 78 % en 2001 à 44 % en 2007. Ce risque est déterminé principalement par les caractéris-

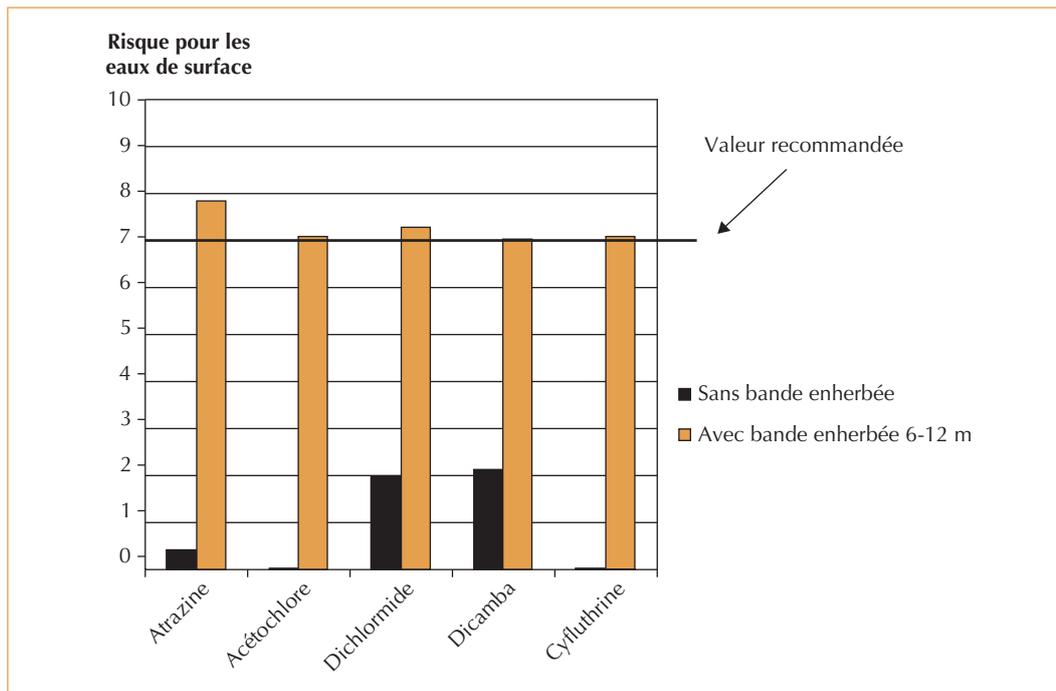
tiques du milieu et il prend en compte à la fois la dérive de pulvérisation et le ruissellement. L'implantation de bandes enherbées sur quinze parcelles en bordure de cours d'eau en 2007 est en grande partie à l'origine de la diminution du risque pour les eaux de surface, comme l'illustrent les résultats d'un test effectué en calculant l'indicateur I-Phy avec ou sans bande enherbée (figure 8).

Cependant, même en 2007, le risque reste élevé pour les eaux de surface, et seulement 32 % des matières actives appliquées ont un risque qui atteint ou dépasse la valeur recommandée de 7.

		Risque Eau Profondeur	Risque Eau Surface	Risque Air	Risque Dose	Risque global pour l'environnement (Iphyma)
Risque élevé (% de valeurs ≤ 4)	2001	1	78	4	33	25
	2007	2	44	3	22	8
Risque faible (% de valeurs ≥ 7)	2001	65	16	91	54	23
	2007	72	32	94	58	50

◀ Tableau 6 – Risques liés aux traitements phytosanitaires évalués sur les vingt-neuf parcelles étudiées avec l'indicateur I-Phy.

N.B. : n (nombre d'applications de matière active) = 141 en 2001 et 179 en 2007.



▲ Figure 8 – Effet de l'implantation d'une bande enherbée sur le risque pour les eaux de surface évalué avec l'indicateur I-Phy (sol d'alluvions argileuses, parcelle en maïs, traitée avec deux produits herbicides contenant de l'atrazine⁸, de l'acétochlore, du dichlormide et du dicamba, et un insecticide, la cyfluthrine).

8. L'atrazine a été utilisée sur le site de Laives jusqu'en 2002.

Les parcelles les plus touchées sont celles situées en bordure de cours d'eau et ne comportant pas de bandes enherbées ou de haies.

