

Contamination des eaux de surface par les pesticides et rôle des zones tampons pour en limiter le transfert : état des connaissances et conséquences pour l'action

Véronique Gouy, Jean-Joël Gril, Jean-Guillaume Lacas, Arnaud Boivin et Nadia Carluer

Les agrosystèmes influencent les écosystèmes aquatiques en modifiant les flux d'eau de matières et de solutés à caractère plus ou moins toxique. Malgré les règles strictes qui sont imposées lors de leur élaboration, leur stockage et surtout leur utilisation, une contamination des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires a été mise en évidence à des concentrations dépassant les seuils de potabilité et/ou de production d'eau potable imposés par l'Union européenne (IFEN¹).

Bien que les impacts associés à cette contamination sur la santé humaine ou sur l'intégrité des écosystèmes aquatiques ne soient pas clairement connus, en raison de la grande complexité des processus en jeu et facteurs de confusion possibles, cette situation s'est traduite par une prise en compte accrue des facteurs environnementaux liés aux pesticides au sein des politiques et législations européennes et nationales.

Principaux repères réglementaires et décisions publiques

Cette évolution a été initiée dès la révision de la directive 91/914/CE relative à l'homologation des substances actives au niveau européen (usage de modèles mathématiques parcellaires pour mieux prendre en compte la variabilité des situations agro-pédo-climatiques). Au niveau de la qualité des eaux, la Directive cadre sur l'eau (DCE, 2000/60/CE) impose quant à elle d'atteindre le « bon état » des masses d'eau avant 2015, à

travers la mise en œuvre d'actions pertinentes en termes de diagnostics des causes et de réduction de la contamination. Parallèlement, la nouvelle politique agricole commune (PAC), à travers l'éco-conditionnalité (1^{er} pilier) et l'incitation à la mise en œuvre de mesures agri-environnementales (2^e pilier), contribue au développement d'actions visant à limiter les impacts environnementaux de l'agriculture... Elle doit notamment se traduire, en France, par la mise en place à large échelle de bandes enherbées en bordure de cours d'eau.

Toutefois, devant la difficulté à cerner la globalité de la problématique et pour synthétiser l'état des connaissances, relativement dispersées, utiles à la définition des programmes d'action, le MAP² et le MEDAD³ ont demandé au Cemagref et à l'INRA⁴ la réalisation d'une expertise scientifique collective (ESC) qui a débouché en 2005 sur l'élaboration d'un rapport de synthèse (Collectif, 2005). Ce travail conséquent a servi notamment à l'élaboration de l'actuel Programme interministériel de réduction des risques liés aux pesticides (PIRRP) qui vise, en particulier, une réduction importante des intrants.

Quelles actions ?

Il semble indispensable d'agir de façon conjointe au niveau de la réduction des apports et au niveau de la mise en place d'actions complémentaires minimisant les transferts, pour espérer atteindre les exigences de la DCE. Pour affiner les diagnos-

1. Institut français de l'environnement.
2. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.
3. Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement durables.
4. Institut national de la recherche agronomique.

Les contacts

Cemagref, UR Qualité des eaux et prévention des pollutions,
3 bis quai Chauveau,
CP 220, 69336 Lyon
Cedex 09

tics et ajuster au mieux les solutions correctives, il est essentiel, au préalable, de caractériser et quantifier au mieux les apports de contaminants au milieu aquatique. Cette question se pose notamment au niveau des têtes de bassin, lieu de genèse des écoulements où se « construit » la qualité de l'eau et s'établissent les plans d'actions. Les travaux menés, notamment dans le cadre des groupes régionaux d'action pour la réduction de la contamination des eaux par les pesticides, mettent en évidence l'importance des facteurs locaux, dont les chemins d'écoulements rapides (zones d'infiltration préférentielle, court-circuits de surface...). Par ailleurs, l'interprétation des données de suivi de la qualité n'est pas toujours simple. Ainsi, il apparaît fondamental, en premier lieu, de disposer d'une connaissance suffisamment fine et adaptée des modalités de contamination des eaux par les pesticides pour mieux cerner les actions à privilégier.

Par ailleurs, si la mise en place de bandes enherbées est une avancée importante dans le sens de la préservation de la qualité des milieux aquatiques, ces dispositifs présentent également des limites à connaître pour mieux cerner les conditions de leur efficacité.

Dans ce sens, nous présentons dans cet article, d'une part, les principales modalités et les déterminants des flux de substances phytosanitaires vers les eaux de surface. Nous montrons, d'autre part, en quelle mesure les zones tampons, et principalement les zones herbacées ou boisées, concourent à réduire ces flux, en mettant en exergue leurs atouts et limites. D'autres zones

tampons sont également intéressantes pour limiter les flux de phytosanitaires comme les zones humides artificielles ainsi que les haies et les talus. Cependant, nous ne disposons encore que peu de références sur les conditions de leur efficacité.

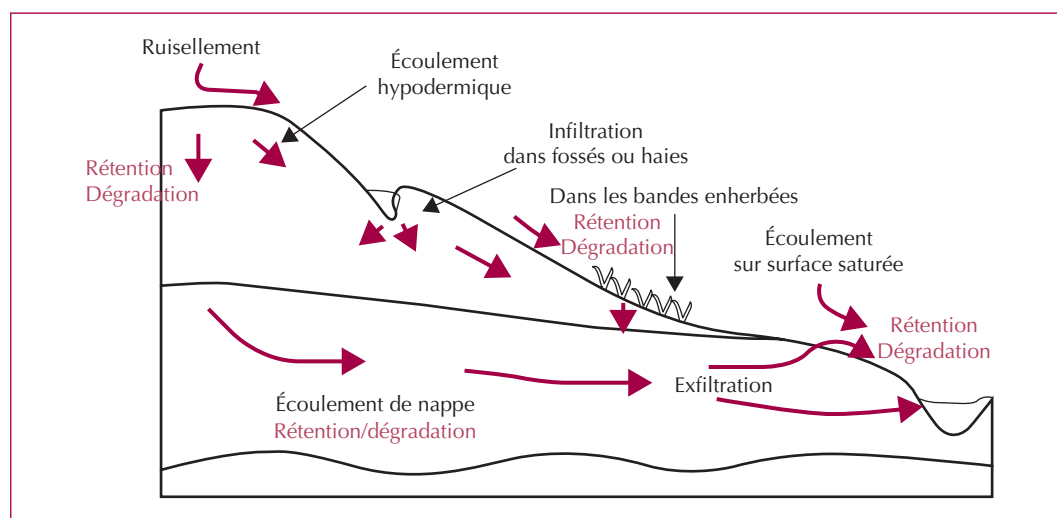
Principales modalités de contamination des eaux de surface par les pesticides

Processus, facteurs prédominants et ordres de grandeurs

Les flux de contaminants agricoles vers les eaux de surface résultent de l'interaction complexe entre les activités agricoles, la nature des sols, les conditions climatiques et la structure du bassin versant, auxquelles s'ajoute l'organisation du paysage. Outre les contaminations ponctuelles possibles au cours de la préparation de la bouillie ou du rinçage du matériel, ces flux peuvent être d'origines diverses : la dérive de pulvérisation pendant l'application, la re-déposition indirecte après transport atmosphérique, le ruissellement de surface, les écoulements de sub-surface naturels (liés à une rupture de perméabilité), ou artificiels (liés au drainage artificiel des sols), ou encore les échanges entre une nappe contaminée (nappe superficielle notamment) et le cours d'eau (figure 1).

