

# Diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires et solutions correctives

Véronique Gouy et Jean-Joël Gril<sup>1</sup>

**M**algré l'ampleur des investigations exigées pour leur homologation, les produits phytosanitaires sont susceptibles d'être retrouvés dans les milieux aquatiques, ce qui met en évidence à la fois la difficulté de cerner les risques de transfert de ces molécules, et la nécessité de mener conjointement des actions sur le terrain pour limiter la contamination de la ressource en eau.

La forte interaction qui existe entre les propriétés de ces substances et les conditions dans lesquelles elles sont employées explique cette difficulté et rend indispensable l'estimation, dans chaque situation, des causes dominantes de la contamination.

C'est l'objectif du diagnostic qui, dans la perspective qui nous intéresse ici, est de mettre en place des plans d'actions visant à réduire la contamination de la ressource en eau par les produits phytosanitaires. Il s'agira d'estimer les risques de transfert de ces substances dans une zone géographique donnée et de caractériser les facteurs qui le favorisent (CORPEN, 2001).

Le plan d'action, quant à lui, sera destiné non seulement à mettre en œuvre des solutions correctives, mais aussi à définir des priorités, en fonction de critères techniques et des impératifs socio-économiques et politiques locaux. Dans le cadre de cet exposé, nous nous en tiendrons aux seules considérations techniques, destinées à servir de base de décision aux acteurs locaux, seuls à même de prendre en considération les impératifs ci-dessus.

Le diagnostic étant orienté par les solutions correctives puisqu'il s'agit d'en évaluer la pertinence et d'en optimiser la mise en œuvre, nous présenterons tout d'abord les différentes actions possibles pour limiter la contamination des eaux.

## Les solutions correctives

### Les types de pollutions

L'origine de la pollution conduit à distinguer deux catégories de transferts, qui relèvent de solutions techniques bien distinctes :

– la **pollution ponctuelle** qui résulte le plus souvent d'erreurs de manipulation ou de négligence, comme le débordement des cuves lors de la préparation de bouillies, le rejet des fonds de cuve ou le rinçage du matériel sur des surfaces plus ou moins imperméables comme la cour de ferme ou à proximité d'un puisard ou d'un fossé ;

– la **pollution diffuse** (photo1, p. 82) qui résulte principalement de l'entraînement vers les milieux aquatiques des produits phytosanitaires appliqués au champ. Celle-ci semble plus difficile à maîtriser du fait de ses caractéristiques, dont on rappelle les principaux traits :

- ✗ cette contamination peut se manifester même à la suite d'usages conformes à la réglementation ;
- ✗ elle est fortement dépendante des caractéristiques du milieu naturel et en particulier des conditions hydrologiques ce qui se traduit par

### Les contacts

1. Cemagref  
UR Qualité des eaux  
et prévention  
des pollutions  
3 bis, quai Chauveau,  
CP 220,  
69336 Lyon Cedex 9



▲ Photo 1 – La pollution diffuse peut être fortement dépendante du milieu.

l'alternance de périodes présentant un risque de transfert variable;

- ✗ les taux de transfert annuels à la parcelle sont voisins de 2 % du volume de produit appliqué; en général, les taux de transfert diminuent lorsqu'on passe de la parcelle au bassin versant, mettant en évidence, à côté de phénomènes de dilution, l'intervention de nouveaux processus liés par exemple à la présence des zones non traitées pouvant faire « écran » (prairies, haies, talus).

Il y a une difficulté réelle à maîtriser ce dernier type de pollution qui concerne une part marginale de l'application, se manifestant dans les cours d'eau par des valeurs traces et qui dépend de l'interférence de facteurs naturels (sol, sous-sol, relief, couverture végétale, climat...) et anthropiques (pratiques agricoles, aménagements...). En particulier, les actions doivent aller au-delà du seul respect des usages et des doses autorisées.

On soulignera également une autre difficulté, qui concerne cette fois le diagnostic des origines de la pollution : les pollutions ponctuelles sont rarement causées par un rejet direct dans les eaux de surface ou souterraines, mais en général elles se produisent en différé, à l'occasion des pluies qui « lavent » les surfaces contaminées, et s'ajoutent donc simultanément aux pollutions diffuses.

Les solutions proposées, que l'on retrouvera dans différents manuels du CORPEN (1994, 1995, 1996, 1997, 1999), concernent les trois niveaux

du siège d'exploitation, des parcelles agricoles et du bassin versant.

### Les actions au niveau du siège de l'exploitation

Nous évoquerons brièvement les actions sur le siège d'exploitation qui doivent concourir à éliminer la majeure partie des pollutions ponctuelles. Ces actions consistent à mieux gérer des postes-clés comme l'entreposage des produits, la préparation de la bouillie, le remplissage du pulvérisateur, l'élimination des fonds de cuve et des emballages vides, le rinçage du matériel.