Au niveau des eaux souterraines, le risque est globalement faible les deux années et il a eu tendance à diminuer en 2007. Plusieurs facteurs ont pu concourir à cette baisse, comme l'utilisation de nouvelles matières actives (dont les caractéristiques physico-chimiques sont plus ou moins favorables au lessivage), des combinaisons « sol x matière active » à moindre risque, ou encore le changement d'assolement entre les deux années, sans qu'il soit possible d'identifier une cause unique.

Le risque de propagation vers l'air par volatilisation est faible dans plus de 90 % des applications. Il n'est important que pour trois matières actives non incorporées au sol : un insecticide du colza, le taufluvinate, un herbicide du blé et du maïs, la pendiméthaline, et un herbicide du maïs, le dichlormide.

Les résultats mettent également en évidence que le risque lié à la dose appliquée a diminué entre 2001 et 2007, consécutivement à l'utilisation de produits à faible dose (les quantités appliquées correspondent dans presque tous les cas à la dose homologuée).

Au final, d'après les calculs réalisés avec Indigo® sur chacun des traitements phytosanitaires des vingt-neuf parcelles en rive droite de la Grosne, 50 % des applications de matière active réalisées en 2007 présentaient un risque global pour l'environnement (Iphyma) faible alors que c'était le cas pour seulement 23 % des applications en 2001.

Analyse en tenant compte des valeurs d'IFT

Si on analyse l'évolution des valeurs d'I-Phy entre 2001 et 2007 en considérant celle des IFT calculés sur les mêmes parcelles (tableau 7), on note

▼ Tableau 7 – Évolution entre 2001 et 2007 des valeurs d'IFT et d'I-Phy sur les trois principales cultures implantées sur les vingt-neuf parcelles d'étude.

	Évolution entre 2001 et 2007	
	IFT	I-Phy
Maïs	- 48 %	+ 68 %
Blé	- 3 %	+ 31 %
Colza	+ 67 %	+ 24 %

que pour le maïs, la diminution des traitements est allée de pair avec une forte diminution du risque pour l'environnement. En revanche, pour le colza, l'IFT augmente fortement, alors que le risque pour l'environnement évalué par I-Phy diminue. L'augmentation de l'IFT sur colza est due à une utilisation accrue de traitement insecticide en lien avec une année à plus forte pression parasitaire, en particulier des méligèthes. Enfin le blé, dont l'IFT est quasi stable entre 2001 et 2007, montre également une diminution des risques.

Discussion

Cette partie s'attache à faire ressortir les difficultés rencontrées pour chacune des méthodes employées et à discuter de leurs atouts et limites, et de la manière d'utiliser ces différentes approches de manière complémentaire.

Diagnostic des pratiques

Le diagnostic des pratiques est indispensable pour renseigner les indicateurs IFT et I-Phy, et sa principale difficulté réside dans le volume important de travail que nécessite la collecte des informations au niveau de la parcelle et à l'échelle d'un BAC.

Il est à noter qu'il s'agit de données fournies par les agriculteurs, ce qui peut entraîner certaines imprécisions.

Méthode Corpen

La méthode de diagnostic Corpen a été établie au niveau national et sa principale difficulté consiste à l'adapter au contexte pédoclimatique local, ce qui nécessite une bonne connaissance du fonctionnement hydrodynamique des sols de la zone d'étude. Elle requiert des renseignements au niveau de la parcelle sur toute la zone d'étude, qui peuvent être toutefois recueillis en même temps que les informations sur le diagnostic des pratiques. Une fois le diagnostic effectué, des simplifications sur les modes de circulation de l'eau peuvent être opérées en fonction du contexte local, comme cela a été le cas à Laives, et les seuls éléments à mettre à jour sont les zones tampons et les réseaux de drainage.

L'intérêt de cette démarche est d'avoir une double fonction, pédagogique et opérationnelle, en adaptant au contexte local les solutions à mettre en œuvre. La réalisation du diagnostic avec l'agriculteur est en effet une occasion privilégiée

pour le sensibiliser aux phénomènes de pollution diffuse, et pour discuter avec lui des solutions possibles à mettre en œuvre.