Le potentiel de contamination dépend de nombreux paramètres dont les pratiques agricoles (quantités apportées, dates d'application, travail

► Figure 1 – Multiplicité des chemins de l'eau et processus physico-chimiques auxquels les pesticides appliqués au champ sont soumis avant d'atteindre le cours d'eau (source : INRA, 2001).



du sol), l'aménagement du paysage (bandes enherbées, haies, fossés...), les propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires (coefficient d'adsorption, demi-vie), du sol (texture, teneur en matière organique, pH, présence de macropores, état hydrique au moment de l'application) ainsi que les conditions climatiques et hydrologiques (intensité et durée des pluies, température...) qui interviennent tant sur les possibilités de dégradation ou rétention des substances dans le sol que sur l'évolution spatio-temporelle de leur disponibilité au transfert. Grâce à un certain nombre de suivis sur le terrain et à des travaux expérimentaux, on cerne mieux, aujourd'hui, les modalités de mobilisation et de transfert des pesticides dans le ruissellement (Louchart *et al.*, 2001 ; Gouy *et al.*, 1999 ; Gril *et al.*, 1999 ; Lenartz *et al.*, 1998 ; Belamie *et al.*, 1992 ; Muñoz, 1992 ; Leonard, 1990 ; Ahuja, 1986 ; Wauchope, 1978). Ces derniers montrent notamment que les flux et concentrations les plus élevés sont en général observés lors de la première pluie d'intensité suffisante suivant l'application (Lecomte, 1999 ; Voltz *et al.*, 1996 ; Klöppel *et al.*, 1994). L'état hydrique du sol au moment de l'application semble jouer un rôle important dans la capacité de mobilisation des substances. S'il est trop sec, les substances peuvent rester localisées à la surface du sol et être plus facilement re-mobilisables que des substances qui auraient pu diffuser dans la microporosité d'un sol plus humide (Guimont, 2005). En revanche, si le sol est trop humide, le risque de ruissellement est accru au cours des premières pluies suivant l'application. Ces travaux montrent aussi que les substances les plus solubles sont en général plus mobiles, ces dernières étant majoritairement transportées sous forme dissoute (notamment les herbicides à faible coefficient d'adsorption). Les substances les plus hydrophobes peuvent cependant être également mobilisées avec les particules de sol érodées (Gouy et Roulier, 2003 ; Louchart, 1999 ; Penven *et al.*, 1998), mais les informations à ce sujet sont très limitées, la plupart des suivis de focalisant sur les fractions dissoutes.

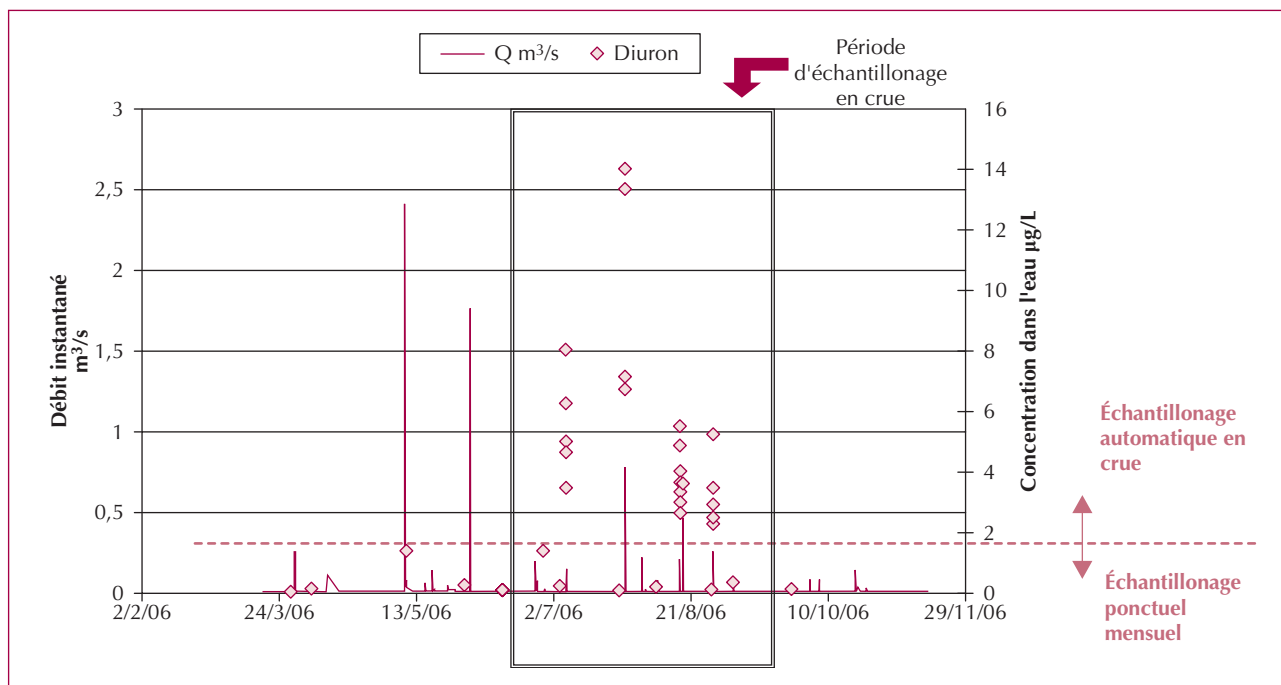
Si les voies de transfert des pesticides sont bien identifiées, la quantification de leur part relative dans l'occurrence d'une contamination est encore délicate. De nombreux travaux s'accordent cependant à montrer que les écoulements rapides par ruissellement de surface et les écoulements latéraux rapides (drainage par exemple) peuvent constituer, tant en termes de flux que

de pic de concentration, un apport significatif de produits phytosanitaires aux cours d'eau en période de crue (Neumann *et al.*, 2002 ; Schulz, 2001 ; Louchart *et al.*, 2001). De fait, l'infiltration lente et le contact avec des substrats riches en matière organique favorisent en revanche leur dissipation alors que la circulation rapide de l'écoulement, à la surface du sol ou dans un milieu fissuré ou grossier, ne permettra qu'une élimination limitée.

Il ne faut pas pour autant négliger les risques de contamination par les écoulements dans le sol ou *via* les nappes d'accompagnement, surtout lorsque les nappes sont peu profondes et/ou les chemins de l'eau sont courts (cas des parcelles en bordure de réseau hydrographique). La dynamique de contamination des eaux de surface par les pesticides est ainsi marquée par une grande variabilité temporelle, avec l'existence possible d'un niveau chronique ponctué d'augmentations brutales lors des crues pendant la saison culturale, comme l'illustre la figure 2 (Louchart, 1999 ; Domange, 2005 ; Rabiet *et al.*, 2007).

Les taux de contamination et niveaux de concentration sont très dépendants des caractéristiques agro-pédo-climatiques et anthropiques des bassins versants. Les éléments du paysage (prairies, zones boisées, haies, fossés, zones humides...) s'interposant entre les parcelles traitées et le cours d'eau sont également susceptibles de modifier les flux de surface en les atténuant (bandes enherbées, par exemple) ou en les accélérant (fossés imperméables curés, par exemple). Ainsi, les chemins de l'eau, de par la nature des surfaces rencontrées (plus ou moins propices à l'infiltration, plus ou moins aptes à retenir chimiquement les substances, notamment de par leur richesse en matières organiques...) et les temps de transfert de l'eau associés, jouent un rôle déterminant sur les potentialités de piégeage des pesticides avant qu'ils n'atteignent les cours d'eau. La contamination des eaux de surface est donc très dépendante de facteurs locaux en lien avec l'occupation du sol et les chemins de l'eau.

Le tableau 1 donne, pour quelques grands types de systèmes, des ordres de grandeur de flux et concentrations observés pour diverses substances aux différentes échelles de la parcelle et du bassin versant. On observe ainsi des taux de transfert de 0,3 à 5 % de la quantité appliquée à l'échelle de la parcelle agricole et de 0 à 0,5 % à l'échelle du bassin versant, avec des facteurs d'atténuation



▲ Figure 2 – Variabilité temporelle des concentrations en diuron (herbicide) sur un petit bassin versant viticole de 3,5 km² (La Morcille, Beaujolais) (Rabiet *et al.*, 2007).