Les principales actions possibles sont bien cernées et passent par :

- une meilleure prise de conscience par les agriculteurs des problèmes environnementaux à travers de meilleures informations et formations;
- la mise en œuvre de matériels ou de dispositifs adaptés;
- la mise en place de solutions collectives : postes de remplissage et de rinçage, contrôle des pulvérisateurs, récupération des déchets (emballages, produits non utilisés).

Dans ce numéro, l'article de S. Beernaerts présente un exemple d'action sur les pollutions ponctuelles dans un petit bassin de Belgique.

### Les actions à la parcelle

#### LES MÉTHODES COMPLÉMENTAIRES OU ALTERNATIVES À LA LUTTE CHIMIQUE

Un premier objectif consiste à limiter, voire supprimer, l'usage des produits par la mise en œuvre de pratiques limitant l'apparition ou le développement des « nuisibles<sup>1</sup> » et réduisant la surface potentiellement concernée par des traitements chimiques.

D'une façon générale, il faut veiller à ce que les rotations soient suffisamment longues et variées afin d'éviter l'apparition de nuisibles « opportunistes » (au cycle de développement bien adapté à celui de la culture). Un autre point essentiel consiste à bien choisir la culture (et de façon plus large la rotation) en fonction des caractéristiques locales de chaque parcelle (sol, pente, microclimat, orientation...), afin de favoriser la mise en place de cultures adaptées et compétitives dont on cherchera à augmenter la

1. Le terme « nuisible » qualifie ici les différents organismes qui nuisent au développement des cultures : adventices, insectes, maladies...

vigueur par des pratiques culturales soignées (au moment de l'implantation notamment).

Au semis et à la récolte, on veillera aussi à minimiser les possibilités d'infestation par les graines d'adventices.

Parallèlement, une fois que le nuisible est installé, il existe diverses méthodes de lutte non chimiques. Pour ce qui est de la lutte contre les adventices par exemple, on peut avoir recours aux techniques de :

- désherbage mécanique;
- de couverture du sol;
- de faux semis;
- d'enherbement;
- de désherbage thermique;
- de lutte biologique.

Ces techniques sont présentées plus en détail dans le manuel « désherbage » du CORPEN (1999). L'extension de leur usage est limitée du fait de prix de revient et de besoins de main-d'œuvre parfois élevés. En agriculture conventionnelle, elles sont le plus souvent envisagées de façon complémentaire à la lutte chimique.

#### LE RAISONNEMENT DU TRAITEMENT CHIMIQUE

Lorsqu'il s'avère nécessaire d'avoir recours aux traitements chimiques, il convient de raisonner au mieux leur utilisation pour limiter les transferts vers les eaux. Le traitement doit répondre à un double objectif :

- maintenir les nuisibles à un niveau acceptable pour la culture (seuil de nuisibilité économique);
- réduire les risques d'infestations dans la culture suivante.

En particulier, les traitements systématiques doivent être supprimés au profit d'une stratégie de traitement prenant le plus en compte possible les spécificités pédo-climatiques de la parcelle, la culture et le nuisible dans le choix des produits, dates, doses et modes de traitement. Les produits doivent être autorisés pour la culture et l'usage envisagé aux niveaux national et local. Ils doivent être adaptés au type de nuisible, à son niveau de présence et à son stade de développement pour une meilleure efficacité du traitement. Les doses doivent aussi être adaptées au type de sol, sa nature et sa texture pouvant modifier l'efficacité du traitement.

Un autre point essentiel est l'adaptation des traitements en fonction du niveau de risque de transfert identifié sur chaque parcelle. Pour cela, il est indispensable de réaliser un diagnostic préalable des voies de circulation de l'eau. Sur les parcelles à risque, on peut être amené à modifier de façon notable les stratégies de traitement (voire les rotations culturales) afin de permettre des traitements en dehors des périodes critiques. *Par exemple sur une parcelle à risque d'infiltration ou de drainage à l'automne, préférer un traitement herbicide de printemps ou appliquer avant la reprise du drainage à l'automne si le sol est souvent gorgé d'eau au printemps.* Si cela s'avérait impossible il faudrait, en dernier recours, envisager l'usage des molécules les moins mobiles et les moins rémanentes, ou nécessitant une plus faible dose à efficacité (et coût) comparable.

On évitera aussi les traitements identiques répétés afin d'éliminer les risques d'accumulation ou d'apparition de résistances.

Enfin, il est indispensable de prendre en compte autant que faire se peut les conditions météorologiques au moment du traitement afin :

- de limiter les risques de transfert (par dérive, par écoulements des excès d'eau);
- de favoriser l'action des produits (humidité du sol suffisante pour traitement du sol, hygrométrie et température favorables pour traitement du feuillage).