La démarche du Corpen peut contribuer efficacement à améliorer les pratiques, à condition d'être réalisée par des acteurs locaux formés. Cependant, la mise en œuvre d'actions concrètes peut nécessiter un délai assez important qui ne permet pas d'apporter une solution immédiate au problème de pollution. Dans le cas de Laives, le délai de mise en place des CTE a été de deux à trois ans, excepté dans quelques cas où il a été beaucoup plus long. Huit ans après le premier diagnostic, de nouvelles mesures ou des pratiques à risque moindre continuent à se mettre en place.

L'IFT

L'atout majeur de l'IFT est sa simplicité de calcul, une fois les programmes de traitement phytosanitaire (dose, nom du produit) et la proportion de surface traitée renseignés.

Par rapport à l'indicateur « quantité de matières actives utilisées », l'IFT prend en compte la dose efficace d'application du produit et donc le fait que cette dose peut être très variable selon le produit (de quelques dizaines de grammes à plusieurs kilogrammes par hectare). Une diminution de l'IFT témoigne donc d'un moindre recours aux produits phytosanitaires selon la convention admise par l'IFT, ce qui n'est pas nécessairement le cas d'une baisse des quantités appliquées. Par ailleurs, la valeur de l'IFT intègre de manière indirecte le climat, influant sur la pression parasitaire et les maladies, et donc sur l'intensité des traitements.

Cependant, l'IFT ne prend pas en compte le nombre de matières actives présentes dans le produit commercial, qui varie généralement entre 1 et 3.

Ainsi, dans le cas de traitements à la dose homologuée, un seul passage de pulvérisateur avec un produit contenant trois matières actives sera comptabilisé par l'IFT de manière plus favorable que deux passages avec un produit ne contenant qu'une seule matière active.

L'IFT ne considère également pas les caractéristiques spécifiques à chaque matière active influant sur son comportement dans l'environnement, ni la vulnérabilité propre à chaque milieu (sauf éventuellement si la dose est adaptée au type de sol). Il ne constitue donc pas un descripteur

exhaustif du risque potentiel pour l'environnement, mais c'est un indicateur synthétique de pression polluante.

I-Phy

L'utilisation du logiciel Indigo® en elle-même est relativement aisée, mais elle nécessite, comme tout logiciel de calcul, une grande rigueur dans l'introduction des données. Le temps de travail nécessaire à l'entrée des données dans le logiciel constitue également une limite à cet indicateur, mais cette difficulté peut être contournée en traitant de manière groupée certaines parcelles présentant des caractéristiques de sols et de traitements similaires, et en laissant de côté les parcelles de faible superficie.

L'indicateur I-Phy ne prend pas en compte directement les conditions météorologiques du site, mais de manière indirecte à travers la pression parasitaire (comme l'IFT) et également à travers les dates de traitement et de semis. Il donne donc bien une indication sur un risque potentiel pour l'environnement et non sur les transferts réels des produits, qui dépendent largement de la pluviométrie de l'année considérée.

Le risque concerne plusieurs compartiments de l'environnement : les eaux superficielles et souterraines, mais également l'air. L'utilisateur ne dispose donc que d'une valeur globale du risque vis-à-vis de l'environnement à l'échelle de la parcelle. Les indications spécifiques sur les risques pour les eaux superficielles ou souterraines ne sont accessibles qu'à l'échelle de l'application de matière active, et ces risques ne prennent pas en compte l'effet lié à la dose de traitement qui est considéré par la suite.

Au niveau des eaux superficielles, on notera que les fossés et les cours d'eau sont considérés de la même façon dans I-Phy, alors que des études ont montré que dans certaines conditions, les fossés pouvaient être le lieu d'une atténuation importante des teneurs en produits phytosanitaires de l'eau (e.g. Margoum *et al.*, 2001).

Par ailleurs, des simulations réalisées dans le cadre de cette étude ont montré que lorsqu'une parcelle drainée est proche d'un cours d'eau, le calcul du risque pour les eaux souterraines présente une valeur anormalement élevée.

Comme la plupart des indicateurs agro-environnementaux, I-Phy ne prend pas en compte les transferts entre parcelles par ruissellement

ou par dérive, ce qui limite sa signification au niveau de bassins versants où le ruissellement domine, et il n'a fait l'objet que d'une validation partielle avec des données de terrain (Bockstaller *et al.*, 2008).