▼ Tableau 1 – Variabilité des concentrations et flux de pesticides observés dans divers contextes agro-pédo-climatiques.

Site/substance	Bassin versanthydrologie	Pertes parcelaires	Pertes au bassin versant	Références
Bassin versant viticole méditerranéen. Diuron	91 ha Transferts rapides avec ré-infiltration dans les fossés	Par ruissellement hortonien de 0,3 à > 5 % Cmax 1 000 µg/L	0,1 à 0,5 % Cmax 500 µg/L	Bilan 97-2004 Louchart, 1999 ; Louchart <i>et al.</i> , 2001 et 2004
Bassin versant en plateau crayeux à couverture limoneuse grandes cultures, bois, prairies. Isoproturon Diflufénicanil	90 à 1 070 ha Substrat karstique à processus de réinfiltration important	Par ruissellement hortonien 0,1 à 4,8 % Cmax : 340 µg/L	de 0 à 0,002 % Cmax : 12 µg/L	Bilans 97-98 Lecomte, 1999
Bassin versant à sols limoneux drainés à 90 % grandes cultures, bois, prairies. Atrazine Métolachlore	3 470 ha Transferts par drainage agricole et ruissellement sur sol saturé sans effet tampon de nappe	Par ruissellement et drainage agricole de 1,2 à 1,8 % Cmax : 53 µg/L	0,15 à 0,3 % Cmax : 15 µg/L	Bilans 90-92 Ng <i>et al.</i> , 1995
Bassin versant viticole alsacien à sols bruns calcaire loessique plus ou moins profond. Glyphosate	0 ha Bassin versant « sec », écoulement en période de crue, ruissellement < 2 %	Par ruissellement hortonien de 0,04 à 0,27 % Cmax > 1 000 µg/L	0,09 % Cmax : 70 µg/L	Bilan 2004 Domange, 2005

des flux de bassin versant comparativement aux flux parcellaires variant de 3 à 2 000 selon le contexte agro-pédo-climatique considéré (facteur d'atténuation variant de 1,5 à 180 pour les concentrations).

Ces résultats montrent, indirectement, l'influence de l'organisation du paysage et des chemins de l'eau à l'échelle du bassin versant sur la transformation (dilution, rétention, dégradation...) des flux issus des parcelles.

Conséquences pratiques

Le fonctionnement du transfert, très sommairement présenté ici, a de nombreuses conséquences. On citera les suivantes pour leur importance pratique :

– on peut assurément réduire les contaminations par des mesures appropriées, mais **il est illusoire de penser que l'on peut utiliser des pesticides et garantir qu'on n'en retrouvera jamais aucune trace dans le milieu aquatique** ;

– **en règle générale, la contamination des eaux de surface est plus importante que celle des eaux souterraines**. Il y a cependant des exceptions, notamment les milieux karstiques où le ruissellement peut rejoindre directement l'aquifère par les engouffrements ;

– il y a une très forte variabilité inter-annuelle de l'importance des transferts, en particulier en relation avec l'importance et la date d'occurrence des pluies. Le délai entre l'application des produits de traitement et les premiers mouvements de l'eau sur et dans le sol (ruissellement ou infiltration) joue un rôle déterminant et peut varier considérablement d'une année à l'autre. Par ailleurs, les temps de transfert des produits peuvent être plus ou moins longs selon les conditions agro-pédo-climatiques, les potentialités de dégradation des substances, les chemins de l'eau dans le sol et le sous-sol. **Il faut donc être très prudent dans l'interprétation d'une éventuelle évolution – ou non-évolution – de la qualité de l'eau à partir de résultats obtenus sur une courte période (inférieure à plusieurs années)** ;

– de plus, cela soulève la question de la représentativité des échantillonnages réalisés pour le contrôle de l'évolution de la qualité. **Il est important de pouvoir adapter la stratégie de suivi aux conditions hydro-dynamiques et sur une durée suffisamment longue** ;

– pour choisir les actions correctives les mieux adaptées aux particularités d'un territoire donné (à l'échelle de la parcelle, du bassin versant ou de la région), il est important de réaliser au préalable un **diagnostic des risques de contamination**, comme le préconise la démarche élaborée par le CORPEN⁵. Du fait du rôle essentiel joué par les mouvements de l'eau dans le transfert des pesticides, cette démarche est centrée sur l'examen des circulations hydriques prépondérantes ;

– les éléments du paysage non traités (ou exceptionnellement) et à couverture végétale pérenne (prairies, bandes enherbées, bois, haies...) qui interceptent et ralentissent les écoulements superficiels constituent des zones tampons aptes à réduire les transferts vers les eaux. **Des milieux humides, comme les mares ou les étangs, sont susceptibles de jouer un rôle analogue. Ces zones tampons, quand elles sont situées en bordure de cours d'eau, assurent en plus le rôle de « zone non traitée », destinée à éloigner la zone d'application du cours d'eau. Un arrêté récent⁶ en fixe la largeur (5 m au minimum, définie pour chaque molécule sur des critères d'écotoxicité dans le cadre de l'homologation).**

L'importance d'agir aux différents niveaux d'action possibles

L'expertise collective de 2005 aborde l'ensemble des actions techniques possibles qui sont classées en trois groupes :

– groupe I : les actions visant à réduire les transferts de pesticides ;

– groupe II : les actions visant à réduire l'utilisation en affinant les critères de décisions de traitement et de dosage des applications ;

– groupe III : les actions visant à réduire l'utilisation des pesticides par le recours à des méthodes non chimiques et à rendre les systèmes de cultures moins dépendants de leur utilisation.

On renverra aux documents de cette expertise pour une présentation de ces actions, en se limitant ici à donner quelques exemples dans le tableau 2 et à apporter quelques précisions sur leur intérêt respectif et leur complémentarité.

Les actions visant à limiter le recours aux pesticides sont bien évidemment les plus séduisantes, puisqu'elles règlent le problème à sa source. Toutefois, seule une réduction drastique peut garantir une diminution très significative de la

5. Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. <http://www.ecologie.gouv.fr/-CORPEN-.html>

6. Arrêté du 12 septembre 2006 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits visés à l'article L 253-1 du code rural (produits agro-pharmaceutiques).

► Tableau 2 – Différents niveaux d'action pour limiter la contamination des eaux par les pesticides.

Groupe I	Groupe II	Groupe III
<p>Améliorer les formulations et les buses pour limiter la dérive. Agir sur les pratiques culturales :</p> <ul style="list-style-type: none"> – adapter les dates de traitement, – utiliser des molécules moins mobiles, – limiter le ruissellement. <p>Mettre en place des zones tampons.</p>	<p>Observer les bio-agresseurs (pièges). Développer les avertissements. Utiliser des modèles de décision. Alternier les molécules (pour éviter l'apparition de résistances). Affiner les analyses bénéfico-risque.</p>	<p>Agir sur les itinéraires techniques :</p> <ul style="list-style-type: none"> – lutte biologique, – désherbage mécanique. <p>Agir sur les systèmes de production :</p> <ul style="list-style-type: none"> – allongement des rotations, – introduction de cultures associées, – sélection variétale.

contamination. Par ailleurs, ces techniques sont encore assez peu maîtrisées et développées. Elles nécessitent la mise en œuvre de programmes scientifiques et techniques importants dont les retombées pratiques relèvent du moyen et long terme : l'enjeu, complexe, étant de viser, avec d'autres techniques que celles qui dominent actuellement, une productivité et une rentabilité agricole acceptables, à une échelle autre que celle de l'agriculture biologique que l'on connaît. Dans un premier temps, ces actions se cantonneront très probablement à des territoires limités à enjeu fort (bassin d'alimentation d'AEP⁷ par exemple), où la perte de rentabilité économique pourra être compensée par des financements spécifiques.