Parallèlement, il est essentiel de soigner les techniques de manipulation et d'application des produits aussi bien pour la santé de l'environnement que pour celle du manipulateur. En premier lieu, il faut supprimer les contaminations directes et limiter au maximum les risques de dérive.

C'est de la qualité de l'application que dépendent les volumes et les doses atteignant réellement la cible. Cela impose l'usage d'un matériel adapté et contrôlé régulièrement.

Le dernier niveau d'action à la parcelle est celui de la limitation des transferts en son sein. En règle générale, il faut essayer de maintenir le sol couvert pendant les inter-cultures ou tout au moins gérer l'assolement de telle sorte que la densité et la répartition des parcelles momentanément à nu ne soient pas préjudiciables, ce qui implique un minimum de diversification dans les cultures.

## 2. Écoulements sub-horizontaux à faible profondeur.

On peut aussi agir par des techniques de travail du sol appropriées afin de diminuer les transferts en modifiant la capacité de stockage du sol et en augmentant le temps de séjour des molécules dans les couches superficielles du sol biologiquement plus actives.

Dans le cas où le ruissellement est une cause principale de la contamination, on essaiera d'augmenter la rugosité par un travail de surface adapté (labour, binage, paillage pour les cultures pérennes...) et on limitera les possibilités de tassement du sol en choisissant un matériel approprié (pneus basse pression).

La limitation des écoulements de sub-surface nécessite de limiter les tassements en fond de labour par un matériel et des conditions de labour favorables (sol pas trop humide).

### Les actions au niveau du bassin versant élémentaire

Les techniques exposées ci-dessus ont pour objectif de minimiser les taux de transfert de produits hors de la parcelle. Cependant, les conditions de la contamination diffuse font que l'on ne peut pas assurer un risque de transfert nul, même si l'agriculteur raisonne correctement ses traitements. Il s'avère donc important de recourir en complément à des solutions limitant les transferts entre les parcelles et les milieux récepteurs.

*Quand la ressource contaminée est souterraine et alimentée strictement par l'infiltration verticale, chaque parcelle concernée peut être considérée*

*indépendamment des autres. Mais quand le ruissellement ou les écoulements hypodermiques<sup>2</sup> jouent un rôle significatif, chaque parcelle doit être considérée dans son environnement hydrodynamique, donc à l'échelle du petit bassin versant élémentaire où elle se situe. À noter que les parcelles d'une même exploitation peuvent se situer sur plusieurs de ces petits bassins.*

On est ainsi amené à considérer les actions envisageables aux niveaux des diverses zones tampons (enherbées, boisées et humides) et des autres singularités linéaires (fossés, haies, talus) qui constituent les interfaces entre les parcelles et le milieu récepteur.

Parmi ces interfaces, seules les bandes enherbées ont fait jusqu'à présent l'objet de travaux assez approfondis (mais cependant assez peu nombreux). On en rappelle ci-dessous les principales conclusions en renvoyant aux publications concernées.

#### CAS DES BANDES ENHERBÉES

Les zones enherbées (photo 2) assurent plusieurs fonctions :

- ralentir le ruissellement plus ou moins chargé de particules de terre érodée;
- favoriser la sédimentation de ces particules;
- favoriser l'infiltration dans le sol;
- permettre la rétention de surface des produits peu solubles.

Globalement, elles sont aptes à réduire significativement le transfert des produits phytosanitaires par ruissellement (CORPEN, 1997; Delphin et Chapot, dans ce numéro).

Des travaux (Misra *et al.*, 1994; Souiller *et al.*, à paraître) mettent en évidence le rôle prépondérant de l'infiltration favorisée par la traversée d'un sol enherbé grâce notamment à un système racinaire développé et une vie microbienne augmentant la microporosité du sol. Ces propriétés contribuent également à favoriser l'adsorption et la dégradation des substances dans la tranche superficielle d'une surface en herbe (Benoît *et al.*, 1999; Watanabe *et al.*, 2001).

Par ailleurs, l'adsorption des produits phytosanitaires sur la végétation verte et la litière en décomposition, lors de leur transit dans le ruissellement à la surface du dispositif, peut, elle

Photo – J.-J. Gril



▲ Photo 2 – Les zones enherbées peuvent réduire les transferts de polluants.

aussi, jouer un rôle non négligeable. Toutefois, ce processus semble très dépendant des propriétés physico-chimiques des substances utilisées (rétention significative uniquement pour les produits dont le coefficient d'adsorption,  $K_{oc}$ , est relativement important) et de l'état initial de la bande enherbée (humidité, état de la végétation) : les produits à faible capacité d'adsorption seraient donc surtout interceptés par infiltration<sup>3</sup>.

Ainsi, les bandes enherbées présentent un intérêt pour la protection des eaux de surface de par leur action sur la réduction des flux de produits transitant dans le ruissellement, à condition qu'elles soient correctement positionnées pour être en mesure d'intercepter les ruissellements (CORPEN, 1997).