Comment utiliser ces méthodes de manière complémentaire ?

Le diagnostic des pratiques est indispensable pour renseigner les indicateurs IFT et I-Phy, et le recueil de ces données peut être couplé avec un diagnostic de terrain sur la sensibilité du milieu (diagnostic Corpen). L'application de la méthode Corpen sur le site d'étude va permettre de proposer des solutions correctives adaptées aux conditions particulières du milieu étudié. Ces solutions pourront être évaluées avec l'indicateur I-Phy, notamment pour faire un diagnostic des risques liés à une substance active ou à un programme de traitement, ou pour aider au choix des molécules en fonction de l'objectif environnemental fixé. Par ailleurs, l'indicateur I-Phy peut également utiliser les résultats du diagnostic des voies de circulation de l'eau de la méthode Corpen pour aider à quantifier ses potentiels de lessivage et de ruissellement.

L'IFT, plus simple d'utilisation mais de signification plus limitée, peut être utilisé de manière complémentaire pour suivre de manière synthétique l'évolution de la pression polluante.

Les indicateurs IFT et I-Phy sont également utiles pour suivre l'évolution des pratiques agricoles, le premier en évaluant de manière synthétique la pression polluante, et le deuxième en caractérisant plus finement le risque lié aux pratiques.

Conclusion et perspectives

L'étude conduite sur le BAC de Laives a amené la chambre d'agriculture de Saône-et-Loire à utiliser successivement plusieurs approches visant à limiter les risques de pollution diffuse par les produits phytosanitaires. L'expérience ainsi acquise nous permet de proposer une méthode afin d'utiliser au mieux les capacités de ces différents outils sur d'autres bassins versants agricoles confrontés à des problématiques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires.

Quelle que soit l'approche utilisée, la première étape nécessite une collecte et un traitement des informations à l'échelle parcellaire de la zone d'étude préalablement délimitée. Certaines par-

celles de faible superficie pourront cependant être écartées. Ces renseignements permettront ensuite de faire certains regroupements pour les parcelles présentant des caractéristiques de sols et/ ou de traitements similaires, en fonction de l'indicateur utilisé.

Selon les objectifs de l'étude, les outils à employer vont différer.

Si l'objectif est de diagnostiquer l'évolution des pratiques sur un territoire, les choix se porteront sur l'indicateur de pression polluante IFT ou sur l'indicateur de risque I-Phy en fonction du résultat recherché et des moyens humains disponibles. L'IFT est plus facile à calculer que l'indicateur I-Phy, mais il donne une indication très (trop) partielle sur les risques liés aux pratiques de traitement car il ne prend en compte ni les propriétés des matières actives qui composent le produit, ni le milieu qui est un des facteurs clé du transfert des produits vers les eaux.

Si l'étude a une visée prospective et si l'objectif est de déterminer les pratiques de traitements limitant au maximum les risques de transfert, il semble intéressant d'utiliser de manière combinée la méthode de diagnostic Corpen à la parcelle avec l'indicateur I-Phy. La démarche du Corpen permet d'une part d'identifier les voies de circulation de l'eau dans les sols et les parcelles à risque, et d'autre part de définir les actions à mettre en œuvre pour limiter la pollution des eaux. L'indicateur I-Phy peut venir en complément, en évaluant différentes solutions correctives afin de déterminer celles qui sont les plus appropriées (les moins risquées) à mettre en œuvre sur les parcelles à risque. Par exemple, I-Phy peut aider au choix des substitutions de molécules, leurs risques de transfert vers les eaux étant souvent complexes à prévoir.

Les atouts de cette méthode sont d'allier un diagnostic de terrain avec un indicateur de risque et d'avoir une double fonction, à la fois pédagogique et opérationnelle. Ses limites sont l'important investissement en temps et en moyen humain, à la fois pour le recueil des données et pour la formation des agents de développement à la démarche Corpen et à l'indicateur I-Phy.