À l'inverse, les actions visant à limiter les transferts ou à perfectionner le raisonnement du traitement sont actuellement diversifiées et mieux connues. Il reste cependant encore à faire, en termes scientifiques et techniques, pour que leur maîtrise soit totalement satisfaisante. Il y a également des efforts importants à fournir au niveau socio-économique (et c'est aussi vrai pour les pollutions ponctuelles) pour que les acquis actuels soient effectivement mis en pratique à une échelle suffisante pour produire des effets significatifs.

Il convient d'insister sur ce dernier point : si ces techniques n'ont pas le caractère séduisant des premières et sont susceptibles de donner des résultats variables (en particulier en fonction des conditions pédo-climatiques), elles peuvent, en revanche, être développées rapidement si les moyens mobilisés sont suffisants, et ainsi apporter des réponses assez rapides face à des échéances rapprochées (« bon état écologique » de la DCE).

Signalons que dans la suite des programmes antérieurs, le Programme de développement

rural hexagonal (PDRH, 2007-2013) propose un certain nombre d'actions visant la réduction de l'utilisation des pesticides ou permettant la limitation de leur transfert⁸.

Enfin, ces actions dans leur ensemble devraient être évaluées dans un cadre plus large que la stricte considération de la pollution des milieux par les pesticides :

- dans la perspective plus complète des écobilans (ou analyse des cycles de vie). Un exemple très limité, mais illustratif, est donné par le désherbage mécanique confronté au désherbage chimique : le premier limite sensiblement l'utilisation des herbicides, mais est bien plus consommateur en carburant ;

- dans une perspective complète de durabilité, en incluant les questions socio-économiques, en prenant en compte l'ensemble des filières et le contexte général.

Intérêt et limites des zones tampons pour limiter le transfert des pesticides vers les eaux de surface

Définitions, processus impliqués et ordres de grandeur

Les études à l'échelle des bassins versants montrent que les espaces non traités entre les parcelles cultivées et le cours d'eau peuvent jouer un rôle important dans la limitation des flux et concentrations de polluants à l'exutoire.

Les bandes enherbées et autres zones tampons (bois, haies, prairies...) sont connues de longue date pour leur intérêt dans la gestion de l'érosion. En revanche, leur rôle dans la limitation

7. Alimentation en eau potable.

8. Engagements « Phyto » pour les premiers, engagements « Couver » et « Linea » pour les seconds. Précisons que les techniques qui visent à limiter l'érosion en agissant sur le ruissellement agissent également sur les transferts de pesticides. Le Plan végétal-environnement (PVE), qui finance des investissements à même finalité, a été intégré au PDRH en 2007. Les informations concernant ce dernier sont disponibles sur le site du MAP.

de la contamination des eaux par les pesticides était très peu documenté jusqu'au début des années 90. Depuis, des recherches réalisées en France et à l'étranger ont sensiblement amélioré la connaissance du fonctionnement de ces dispositifs vis-à-vis des pesticides⁹ (Norris, 1993 ; Dosskey, 2001 ; Patty, 1997 ; Patty *et al.*, 1997, USDA-NRCS, 2000 ; Syversen et Bechman, 2004 ; Lacas *et al.* 2005 ; Lacas, 2005 ; Reichenberger *et al.*, 2006).

La figure 3 illustre les principaux processus en jeu au sein d'une bande enherbée. Elle intercepte notamment la dérive de pulvérisation et le ruissellement de surface. Dans ce dernier cas, leur action est principalement due à l'augmentation de la perméabilité et de la rugosité du sol que génère la présence de végétaux. Cela se traduit, d'une part, par une infiltration accrue de l'eau de ruissellement, notamment au sein de la zone racinaire, où les capacités d'infiltration dépassent souvent largement 10 cm/h en zone enherbée, voire plus de 100 cm/h en zone boisée ancienne. D'autre part, on observe une sédimentation et une filtration des particules solides susceptibles de transporter des substances adsorbées.

Leur efficacité à limiter le transfert des pesticides par ruissellement est généralement supérieure à 50 % et dépasse souvent 90 %, pour un large spectre de substances. Elle apparaît toutefois très dépendante des caractéristiques de la bande enherbée et des conditions agri-environnementales locales. Elle est en particulier conditionnée par la **capacité d'infiltration** de ces espaces

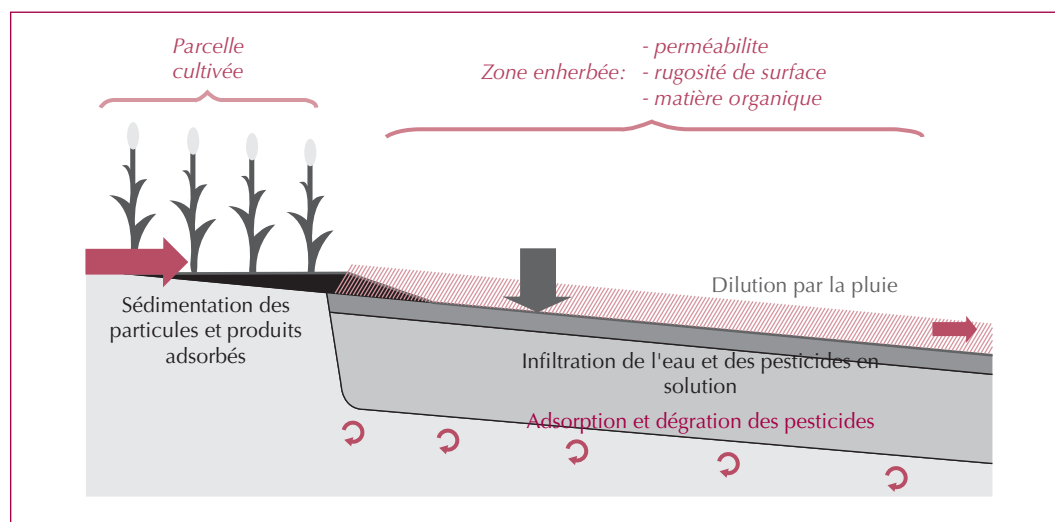
végétalisés. Ce constat conduit à une double interrogation :

– quel est le devenir des pesticides infiltrés dans les zones tampons ? N'y a-t-il pas un risque de transférer la contamination des eaux de surface vers la ressource souterraine ?

– dans les situations où une capacité d'infiltration satisfaisante ne peut être garantie (milieux hydromorphes, drainage agricole, forte concentration du ruissellement), quelles sont les précautions à prendre et existe-t-il des techniques d'aménagement complémentaires adaptées ?

En ce qui concerne la première question, on note qu'il n'existe, curieusement, que très peu de références sur le sujet. Quelques auteurs montrent, toutefois, que les bandes enherbées favorisent la dilution et la rétention physique ou chimique des produits infiltrés en raison de leurs propriétés structurales et physico-chimiques (microporosité, taux de matières organiques élevés). Par exemple, une étude en Beaujolais viticole indique que plus de 50 % de la quantité initiale de plusieurs phytosanitaires infiltrés au sein d'une bande enherbée au sol sableux restent localisés dans les cinquante premiers centimètres, à la suite d'un événement intense simulé (Lacas, 2005) (encadré 1). Ces substances peuvent être, pour partie, re-mobilisables par l'infiltration, à la suite d'événements ultérieurs, à hauteur de 2 à 5 % de la quantité initiale après 2 jours, puis de 0,2 à 1,2 % après 22 jours (Boivin *et al.*, 2007). Divers processus peuvent expliquer la diminution de la fraction mobilisable au cours du temps, dont la

9. Une synthèse de ces connaissances et de leurs conséquences pratiques a été réalisée (Cemagref, 2004). Ces informations sont reprises dans un ouvrage du CORPEN qui doit paraître prochainement et qui traite des différentes fonctions de protection des eaux des zones tampons.