Par ailleurs et dans tous les cas, les bandes enherbées sont à préconiser en bordure de cours d'eau et fossés pour éviter la contamination par dérive de pulvérisation.

#### RÔLE D'AUTRES SINGULARITÉS DU PAYSAGE

Des travaux en cours au Cemagref tendent aux mêmes conclusions en ce qui concerne les zones tampon boisées (photo 3), avec cependant des propriétés d'infiltration et de rétention qui peuvent se révéler encore plus marquées.

D'autres travaux, également en cours, semblent montrer que les fossés agricoles sont susceptibles d'assurer une certaine rétention des produits phytosanitaires, à condition qu'ils soient suffisamment riches en substrat végétal et que le débit ne soit pas trop important (Williams *et al.*, 1999; Garon-Boucher *et al.*, 2001). Dans certaines conditions (fonctionnement lors d'orages en période sèche, par exemple), ils sont également susceptibles d'agir par infiltration verticale et latérale (Marofi, 1999).

Les autres singularités (zones tampons humides, haies et talus) jouent très probablement un rôle, mais on ne dispose pas, à notre connaissance, d'informations suffisamment précises pour en tirer quelques conclusions pratiques.

## Le diagnostic

### Les échelles du diagnostic

L'action isolée d'un agriculteur peut jouer localement un rôle décisif en démontrant la faisabilité des actions correctives. Néanmoins, la protection de la ressource en eau ne pourra

être assurée que si les actions sont appliquées sur une portion significative et cohérente du territoire qui constitue l'unité hydrologique, c'est-à-dire le bassin versant<sup>4</sup> : le diagnostic doit donc être impérativement entrepris à l'échelle de ce type d'unité.

Cependant, si le plan d'action doit être défini à l'échelle du bassin, la mise en œuvre concrète des actions techniques doit l'être à celle de l'exploitation agricole quand elle est concernée par ces actions. Il est donc nécessaire d'effectuer un diagnostic précis à son échelle.

Enfin, en France, le pilotage des plans d'actions a été confié aux régions administratives<sup>5</sup> par les pouvoirs publics (*voir* notamment la circulaire du 1<sup>er</sup> août 2000 des ministères chargés de l'Agriculture et de l'Environnement).

Ainsi, les régions sont chargées de définir les bassins versants qui feront l'objet d'une action prioritaire : il y a donc également nécessité de disposer d'outils de diagnostic permettant de raisonner à cette échelle.

Le diagnostic doit donc être effectué à ces trois échelles emboîtées : la région, le bassin versant et l'exploitation. On renverra aux documents du CORPEN qui abordent les principes et les méthodes, (CORPEN, 1996, 1999, 2001)<sup>6</sup>, en se contentant ici d'insister sur quelques aspects qui paraissent importants, en commençant par aborder les connaissances scientifiques qui sont la base du diagnostic.

3. Chaque fois que l'infiltration intervient comme processus de rétention, il est impératif de vérifier qu'il ne se produit pas un transfert de pollution vers les eaux souterraines.

4. On entendra ici ce terme au sens large : bassin versant hydrographique et également *impluvium* d'alimentation d'une ressource souterraine.

5. Dans le cadre de groupes régionaux, animés par les DRAF et les DIREN.

6. Le cas du diagnostic régional fera l'objet d'une publication à paraître prochainement.

Photo – S. Lefloc



▲ Photo 3 – Les zones boisées peuvent présenter des propriétés d'infiltration et de rétention.

### La base du diagnostic : les connaissances sur le mode de transfert des produits phytosanitaires

En ce qui concerne les pollutions ponctuelles, les relations de cause à effet sont assez simples et ne posent guère de problème de compréhension pour le diagnostic.

Le cas des pollutions d'origine diffuse est bien plus complexe (Gril *et al.*, 1999; Grébil *et al.* et Voltz et Louchart, dans ce numéro). Comme déjà indiqué ci-dessus, la contamination est le résultat d'interactions entre des facteurs multiples traduisant les caractéristiques du milieu, les propriétés des molécules et les conditions d'applications des produits (date, dose...).

Globalement, ces facteurs sont maintenant bien connus. Mais, du fait de la complexité des interactions, la quantification de leurs effets reste très approximative.

Quand un ou quelques facteurs prennent des valeurs extrêmes, leur poids prédominant simplifie le diagnostic<sup>7</sup>. Mais, dans les situations plus moyennes, qui sont évidemment les plus fréquentes, les interprétations restent difficiles. La modélisation, en principe bien adaptée pour quantifier des combinaisons complexes, reste malheureusement encore trop peu opérationnelle (Carlier *et al.*, 1996) pour être appliquée dans des opérations de diagnostic.

