

# Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface

Marc Voltz et Xavier Louchart<sup>1</sup>

L'intensification des réseaux de surveillance de la qualité des eaux de surface montre qu'en de nombreuses régions du monde à agriculture intensive les masses d'eau présentent des contaminations significatives par les produits phytosanitaires. Ainsi, l'Institut français de l'environnement indique, dans sa synthèse de l'état de pollution des eaux de 1997, que plus de 95 % des eaux de surface ayant fait l'objet d'une surveillance ont présenté une contamination significative par les pesticides à un moment de l'année. Pour améliorer cette situation, plusieurs moyens sont envisageables. Le premier est très certainement la réduction des apports par le développement de méthodes d'agriculture raisonnée et par la mise au point de nouvelles matières actives plus efficaces, mais également moins toxiques et moins persistantes. Le second est la recherche de stratégies de maîtrise de la contamination des eaux à partir des espaces agricoles. Il suppose au préalable une bonne connaissance des facteurs conduisant à la mobilisation des produits épandus par les eaux d'écoulement et à leur transport vers les eaux de surface ou souterraines. De nombreuses informations ont été acquises à ce sujet depuis plusieurs décennies. Elles ont permis de mettre en évidence les principales voies de contamination ainsi que leurs intensités relatives. Cet article aborde ainsi, successivement, les principaux facteurs contrôlant la contamination des eaux par les pesticides aux échelles spatiales de la parcelle

agricole, lieu principal d'application des produits en milieu agricole, et du bassin versant, lieu d'intégration de la ressource en eau. Mais au-delà d'une présentation synthétique des facteurs de contamination des eaux, déjà effectuée sous d'autres formes par d'autres auteurs (e.g. Schiavon *et al.*, 1995; Barriuso *et al.*, 1996; Gril *et al.*, 1999), cet article essaie aussi d'illustrer la grande diversité des dynamiques de contamination, causée par la complexité et la variabilité des interactions entre facteurs et la spécificité des conditions climatiques, pédologiques et culturelles locales.

## Facteurs de mobilisation et de transport des pesticides par l'eau à l'échelle parcellaire

Si l'on excepte les cas de pollutions ponctuelles liés à des déversements intempestifs, la contamination initiale des eaux par les pesticides se produit à l'échelle des parcelles agricoles suite à l'épandage des substances phytosanitaires. Aussi, pour comprendre et limiter la contamination des milieux aquatiques aval il est nécessaire d'identifier les processus de diffusion des substances à l'échelle parcellaire. À cet effet, nous présentons successivement les principales voies de transport des produits à l'échelle parcellaire, les formes et les dynamiques temporelles de transport, puis discutons de l'influence des pratiques culturales sur la contamination des eaux.