◀ Figure 3 – Principaux processus en jeu dans le devenir des pesticides entrant par ruissellement au sein d'une bande enherbée (Lacas, 2005).

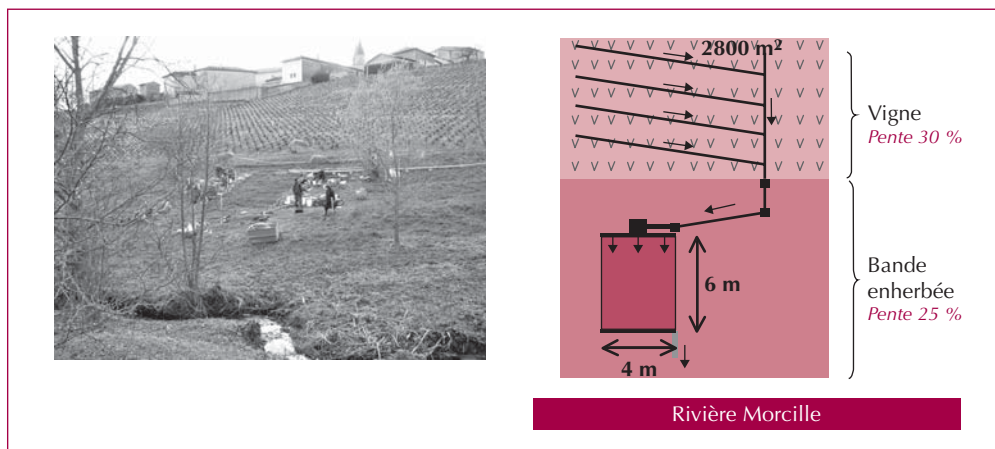
Encadré 1

Devenir de pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : étude de cas en Beaujolais viticole

Malgré un avis unanime concernant le rôle majeur joué par l'infiltration dans la rétention des pesticides par les zones tampons, paradoxalement, le devenir des substances infiltrées n'a pratiquement pas été étudié. L'équipe « Pollutions diffuses » du Cemagref (groupement de Lyon), en collaboration avec le Laboratoire d'analyse des micropolluants, a entrepris une expérimentation originale sur ce thème, dont les résultats majeurs sont présentés ci-dessous.

Un dispositif expérimental a été mis en place à Villié-Morgon (69) dans le Beaujolais, sur le bassin de la Morcille (sous-bassin de l'Ardières, affluent de la Saône), où le Cemagref mène des recherches sur le transfert des pesticides depuis de nombreuses années.

Une placette de 6 m × 4 m a été isolée dans une prairie positionnée entre une vigne et une rivière. Le sol est perméable, sableux et de texture homogène sur au moins 2 m. Le ruissellement produit par 2 800 m² de vigne (désherbée chimiquement) est capté puis réparti à l'amont de la placette, sur toute sa largeur (rapport de surfaces élevé : 1/110) (figure 4). Des débitmètres et des échantillonneurs permettent de suivre les flux d'eaux et de pesticides en entrée et en sortie. Quatre lysimètres, implantés le long de la pente à 50 cm de profondeur, jouent le même rôle pour les flux infiltrés. Cette instrumentation est complétée par des tensiomètres, des humidimètres et des piézomètres, destinés au suivi des mouvements de l'eau dans le sol. Ce dispositif permet ainsi de suivre, en conditions naturelles, le devenir de l'eau et des substances transportées. Il est aussi utilisé en simulation de ruissellement, ce qui permet une étude plus précise des mécanismes de transfert.



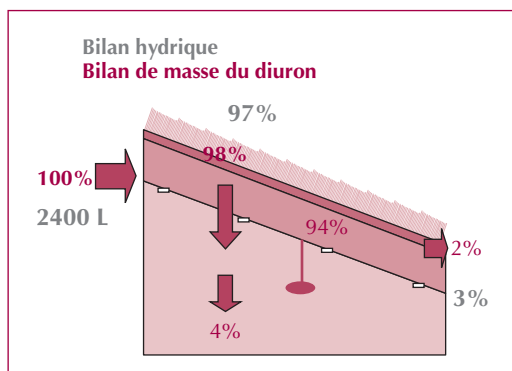
▲ Figure 4 – Site expérimental de Villié-Morgon.
Vue du site au cours d'une simulation de ruissellement et plan du dispositif.

Cette expérimentation, toujours en cours, a permis de confirmer les connaissances du rôle de la bande enherbée sur le ruissellement et d'apporter des informations utiles sur le devenir des substances infiltrées.

La forte perméabilité de ce sol sableux enherbé (avec une capacité d'infiltration de 400 mm/h) permet à la bande d'absorber la majeure partie du ruissellement, entrant, malgré des intensités parfois importantes, compte tenu du climat local, de la pente et de la culture en vigne ainsi que du rapport de surface entre zones émettrice et réceptrice. En conséquence, on observe une très grande efficacité de la bande pour ce qui concerne l'abattement des flux de pesticides transférés par le ruissellement.

Une rétention significative dans le sol est constatée, malgré un volume important d'infiltration, pour des événements naturels assez intenses, avec un faible transfert en profondeur, comme le montre le bilan de la figure 5, obtenu lors d'une première phase d'étude avec le suivi du seul diuron (herbicide).

Encadré 1 (suite)



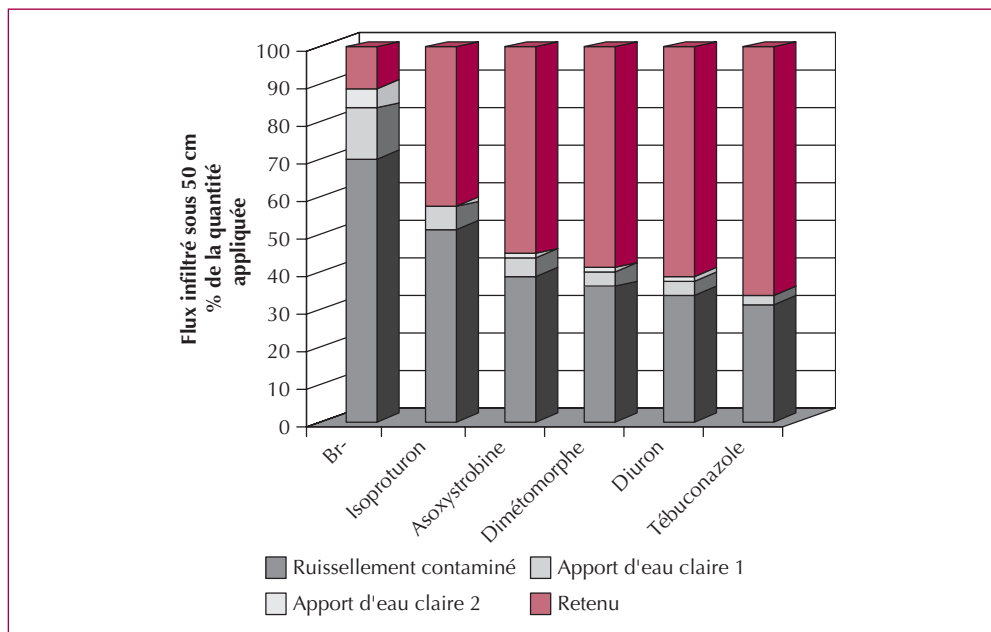
▲ Figure 5 – Bilan du transfert lors d'un épisode de pluie naturel (en gris : eau ; en rouge : diuron), Lacas (2005).