Il est néanmoins un point dont l'importance est à noter : c'est le rôle joué par les voies de circulation de l'eau dans le bassin versant. En effet, la nature de ces voies (ruissellement, écoulement hypodermique, infiltration), leur aptitude à permettre la fixation et la dégradation (sols avec ou sans circulation rapide, présence de zones tampon...) et le temps de transfert de l'eau et des substances (en rapport avec leur longueur et leurs propriétés hydrodynamiques) conditionnent largement le devenir des produits phytosanitaires entre la parcelle et le milieu récepteur.

Certes, ce rôle peut être largement modulé par les autres facteurs qui interagissent (propriétés des molécules, conditions d'application...) et il reste encore beaucoup à faire pour mieux quantifier le rôle des voies de circulation. Mais leur fonction paraît suffisamment essentielle pour que leur compréhension et leur description soient considérées comme un élément central de la méthodologie du diagnostic, quelle que soit l'échelle.

### Le diagnostic à l'échelle régionale

« L'objectif du diagnostic régional est de réaliser le découpage en bassins versants hydrographiques ou hydrogéologiques et de mettre en évidence ceux présentant une qualité de l'eau dégradée ou des risques de transfert plus importants. Ils donnent aux acteurs régionaux les éléments permettant de désigner des zones d'action prioritaires » (CORPEN, 2001).

Fondamentalement, ce diagnostic s'appuiera sur le croisement de données décrivant le milieu naturel (géologie, pédologie, morphologie, climat) et les activités agricoles ou autres utilisatrices de produits phytosanitaires (occupation du sol, systèmes de production, usage des produits), confrontées aux données existantes concernant la contamination des eaux.

Conformément à l'objectif précisé ci-dessus, le diagnostic régional est – en principe – la première phase incontournable à toute investigation et plan d'action piloté par la région.

En pratique, certaines régions, qui ont entrepris tôt de s'attaquer à cette problématique, ont fortement limité les investigations à cette étape pour aboutir rapidement au choix de bassins prioritaires, en intégrant dès le départ les autres éléments de décision (pollution avérée, motivation particulière d'une collectivité, accueil favorable des agriculteurs...) dans leurs critères de choix.

Même si les opportunités locales peuvent tout à fait légitimer cette manière de procéder, il reste toutefois préférable de procéder en deux étapes : diagnostic régional afin de cibler les zones prioritaires, puis mise en place concrète des actions par ajustement socio-économique, technique et politique.

Cela implique toutefois, pour être réaliste, que le diagnostic régional puisse être réalisé le plus rapidement possible : il ne s'agit pas de construire une « usine à gaz » coûteuse et longue à mettre en place, mais de s'adapter pragmatiquement à la disponibilité des données locales.

Ainsi, en ce qui concerne la caractérisation du milieu physique, deux grands types d'approches ont été identifiées (groupe de travail du CORPEN, en cours) :

– soit croiser l'ensemble des données nécessaires, cartographiées à l'échelle de la région, sans préjuger au départ des unités spatiales obtenues ;

7. C'est le cas, en fait, des pollutions ponctuelles : très fortes concentrations en jeu et temps de transfert nul ou très faible.

– soit partir d'unités cartographiées préexistantes en critiquant et en validant leur pertinence.

La première approche nécessite de disposer au départ de beaucoup d'informations cartographiées : la condition précisée ci-dessus interdit de procéder à trop de nouvelles acquisitions spécifiques. Elle est probablement assez bien adaptée à des régions (relativement) homogènes, ou les différenciations ne paraissent pas complètement évidentes.

La deuxième paraît assez bien adaptée aux régions étendues, avec des terroirs très différenciés, comme Rhône-Alpes ou Midi-Pyrénées. Un test effectué dans cette dernière région, a montré que s'appuyer sur le découpage en petites régions agricoles (PRA)<sup>8</sup> se révélait pertinent du point de vue de cette problématique. D'autres découpages peuvent aussi servir de base (unités paysagères, par exemple), quand ils sont disponibles. Il n'y a donc probablement pas de méthode systématiquement préférable, la seule règle étant une adaptation pragmatique aux moyens disponibles dans la région (compétences et données).

Un point est à noter : les découpages présentés ici n'aboutiront généralement pas directement à la délimitation de bassins versants, mais tout d'abord à celle de territoires homogènes par rapport au risque de contamination phytosanitaire. Cette délimitation est à faire dans un deuxième temps : c'est seulement ensuite qu'une hiérarchisation en termes de risque et de priorité peut être effectuée.

### Le diagnostic à l'échelle du bassin versant

Les descripteurs permettant de caractériser le transfert des produits et la pression exercée par les activités qui les utilisent doivent être plus précis que précédemment et, à ce niveau, des investigations complémentaires peuvent être entreprises.

Il convient ici de préciser quelle dimension d'unité spatiale recouvre en pratique le terme de « bassin versant ».