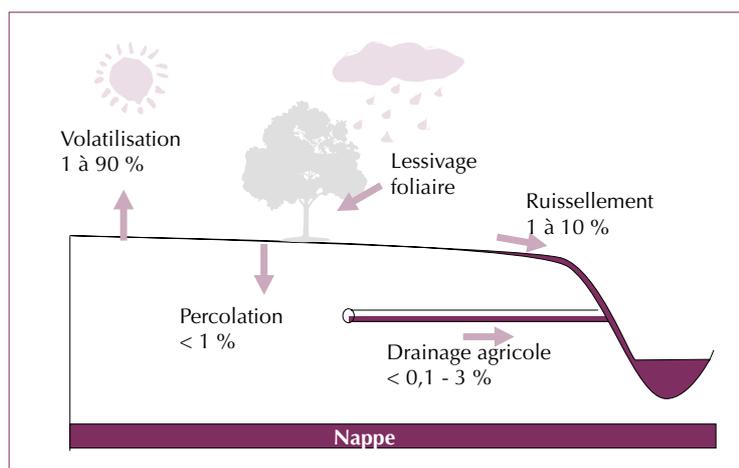
### Les contacts

1. INRA/ENSA  
UMR Sol  
et Environnement  
place Viala, 34060  
Montpellier Cedex 1

## Les principales voies d'écoulement à l'échelle parcellaire

Hormis les phénomènes de dérive intervenant lors des pulvérisations, l'ensemble des voies de transport des substances phytosanitaires partent ou transitent par le sol, comme l'illustre la figure 1. C'est bien sûr le cas des produits appliqués directement sur le sol, mais c'est aussi le cas des produits d'application foliaire dont une partie traverse le feuillage et atteint le sol lors de la pulvérisation et dont une autre partie rejoint le sol ultérieurement par lessivage foliaire lors des pluies. Quatre mécanismes principaux de transfert des pesticides hors de la parcelle peuvent être distingués. Tout d'abord le phénomène de volatilisation, dont l'intensité est très variable en fonction des caractéristiques chimiques des molécules et des conditions climatiques et de sol. Il peut dans certains cas atteindre 90 % des quantités épandues (Taylor et Spencer, 1990). Les trois autres voies d'exportation ont l'eau pour vecteur, qu'il s'agisse :

- i) du ruissellement de surface, provoqué soit par une intensité de pluie supérieure à la capacité d'infiltration du sol, soit par saturation du sol au-dessus de niveaux peu perméables;
- ii) du drainage artificiel des sols par drains enterrés, alimenté soit par les nappes superficielles se formant lors des épisodes pluvieux, soit par de l'eau de ruissellement captée par les tranchées de drainage;
- iii) des flux de percolation à travers le sol.



▲ Figure 1 – Principales voies de transfert des produits phytosanitaires à l'échelle parcellaire (les chiffres indiqués correspondent aux pourcentages moyens de substances appliquées exportées par chaque voie de transfert).

Ces trois voies d'écoulement n'ont pas les mêmes capacités d'entraînement des molécules en raison de chemins et de vitesses d'écoulement différents. Les ordres de grandeur sont donnés à la figure 1. Dans tous les cas, les quantités exportées sont mineures par rapport aux quantités appliquées, bien qu'elles conduisent à des contaminations significatives de l'eau au regard des seuils maximaux autorisés pour les eaux potables. Il est important de noter que, suivant les conditions hydrodynamiques locales, c'est l'une ou l'autre de ces trois voies d'écoulement qui prédomine. Les plus forts taux d'exportation de pesticides par l'eau sont observés dans les situations de ruissellement intense, où les concentrations dans l'eau peuvent atteindre à certaines périodes de l'année plus d'un mg/l (e.g. Leonard, 1990; Lennartz *et al.*, 1997). En comparaison, les concentrations dans les eaux issues des réseaux de drainage sont souvent d'un ou de deux ordres de grandeur inférieurs (e.g. Schiavon *et al.*, 1995; Dorobisz, 2000), et celles dans les flux de percolation au bas de la zone racinaire le sont de deux ou trois ordres de grandeur (Schiavon *et al.*, 1995). Ces différences sont notamment liées aux possibilités de rétention des substances par la matrice du sol, qui sont maximisées dans le cas des écoulements ayant un cheminement long et lent au travers du sol.

## Formes du transport des produits phytosanitaires

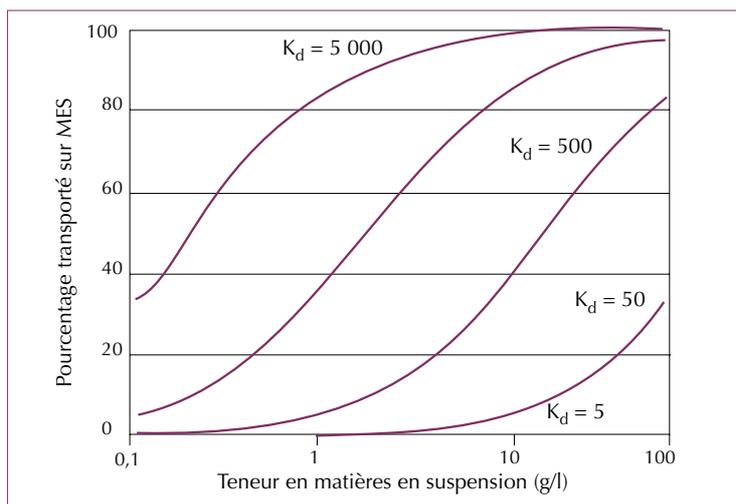
Le transport par l'eau des substances peut s'effectuer soit sous forme dissoute, soit sous forme adsorbée sur les matières en suspension (MES). Les proportions relatives de ces deux formes de transport dépendent de deux facteurs principaux. Le premier est lié aux propriétés d'adsorption des substances sur la phase solide, qui sont définies par le coefficient de partage sol-eau  $K_d$  égal au ratio entre la teneur en substances adsorbées sur les particules et leur concentration dans l'eau, supposée en équilibre avec la phase adsorbée. Ce coefficient varie en fonction de la nature chimique des molécules, mais aussi en fonction des caractéristiques de la phase solide et en particulier de sa teneur en matière organique (Barriuso *et al.*, 1996). Ainsi, suivant la valeur du  $K_d$ , la répartition entre les deux formes de transport peut varier fortement. Le second facteur est la charge en MES de l'eau d'écoulement. L'influence de ces deux facteurs est illustrée sur la figure 2 qui montre le pourcentage théorique de substances trans-