Une rétention plus faible en proportion des doses appliquées, mais encore significative, est mesurée lors de la simulation d'un épisode de ruissellement beaucoup plus intense (période de retour de 2 ans), avec apport de différents pesticides à capacité d'adsorption (K_{oc}) variée et de bromure, un traceur de l'eau. (figure 6). Cette expérience a été réalisée en trois temps : simulation d'un ruissellement contenant les produits en solution, au temps T_0 , puis deux ruissellements à l'eau claire, respectivement 2 et 22 jours après le premier. On voit que les ruissellements à l'eau claire ne mobilisent qu'une faible partie des produits retenus dans le sol. Au total, 50 à 70 % des quantités de produits apportés sont retenus à la fin de l'expérience, et ce d'autant plus que leur capacité d'adsorption (K_{oc}) est élevée.

Ces premiers résultats mettent en évidence la capacité d'une zone tampon à retenir de manière efficace les pesticides infiltrés. Bien qu'il s'agisse de résultats obtenus sur un seul dispositif enherbé, il est d'ores et déjà possible de donner quelques éléments pour discuter leur généralisation.

On peut s'attendre, dans des sols à texture plus fine (s'ils ne sont pas fortement fissurés), à observer une rétention encore plus importante des pesticides – à condition bien sûr que le ruissellement intercepté puisse effectivement s'infiltrer. On retrouve donc l'importance de la capacité d'infiltration des zones tampons.

Les conditions qui lui sont défavorables, comme le tassement, les situations de forte concentration du ruissellement ou d'engorgement prolongé, doivent en particulier être évitées pour garantir au mieux leurs performances lors de leur mise en place et dans le cadre de leur gestion.



▲ Figure 6 – Flux infiltrés à 50 cm de profondeur (non retenus par le sol), Boivin *et al.* (2007).

▼ Figure 7 – Un diagnostic précis des chemins de l'eau est nécessaire pour localiser les lieux les plus pertinents pour la mise en place de bandes enherbées (CORPEN, 1997).

dégradation des molécules mères et la formation de résidus liés (Benoit *et al.*, 1999). Ces travaux mettent donc en avant la bonne capacité de rétention des flux de crue ruisselés et infiltrés d'une zone tampon enherbée ou boisée, mais invitent également à approfondir les connaissances sur le devenir des substances infiltrées et de leurs métabolites : dans quelle mesure les flux infiltrés peuvent-ils migrer jusqu'aux rivières ou nappes par le sol ? Comment favoriser les potentialités

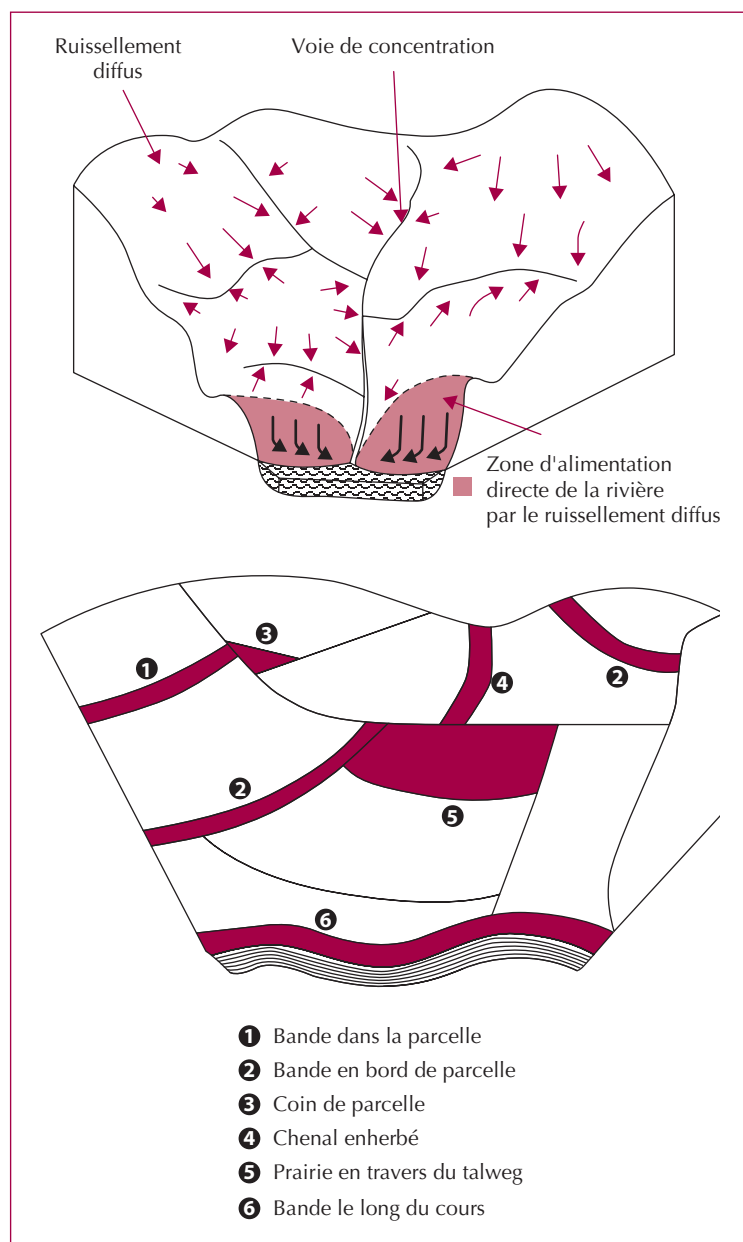
de dégradation dans le sol ? Quel est le devenir à long terme des résidus liés ?

Les zones tampons humides apportent potentiellement une réponse aux situations où la capacité d'infiltration du sol est limitée. Ces dispositifs ont été étudiés et mis en œuvre dans divers pays, surtout hors d'Europe, mais sont encore très peu connus en France. Le Cemagref, dans le cadre d'un projet LIFE¹⁰ piloté par l'ENGEES¹¹, en collaboration avec la chambre d'agriculture d'Indre-et-Loire, le groupement « Développement agricole » de Loches-Montrésor, le BURGÉAP¹², l'université de Haute-Alsace et des centres de recherche européens, tente de mieux définir leur domaine d'application et leur faisabilité.

Conséquences pratiques

De ces résultats scientifiques, on peut tirer un certain nombre d'enseignements pratiques pour favoriser le rôle tampon des zones enherbées ou boisées vis-à-vis des substances phytosanitaires transférées dans le ruissellement. En particulier, elles doivent tout d'abord être, effectivement, en position d'interception du ruissellement. En cela, le positionnement en aval de versant n'est pas toujours suffisant du fait de la formation très fréquente de chemins préférentiels d'écoulement de l'eau depuis les parcelles agricoles qui s'accroissent de l'amont vers l'aval : le ruissellement diffus est rare ; il se concentre rapidement en écoulements concentrés à la surface du sol pouvant générer des rigoles, voire des ravines, et alimenter des fossés. Ainsi, il sera judicieux d'aborder l'installation de bandes enherbées à travers une approche globale à l'échelle du bassin versant, après un diagnostic suffisamment précis des chemins de l'eau (figure 7).

Ensuite, leur efficacité sera d'autant plus importante que leur capacité d'infiltration sera grande. Donc, tout facteur concourant à réduire cette capacité est à proscrire : les écoulements concentrés en rigoles, évoquées plus haut, plus fréquents



10. Les projets LIFE (« L'instrument financier pour l'environnement ») sont des projets de protection de l'environnement et de la nature cofinancés par l'Union Européenne.

11. École nationale du génie de l'eau et de l'environnement de Strasbourg.

12. Bureau d'étude spécialiste de l'environnement, de la santé publique, de la maîtrise de l'énergie et du développement des pays les moins avancés.