Le découpage d'une région administrative en bassins conduit à des unités dont l'ordre de grandeur est du millier de km<sup>2</sup>. Lancer directement un diagnostic, puis entreprendre la réalisation d'un plan d'action sur un tel territoire est actuellement irréaliste, dans la mesure où les

méthodes (tant concernant le diagnostic que les solutions correctives) ne sont pas parfaitement au point, *a fortiori* mal connues et non maîtrisées par les acteurs locaux.

Il sera donc nécessaire de travailler simultanément à deux niveaux :

- le grand bassin versant reconnu comme prioritaire ;
- un ou des petits bassins « de référence<sup>9</sup> », inclus dans le grand bassin<sup>10</sup>.

Le diagnostic devrait être opéré dans un premier temps sur ces petits bassins, puis étendu au grand.

Il en va de même des actions correctives ; toutefois, cela n'interdit pas d'entreprendre rapidement des actions de sensibilisation (« bonnes pratiques ») à l'échelle du bassin prioritaire.

Il est difficile d'indiquer *a priori* quelle est la dimension optimale des bassins de référence, qui dépend de nombreux paramètres : il est, par exemple, difficile de comparer un bassin viticole et un bassin céréalier. Les moyens financiers et humains disponibles vont évidemment influencer aussi sur le choix.

À titre de simples ordres de grandeur destinés à fixer les idées, on peut donner les indications suivantes, qui tiennent compte du fait que les diagnostics d'exploitations (*cf.* Le diagnostic d'exploitation, comprenant le diagnostic au siège et celui des parcelles) devront, dans un premier temps, être réalisés sur toute l'étendue de ces bassins.

- nombre de sièges d'exploitations : une dizaine à quelques centaines ;
- nombre de parcelles : au moins une cinquantaine et jusqu'à un millier.

En pratique, cela conduit à choisir des bassins dont la superficie est d'une dizaine à une centaine de km<sup>2</sup>.

Le diagnostic à l'échelle du bassin de référence ne peut totalement être identifié à la somme des diagnostics des exploitations (sièges et parcelles) qui l'occupent : la compréhension des modes de circulation de l'eau doit être abordée globalement et constitue même un préalable indispensable au diagnostic d'exploitation et à l'identification des parcelles à risque.

8. Les contours de ces PRA ont été définis pour l'essentiel après la dernière guerre, donc à une époque où l'agriculture était beaucoup plus contraintes par les potentialités naturelles du milieu qu'actuellement. Or ces potentialités sont souvent largement conditionnées par les caractéristiques hydrodynamiques du terroir, d'où leur intérêt éventuel, au moins comme base de départ. Un avantage supplémentaire est qu'elles sont renseignées par le Recensement général de l'agriculture.

9. Ce terme s'inspire des « secteurs de référence » mis en place pour le développement du drainage agricole.

10. On note un certain flou concernant les qualificatifs associés au bassin versant : grand ou petit bassin, sous-bassin, etc., qui traduit la diversité des situations et en particulier des objectifs visés : il convient donc de toujours préciser le contexte quand on emploie ces termes.

### 11. La question des indicateurs fait l'objet d'un groupe de travail du CORPEN.

Le diagnostic à l'échelle du grand bassin pourra être entrepris ultérieurement à celui des bassins de référence.

Une question connexe est celle des indicateurs qui seront utilisés lors du diagnostic (état zéro) et suivis lors de la mise en œuvre du plan d'action<sup>11</sup>.

Les indicateurs qui traduisent l'état zéro et l'évolution de la pression et des actions réalisées ne posent guère de problème quant à leur suivi.

En terme d'évaluation de l'efficacité des mesures prises, seule l'évolution de la qualité de l'eau fait foi. Compte tenu de l'influence des aléas climatiques sur les transferts et, dans le cas des nappes souterraines d'une certaine importance, du temps de réponse de la ressource en eau, il est nécessaire de faire preuve d'une très grande prudence : en effet, en toute rigueur, pour interpréter des données de qualité de l'eau, il faudrait disposer d'un suivi avant modifications de plusieurs années... et d'autant après chaque phase de mise en œuvre des solutions correctives : ce qui est en général stratégiquement et financièrement impossible.

Ce délicat problème concerne à la fois la compréhension de la nature d'une évolution par les animateurs du plan d'action et – plus encore – leur stratégie de communication : il est agréable d'annoncer l'amélioration de la qualité deux ans après le début des actions – mais très difficile d'expliquer deux ans plus tard que, cette fois, l'aggravation est due à deux années climatiquement défavorables.

#### Le diagnostic d'exploitation

Comme indiqué précédemment, le diagnostic destiné à identifier les pollutions ponctuelles ne pose guère de problèmes – autre que de disposer du personnel qualifié pour le réaliser.

Nous n'aborderons ici que le diagnostic parcellaire, destiné à identifier les risques liés aux transferts diffus.