portées par les MES pour quatre valeurs de  $K_d$  correspondant à des capacités d'adsorption faible, moyenne, élevée et très élevée, et pour une gamme de teneurs en MES. On note qu'un  $K_d$  élevé n'implique pas nécessairement un transport majoritaire de la substance sous forme adsorbée si la charge en MES est faible. Or, de nombreux écoulements présentent des teneurs en MES réduites, notamment les écoulements de subsurface. En conséquence, dans une majorité de situations, on observe que le transport s'effectue essentiellement en phase soluble (Leonard, 1990). Réciproquement, on constate que les molécules à fortes propriétés d'adsorption sont peu mobiles et présentent des risques plus restreints de contamination des eaux.

### Dynamiques et facteurs de variation temporelle des concentrations

La contamination des eaux présente des variations importantes dans le temps. Si l'intervalle de temps entre deux épandages est suffisamment long, on observe le plus souvent une décroissance quasi exponentielle de la contamination. La figure 3 en donne un exemple, dans le cas de l'évolution annuelle des teneurs en diuron des eaux de ruissellement, à l'exutoire d'une parcelle viticole. Des exemples similaires sont également constatés pour les eaux de percolation dans le sol ou les eaux collectées à la sortie d'un réseau de drains enterrés (Heydel *et al.*, 1999; Ng *et al.*, 1995).

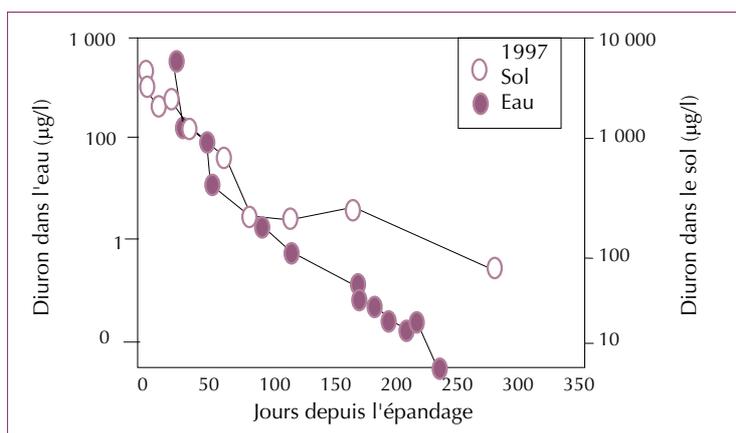
L'évolution de la contamination de l'eau se produit principalement sous l'effet d'une diminution de la disponibilité au transfert des substances phytosanitaires dans le sol. On notera que la disponibilité au transfert d'une substance n'est pas seulement fonction du stock en substances dans le sol. Elle est certes contrôlée par les processus de transformation biologique (dégradation par les micro-organismes) et abiotiques (photolyse, catalyse) qui modifient le stock total de substances au cours du temps, mais aussi par les processus de rétention sur les éléments constitutifs du sol (en particulier la matière organique), qui peuvent immobiliser sur le moyen ou le long terme une fraction importante du stock présent. La figure 3 illustre ce propos puisque la diminution des concentrations en diuron de l'eau de ruissellement y apparaît nettement plus rapide que l'évolution du stock en diuron du sol : Louchart *et al.* (2000) l'interprètent comme une conséquence d'une adsorption



▲ Figure 2 – Courbes théoriques de variation du pourcentage de substances transportées sur les MES pour différentes valeurs de  $K_d$ .

croissante du stock résiduel de la substance sur la matrice du sol. Un exposé synthétique des processus impliqués dans ces phénomènes de transformation et de rétention est proposé par Barriuso *et al.* (1996). L'intensité de ces processus est fortement fonction des caractéristiques intrinsèques des substances. Ainsi, d'une molécule à une autre, les vitesses de disparition<sup>1</sup> dans le sol sont très variables. Elles sont toutefois aussi fonction des conditions environnementales locales (e.g. température, humidité) et de la nature physico-chimique du sol, ce qui rend particulièrement difficile la prévision de l'évolution de la disponibilité d'une substance donnée dans un contexte particulier.