▲ Photo 1 – Exemple d'aménagement de ravines court-circuitant une bande boisée (Chambre d'agriculture du Rhône Beaujolais, maison familiale d'Anse).

en aval de versant et en milieu érosif (photo 1), le tassement du sol (passage d'engins, piétinement du bétail), les situations de saturation en eau du sol, notamment pendant la période des transferts. Ainsi, l'efficacité de ces zones tampons est *a priori* moindre en période hivernale du fait de l'état hydrique du sol plus humide. Cette efficacité peut rapidement devenir nulle en milieu hydromorphe, sujet à la formation de nappes superficielles, notamment en bas de vallon.

Ces observations renforcent, en particulier, l'intérêt, dans certains cas, d'implanter les zones tampons le plus en amont dans les versants, et non seulement en bordure de cours d'eau où, si leur intérêt vis-à-vis de la limitation de la dérive de pulvérisation demeure, celui vis-à-vis du ruissellement et des écoulements latéraux dans le sol peut être limité.

On note également la nécessité d'un entretien minimum visant à favoriser une bonne répartition de l'écoulement sur l'ensemble de la zone tampon, en limitant la formation d'un bourrelet de sédiments à l'amont ou de rigole en son sein, et à maintenir une végétation suffisamment dense



▲ Photo 2 – Formation de dépôts de sédiments en aval de bande enherbée (Beaujolais).

(photo 2). Pour ce qui est du dimensionnement de ces systèmes, une largeur de 5 m au moins jusqu'à 20 ou 100 m est préconisée par le CORPEN, selon la longueur du versant amont. Ces valeurs empiriques gagneraient à être ajustées au cas par cas au moyen d'un outil adapté. Des recherches dans ce sens sont en cours.

Enfin, lorsque les écoulements sont fortement concentrés en rigoles, fossés, drains, ces zones tampons ne sont plus adaptées. D'autres systèmes prometteurs, comme les zones humides construites, sont à l'étude. On souligne, pour finir, que ces zones tampons présentent d'autres fonctions environnementales dont le maintien d'une certaine biodiversité et d'une qualité de paysage ne sont pas les moindres.

Conclusion

On retiendra que les transferts de pesticides excèdent rarement 2 % de l'application à la parcelle et 0,5 % à l'échelle du bassin versant, mais que ces quantités marginales suffisent à entraîner une contamination des cours d'eau au-dessus des normes en vigueur pour les eaux brutes destinées à la production d'eau potable et peuvent être un facteur déclassant dans la grille du système d'évaluation de la qualité des eaux des agences de l'eau. Il est donc important de chercher à les limiter. Le niveau des contaminations agricoles diffuses est le fruit d'interactions complexes entre les pratiques, le climat, le sol, le sous-sol, l'organisation du paysage et l'hydrologie des milieux récepteurs. Les pics de concentration sont souvent liés aux transferts rapides de surface et de subsurface survenant peu après l'application. Les

écoulements plus lents dans le sol peuvent favoriser la rétention et la dégradation des substances (notamment dans la couche racinaire plus riche en matières organiques). Toutefois, dans certaines conditions (nappe superficielles, sol perméable karstique...), ils peuvent tout de même être à l'origine d'une contamination souvent moindre mais plus continue des eaux de surface. Il est donc important de considérer de façon globale et suffisamment fine les chemins de l'eau à l'échelle des bassins versants pour identifier les actions les plus pertinentes. De même, les stratégies de suivi de la qualité de l'eau résultante dans le cours d'eau devraient prendre en compte, le plus possible, son fonctionnement hydrologique.

Les zones tampons, notamment bandes enherbées et boisées, peuvent diminuer de façon significative les transferts de pesticides, tant dissous que particulaires, par ruissellement. Leur rôle majeur est de favoriser l'infiltration des substances à travers le sol. De ce fait, il est primordial, pour en assurer l'efficacité, de les implanter, d'une part, en position d'intercepter des écoulements de surface sous forme la plus diffuse que possible, et d'autre part, en s'assurant que leur capacité

d'infiltration est suffisante, au moins sur la période culturale. Il n'existe que peu de références sur le devenir des substances infiltrées. Les premières études du Cemagref montrent que même dans des conditions défavorables (fort événement, sol sableux), une rétention, à plus de 50 % de la masse ruisselée entrant sur une bande enherbée, est possible dans les couches de surface du sol. Il convient toutefois de consolider ces résultats et de les préciser pour une gamme élargie de situations pédologiques. Parallèlement, le devenir des substances ayant migré vers la profondeur doit être mieux évalué ainsi que leur potentialité à migrer vers une nappe ou à être remobiliser vers le cours d'eau par des écoulements latéraux.

Enfin, on souligne que l'ensemble des résultats sur les bandes enherbées et boisées invitent à promouvoir l'installation de bandes enherbées le plus en amont possible au sein des bassins versants (près des parcelles), afin de minimiser les risques d'écoulements concentrés en rigoles, d'éviter les zones hydromorphes ou proches de nappes vulnérables et d'augmenter les chemins de l'eau, et donc les possibilités de dissipation dans le sol. □

Remerciements

Les auteurs remercient la Direction générale de la forêt et des affaires rurales du ministère de l'Agriculture et de la Pêche français, pour le soutien financier apporté aux études sur les bandes enherbées. BASF est également remercié pour son soutien financier. Ils remercient Céline Guillemain et Anne-Cécile Girard pour la réalisation des analyses chimiques, et plus généralement, toutes les personnes ayant contribué aux expérimentations de terrain.

Résumé

Les enjeux associés aux pollutions agricoles diffuses impliquent d'agir tant au niveau de la réduction des quantités appliquées que de la limitation des transferts. Cet article traite plus spécifiquement de l'intérêt et des limites des bandes enherbées, mettant en avant l'importance d'acquérir une connaissance suffisante des processus et des chemins de l'eau dominants locaux pour mieux cerner les lieux les plus propices pour en assurer une bonne efficacité. Ainsi, les bandes enherbées et boisées sont des outils efficaces pour limiter les transferts des pesticides dans le ruissellement, à condition de respecter quelques règles pratiques dans leur mise en œuvre et leur entretien, un point crucial étant d'en assurer ou préserver la capacité d'infiltration du ruissellement.

Abstract

Reaching the Water Framework Directive goals towards non point pollution by pesticide implies to combine several complementary actions aiming at reducing both the total applied amounts and their transfer to water bodies. As for that, a sufficient knowledge of local major processes and water pathways is required so as to identify the most adapted actions and the condition of their best efficiency. Buffer strips have been shown to be efficient tools to reduce pesticide transfer into runoff once some elementary practical rules are respected. In particular, they must be settled in position to intercept diffuse runoff and to preserve a good infiltration capacity. In practice, localisation up stream in the catchment is to be promoted.

Bibliographie

AHUJA, L.-R., ROJAS, K.-W., HANSON, J.-D., SHAFFER, M.-J., MA, L. 1999, *Root Zone Water Quality Model, Modeling Management Effects on Water Quality and Crop Production*, Water Resources Publications, LLC, ISBN number : 1-887201-08-4, 372 p.

BELAMIE, R., GOUY, V., 1992, Introduction des polluants dans le milieu fluvial sous l'angle du ruissellement des sols, *Océanis*, vol. 18, n° 5, p. 505-521.

BENOIT, P., BARRIUSO, E., VIDON, P., RÉAL, B., 1999, Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip, *Journal of Environmental Quality*, vol. 28, p. 1-9.

BOIVIN, A., MARGOUM, C., GUILLEMAIN, C., BALL N., GOUY, V., 2007, Évolution de la disponibilité des pesticides dans une zone tampon enherbée, *Actes du XXXVII^e Congrès du Groupe Français des Pesticides*, Bordeaux, les 21, 22 et 23 mai 2007, à paraître.