Par ailleurs, en plus d'actions sur les pollutions diffuses, il est également important de prévoir des actions de sensibilisation sur les **pollutions ponctuelles**, notamment pour limiter les risques de pollution lors du remplissage et du lavage du pulvérisateur. □

Résumé

Sollicitée par les agriculteurs soucieux de limiter la contamination des captages de Laives par des produits phytosanitaires, la chambre d'agriculture de Saône-et-Loire a mis en œuvre différentes approches pour évaluer les risques de pollution diffuse sur ce secteur. L'étude a consisté à réaliser un diagnostic des pratiques à l'échelle parcellaire, complété par un diagnostic des voies de circulation de l'eau afin d'identifier les parcelles à risques selon la méthode développée par le Corpen. Des solutions correctives ont également été proposées sur ces parcelles à risque en suivant les préconisations du Corpen. Puis l'évolution des pratiques a été suivie, d'une part à l'aide de l'indicateur IFT, et d'autre part en calculant l'indicateur I-Phy sur vingt-neuf parcelles types. Les résultats obtenus avec chacune de ces approches sont analysés, ainsi que les atouts et les limites qu'elles présentent. L'expérience acquise dans le cadre de cette étude nous amène à proposer une méthodologie pour utiliser au mieux ces différentes approches.

Abstract

Approached by farmers preoccupied to limit the pesticide contamination of water catchments of the city of Laives, the Chamber of Agriculture of Saône-et-Loire (France) implemented multiple approaches to evaluate the risk of diffuse pollution on this area. The study consisted in realising a diagnosis of the agricultural practices at the plot scale, completed by a diagnosis of the water flow in order to identify the field plots presenting a risk of pesticide transfer into water according to the method developed by the Corpen (the French Guidance Committee for agricultural practices respectful of the environment). Corrective solutions were also proposed on these "at risk" plots as recommended by the Corpen. The evolution of the practices was then assessed by calculating the IFT (an index of treatment frequency) and the I-Phy indicators on 29 field plots. The results obtained by each of these approaches are analysed and the assets and limits are discussed. The experience gained within the framework of this study is used to propose a methodology for using at best these different approaches.

Bibliographie

- BIBARD, V., THIERRY, J., MARQUET, N., TOURNAYE, J.-C., CAMBON, B., GRIL, J.-J., GUYOT, C., REAL, B., 2001, Mise en oeuvre des recommandations du Corpen à l'échelle d'un bassin versant : premiers résultats obtenus sur le site de la Fontaine du Theil, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives, p. 99-108.
- BOCKSTALLER, C., 2004, Élaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-Phy, in : *Estimation des risques environnementaux des pesticides*, Barriuso, E. (Ed.), INRA Éditions, Paris, p. 75-86.
- BOCKSTALLER, C., GIRARDIN, P., 2006, Évaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode Indigo®, *Oléoscope*, n° 85, p. 4-6.
- BOCKSTALLER, C., WOHLFAHRT, J., HUBERT, H., HENNEBERT, P., ZAHM, F., VERNIER, F., MAZZELA, N., KEICHINGER, O., GIRARDIN, P., 2008, Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation : exemple de l'indicateur I-Phy, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux, p. 103-114.
- CORPEN, 1999, *Désherbage - Éléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires*, p. 161.
- LAUBIER, F., 2001, La méthode de diagnostic parcellaire du risque de contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires en Bretagne : fondements et mise en œuvre, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives, p. 91-98.
- MARGOUM, C., GOUY, V., WILLIAMS, R., SMITH, J., 2001, Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives, p. 55-65.
- NOVAK, S., PORTAL, J.-M., SCHIAVON, M., 2001, Effects of soil type upon metolachlor losses in subsurface drainage, *Chemosphere*, n° 42, p. 235-244.
- PINGAULT, N., 2007, Améliorer la qualité de l'eau : un indicateur pour favoriser une utilisation durable des produits phytosanitaires, Atelier OCDE, 19-21 mars 2007, Washington, ministère de l'Agriculture et de la Pêche.
- VAN DER WERF, H.M.G., ZIMMER, C., 1998, An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system, *Chemosphere*, n° 36, p. 2225-2249.
- VILLARD, A., MORETTY, P., 2001, *Étude sur le champ captant de Laives – Diagnostic du risque de pollution par les produits phytosanitaires et les nitrates et plan d'actions*, rapport du service « Agromie, gestion de l'espace et environnement », chambre d'agriculture de Saône-et-Loire.