À ce niveau apparaît une difficulté :

- d'une part, le diagnostic doit être précis, ce qui peut nécessiter une approche assez fouillée, surtout lorsqu'il est nécessaire d'identifier des singularités comme la présence de zones tampon efficaces ;
- d'autre part, le nombre d'opérations à réaliser oblige à mettre en œuvre des moyens suffisamment légers pour être réalistes.

La contrainte des délais de mise en œuvre des actions conduit à distinguer deux types de situations : les actions obligatoires (en application d'une réglementation) et les actions volontaires.

– le succès d'actions volontaires repose sur leur appropriation par les agriculteurs : si les incitations financières peuvent apporter une aide évidente, elles ne sont généralement pas suffisantes pour permettre à elles seules le développement de bonnes pratiques et la réalisation d'aménagements.

Cette appropriation ne sera réellement possible que si l'agriculteur comprend réellement l'utilité des actions qu'on lui propose sur son terrain. Concrètement, cela implique de le faire participer à la démarche dès la phase de diagnostic : l'outil doit donc, dans ce cas, avoir un caractère pédagogique très marqué : cela implique qu'il soit totalement transparent (pas de « boîte noire »). Il faut aussi qu'il soit facilement évolutif : dans ce domaine, les experts eux-mêmes ont des progrès à faire, et il vaut mieux que l'agriculteur le sache.

– pour mettre en œuvre des actions obligatoires, l'outil de diagnostic doit pouvoir être appliqué d'une manière exhaustive sur le territoire concerné, donc être rapide et simple à mettre en pratique par les opérateurs. La pédagogie et l'implication des agriculteurs restent souhaitables, mais elles sont moins essentielles que dans le cas précédent.

La méthode proposée par le CORPEN (CORPEN, 2000) vise strictement les actions volontaires. Définie au niveau national, elle nécessite des adaptations régionales (voir A. Gille et F. Bombarde, dans ce numéro, respectivement en Midi-Pyrénées et en Poitou-Charentes), sans que cela en modifie les principales caractéristiques :

- la typologie parcellaire s'appuie principalement sur la description des circulations de l'eau ;
- seuls deux niveaux de risque sont définis :

\* sans risque significatif : pas d'action spécifique, hors bonnes pratiques générales, dans la mesure où on peut estimer que les conditions d'usage imposées par le système d'homologation sont adaptées pour minimiser le risque dans ce type de situation – si elles sont effectivement bien respectées ;

\* avec risque significatif : il faut agir.



Les actions sont alors proposées avec un ordre de priorité :

- 1) vérifier la nécessité du traitement;
- 2) raisonner les traitements;
- 3) aménager l'espace (s'il existe une solution pertinente);
- 4) adapter la date d'application;
- 5) changer de molécules, en fonction de leurs propriétés.

## Conclusion

La réduction de la contamination des cours d'eau par les produits phytosanitaires d'origine agricole passe par :

- l'élimination progressive des pollutions ponctuelles à travers une formation appropriée et des dispositifs individuels ou collectifs adaptés;
- la réduction de la pollution diffuse qui, plus délicate à maîtriser, implique une meilleure prise en compte des conditions de milieu pour chaque parcelle afin de mieux cerner ses potentialités agronomiques, l'évolution des nuisibles et les risques de transfert. De même, la mise en œuvre

de solutions au niveau du bassin versant implique une connaissance suffisante des chemins de circulation de l'eau et des zones potentiellement tampons. Il en résulte la nécessité de mise en œuvre de diagnostics préalables pertinents aux différentes échelles.

Ainsi, il apparaît que la réduction de la contamination des cours d'eau ne doit pas se limiter à un raisonnement au niveau de chaque exploitation agricole prise individuellement mais doit aussi passer par des concertations et des mises en œuvre collectives. Ces aspects devraient notamment trouver leur place dans les futures actions incitatives relevant des contrats territoriaux d'exploitation. De même, il est indispensable de faire intervenir à terme dans la négociation de l'aménagement du territoire l'ensemble des acteurs et des usagers concernés afin de répondre au mieux aux exigences liées à la multi-fonctionnalité de l'espace rural.

Le diagnostic des causes de la pollution des eaux et les solutions correctives qui viennent d'être présentés constituent un volet de ce travail d'ensemble.



## Résumé

Les exigences de l'homologation et le respect strict de la réglementation ne suffisent en général pas à éviter le transfert d'une fraction des produits phytosanitaires appliqués vers les milieux aquatiques. Un certain nombre de solutions correctives sont susceptibles de contribuer à limiter ce transfert. Mais de nombreux paramètres conditionnent l'opportunité de leur mise en œuvre et leur efficacité : notamment le climat, les propriétés des sols et du sous-sol, l'organisation du paysage et les pratiques agricoles. Aussi, préalablement à la mise en place d'un plan d'actions correctives, est-il indispensable de réaliser un diagnostic destiné à préciser les situations à risque dans le périmètre concerné et à proposer les solutions les mieux adaptées. Après un exposé des solutions correctives disponibles, l'exposé présentera, en se référant tout particulièrement aux préconisations du CORPEN en la matière, les modalités du diagnostic adaptées aux trois échelles d'actions usuelles : la région, le bassin versant et l'exploitation agricole.