COLLECTIF, 2005, *Pesticides, agriculture et environnement : réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*, Rapport de synthèse d'une expertise scientifique collective INRA-Cemagref, réalisée pour le compte du MAP et du MEDD. 68 p., disponible, ainsi que le rapport complet, sur le site de l'INRA : http://www.inra.fr/l_institut/missions_et_strategie/les_missions_de_l_inra/eclairer_les_decisions/pesticides_agriculture_et_environnement

CORPEN, *Les fonctions environnementales des zones tampons. 1^{re} édition : les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux* (texte et annexes), à paraître fin 2007 ou début 2008.

DOMANGE, N., 2005, *Étude conjointe des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Alsace)*, thèse ENGEES-CEVH-ULP Strasbourg-Cemagref Lyon.

DOSSKEY, M.-G., 2001, Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land, *Environmental Management*, vol. 28, n° 5, p. 577-598.

GOUY, V., DUR, J.-C., CALVET, R., BELAMIE, R., CHAPLAIN, V., 1999, Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide run-off from soil using simulated rainfall, *Pesticide science*, vol. 55, p. 175-182.

GOUY, V., ROULIER, J.-L., 2003, Partage eau-sédiment des micropolluants, in : *Qualité et Gestion des sédiments d'eau douce, éléments physico-chimiques et biologiques*, Coordinateur : Bernard MONTUELLE, Cemagref Éditions, p. 193-222.

KLÖPPEL, H., HAIDER, J., KÖRDEL, W., 1994, Herbicides in surface runoff : a rainfall simulation study on small plots in the field, *Chemosphere*, vol. 28, n° 4, p. 649-662.

GRIL, J.-J., GOUY, V., CARLUER, N., 1999, Processus de transfert superficiel des produits phytosanitaires, de la parcelle au bassin versant, *La Houille blanche*, vol. 5, p. 76-80.

GUIMONT, S., 2005, *Devenir des pesticides dans les sols en fonction de l'état d'humidité et du mode de circulation de l'eau dans le sol*, thèse du Laboratoire Sols et Environnement, ENSAIA-INPL/INRA, http://www.inra.fr/ea/sources/index.php?page=detail_these&id=188

KLÖPPEL, H., HAIDER, J., KÖRDEL, W., 1994, Herbicides in surface runoff : a rainfall simulation study on small plots in the field, *Chemosphere*, vol. 28, n° 4, p. 649-662.

LACAS, J.-G., 2005, *Étude de la modélisation du transfert des phytosanitaires au sein des dispositifs enherbés ou boisés pour limiter la contamination des eaux de surface*, thèse Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc-Cemagref Lyon, 305 p.

LACAS, J.-G., VOLTZ, M., GOUY, V., CARLUER, N., GRIL, J.-J., 2005, Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water : a review, *Agron. Sustain. Dev.*, vol. 25, p. 253-266.

LECOMTE, V., 1999, *Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant*, thèse INRA-Agence de l'eau Seine-Normandie-ENGREF spécialité Sciences de l'Eau, 212 p.

LENNARTZ, B., LOUCHART, X., VOLTZ, M., ANDRIEUX, P., 1998, Diuron and simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards as related to agricultural practices, *Journal of Environmental Quality*, vol. 26, p. 1493-1502.

LEONARD, R.-A., 1990, Movement of pesticides into surface waters, in : *Pesticides in the Soil Environment : processes, impacts and modelling*, SSSA Book Series, n° 2. Soil Science Society of America, 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711, p. 303-349.

LOUCHART, X., 1999, *Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole – Étude expérimentale et éléments de modélisation*, thèse ENSAM-INRA, 265 p.

LOUCHART, X., VOLTZ, M., ANDRIEUX, P., MOUSSA, R., 2001, Herbicide Transport to Surface Waters at Field and Watershed Scales in a Mediterranean Vineyard Area, *J. Environ. Qual.*, vol. 30, May-June 2001, p. 982-991.

LOUCHART, X., VOLTZ, M., COULOUMA, G., ANDRIEUX, P., 2004, Oryzalin fate and transport in runoff water in Mediterranean vineyards, *Chemosphere*, n° 57, p. 921-930.

MUNOZ, J.-F., 1992, *Méthodologie d'étude des produits phytosanitaires. Étude d'un bassin versant viticole : l'Ardières (Beaujolais). Mise au point de méthodes analytiques de pesticides*, thèse de doctorat, Chimie et biologie moléculaire, Université Claude Bernard de Lyon, 175 p.

NG, H.-Y.-F., GAYNOR, J.-D., TAN C.-S., DRURY C.-F., 1995, Dissipation and loss of atrazine and metolachlor in surface and subsurface drain water : A case, study, *Water Research*, vol. 29, n° 10, p. 2309-2317.

NEUMANN, M., SCHULZ, R., SCHÄFER, K., MÜLLER, W., MANNHELLER, W., LIESS, M., 2002, The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams, *Water Research*, vol. 36, p. 835–842.

NORRIS, V., 1993, The use of buffer zones to protect water quality : a review, *Water Resources Management*, vol. 7, p. 257-272.

PATTY, L., 1997, *Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufenicanil). Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées*, thèse, Université Joseph Fourier, Grenoble I, 217 p.

PATTY, L., REAL, B., GRIL, J.-J., 1997, The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water, *Pesticide Science*, vol. 49, n° 3, p. 243-251.

PENVEN, M.-J., MUXART, T., BARTOLI, F., BONTÉ, P., BRUNSTEIN, D., COSANDEY, C., GOUY, V., IRACE, S., LEVIANDIER, T., SOGON S., 1998, Petits bassins versants et pollutions diffuses, in : *La Seine en son bassin, fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*, coordinateurs : MEYBECK, M., DE MARSILY, G., FUSTEC, E., UMR Sisyphé CNRS/Université Paris VI, Éditions Elsevier, p. 159-210.

RABIET, M., MARGOUM, C., GOUY, V., GUILLEMAIN, C., BALL, N., CARLUER, N., COQUERY, M., 2007, Transfert des pesticides dans un petit bassin versant viticole – Influence des conditions hydrologiques sur le transfert de ces contaminants, *Actes du XXXVII^e Congrès du Groupe Français des Pesticides*, Bordeaux, les 21, 22 et 23 mai 2007, à paraître.

REICHENBERGER, S., BACH, M., SKITSCHAK, A., FREDE, H.-G., 2006, *State-of-the-art review on mitigation strategies and their effectiveness*, Report DL#7 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-footprint.org], 76 p.

SCHULZ, R., 2001, Comparison of spray drift – and runoff – related input of azinphos methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa, *Chemosphere*, vol. 45, p. 543-551.

SYVERSEN, N., BECHMANN, M., 2004, Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff, *Ecological Engineering*, vol. 22, p. 175–184.

USDA-NRCS, 2000, *Conservation buffers to reduce pesticide losses*, USEPA, Washington, 21 p., ftp ://ftp.wcc.nrcs.usda.gov/downloads/pestmgmt/newconbuf.pdf

VOLTZ, M., LENNARTZ, B., ANDRIEUX, P., LOUCHART, X., ROGER L., LUTTRINGER M., 1996, Transfert de produits phytosanitaires dans un bassin versant cultivé méditerranéen : analyse expérimentale et implications pour la modélisation, in : *Actes du Séminaire National Hydrosystèmes Processus de transfert des produits phytosanitaires et modélisation dans les bassins versants* (eds. BELAMIE, R., GOUY, V., VERREL, J.-L.), Nancy, 22-23 Mai 1996, p. 116-126, Cemagref Antony.

WAUCHOPE, R.-D., 1978, The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – A review, *J. Environ. Qual.*, vol. 7, n° 4, p. 459-471.