## Abstract

Despite a strict procedure as regards pesticide registration and a cautious respect of application recommendation, pesticide may reach aquatic resources, mainly, due to the complex processes responsible for their transformation and transfer in natural systems (as climate, soil and under-ground properties, landscape organisation, agricultural practices). As for that, it is necessary to promote, in addition, relevant practices adapted to local conditions so as to reduce the potential of pesticide to move, both at the field and the catchment scales. But, as the involved parameters are numerous it is essential to achieve, first, a detailed diagnosis of the main causes which may lead to pesticide transfer on a defined area and then to identify corresponding pertinent actions.

This article first explains the main agricultural and management practices which may reduce pesticide transfer to water resources and then proposes a methodology to achieve a diagnosis at the three scales of the large area (region), the catchment and the farm so as to enhance pertinent actions at each level.

## Bibliographie

- BENOIT, P., BARRIUSO, E., VIDON, P., RÉAL, B., 1999. Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip. *Journal of Environmental Quality*, 28, p. 121-129.
- CARLUER, N., GOUY, V., GRIL, J.-J., 1996. Contamination des eaux par les produits phytosanitaires : apport de la modélisation. *Ingénieries-EAT*, n° 6, p. 3-15.
- CEMAGREF, 2000, *Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural, Définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action*, Rapport de restitution dans le cadre du thème mobilisateur « Concilier l'agriculture et l'environnement », Dépôt Cemagref de Lyon, 3 bis Quai Chauveau, 69336, Lyon, 56 p.
- CORPEN, 1994, *Programme d'action contre la pollution des eaux par les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles*, Groupe Phytopratt, Secrétariat du CORPEN, mission Eau-nitrates, ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, Direction de l'eau, 20 avenue de Ségur, 75302 Paris 07 SP.
- CORPEN, 1995, *Protection des cultures et prévention des risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture*, recommandations générales, 90 p.
- CORPEN, 1996, *Qualité des eaux et produits phytosanitaires, Propositions pour une démarche de diagnostic*, 106 p.
- CORPEN, 1997, *Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés, État des connaissances et propositions de mise en œuvre*, Groupe « Dispositifs enherbés », 35 p.
- CORPEN, 1999, *Désherbage, éléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires*, 90 p.
- CORPEN, 2001, *Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires : bases pour l'établissement de cahiers des charges des diagnostics de bassins versants et d'exploitations*, 34 p.
- GRIL, J.-J., GOUY, V. et CARLUER, N., 1999. Processus de transfert superficiel des produits phytosanitaires, de la parcelle au bassin versant. *La Houille Blanche*, n° 5, p. 76-80.
- GARON-BOUCHER, C., GOUY, V., LAILLET, B., DRAMAIS, G., 2001. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. *Revue des Sciences de l'Eau, numéro spécial Colloque franco-québécois « La pluridisciplinarité dans les problèmes de l'environnement : les interactions Air-Sol-Eau », Québec, 14-15-16 mars 2001*. À paraître.
- MAROFI, S., 1999, *Rôle des échanges nappes/fossés dans le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant en milieu méditerranéen cultivé*, Doctorat ENSA-Montpellier, 240 p.
- MISRA, A.K., BAKER, J.L., MICKELSON, S.K., 1994, *Effectiveness of vegetative buffer strips in reducing herbicide transport with surface runoff under simulated rainfall*, Department of agricultural and biosystems engineering, Iowa State University, 11 p.
- SOUILLER, C., COQUET, Y., BENOIT, P., RÉAL, B., GARON-BOUCHER, C., LAILLET, B., DUTERTRE, A., MICHALAK, B., ASSIER, J.-M. Capacités de stockage et d'épuration des sols de différents dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Première partie : dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé : mise en évidence des processus mis en jeu par la simulation de ruissellement couplée avec l'infiltrométrie. *Étude et Gestion des Sols*. À paraître.
- VIDON, Ph., 1997, *Rôle des matières organiques des sols des bandes enherbées dans la rétention et la dégradation des pesticides : cas de l'isoproturon*, DEA, INRA-université P. et M. Curie-École normale supérieure.
- WATANABE, H., GRISMER, M.E., 2001. Diazinon transport through inter-row vegetative filter strips: micro-ecosystem modeling. *Journal of Hydrology*, 247 (2001), p. 183-199.
- WILLIAMS, R.J., WHITE, C., DREYMANN, S., GOUY, V., GARON-BOUCHER, C., SOUILLER, C., 1999. Fate and behaviour of pesticides in farm ditches. *Proceedings of the BCPC Conference, Weeds 1999*, p. 675-680.