1. Les vitesses de disparition sont généralement représentées par la durée de demi-vie des molécules, c'est-à-dire la durée nécessaire à la disparition de 50 % de la quantité initiale.



▲ Figure 3 – Exemple d'évolution comparée des concentrations d'un herbicide dans le sol et dans l'eau de ruissellement : cas du diuron à l'exutoire d'une vigne (d'après Louchart, 1999).

Par ailleurs, le niveau de contamination des écoulements est également influencé par l'intensité des écoulements. Lennartz *et al.* (1997) observent, par exemple, une remontée nette des concentrations de l'eau de ruissellement lors d'une crue au mois d'août par rapport à la crue précédente en mai du fait d'une intensité de pluie très supérieure. Toutefois, à l'échelle annuelle, ce facteur n'intervient en général qu'au second ordre sur l'évolution de la concentration des substances dans l'eau par rapport à la disponibilité des résidus dans le sol.

Au total, quelle que soit la substance concernée, le risque maximal de contamination correspond au cas d'une forte averse qui se produirait peu de temps après application ou arrivée du produit au sol, c'est à dire quand la disponibilité de la substance est maximale dans le sol. Dans le cas de molécules peu ou moyennement persistantes dans le sol, on observe alors qu'un seul événement de pluie peut provoquer la majeure partie des pertes annuelles (Flury, 1996; Lennartz *et al.*, 1997). Par contre, le risque moyen de contamination sur une période donnée est également fonction de la disponibilité moyenne de la substance dans le sol. À cet égard, Barriuso *et al.* (1996) font remarquer que si la rétention des substances sur la phase solide du sol est un processus favorable à court terme, car elle diminue la disponibilité au transfert des molécules, la rétention et la formation de résidus liés n'éliminent pas les molécules et pose donc le problème de leur éventuelle libération à long terme si les conditions physico-chimiques du sol se modifient. Ainsi, Novak *et al.* (1998) observent dans des percolats de colonnes de sol une diminution progressive des concentrations en atrazine et isoproturon durant la première année après traitement, puis lors des périodes estivales

des deux années suivantes des remontées qu'ils attribuent à des réorganisations des matières organiques. Les mêmes auteurs font également état d'observations *in situ* de contaminations chroniques d'eaux de drainage par l'atrazine plus de sept ans après arrêt des traitements.

### Influence des pratiques culturales

La nature et la succession des pratiques culturales sur une parcelle ont une influence souvent significative sur le transfert des substances phytosanitaires. Le tableau 1 en donne un exemple, dans le cas de deux techniques d'entretien du sol en vignoble méditerranéen. Les différences observées entre techniques sont importantes puisque les pertes varient d'un facteur 3 ou 10 suivant qu'elles sont exprimées en pourcentage de produits appliqués, ou en masse de produit par hectare. On voit donc l'intérêt environnemental de rechercher pour une culture donnée les pratiques culturales et les itinéraires techniques permettant de limiter au mieux la diffusion des substances hors du lieu d'application. De nombreuses études ont été et sont consacrées à cet objectif. Toutefois, il peut être difficile d'en tirer des conclusions généralisables du fait de deux difficultés majeures que nous explicitons ci-dessous.

La première difficulté tient au fait qu'un itinéraire technique influe souvent de manière simultanée sur plusieurs facteurs importants en matière de contamination des eaux. De manière schématique, on peut estimer que les facteurs principaux concernés sont les quantités de produits phytosanitaires épandus, la couverture du sol, la structure du sol et la matière organique du sol. Si l'influence de la quantité de produits épandus sur les risques de transfert est évidente, celle des autres facteurs est plus complexe. Ainsi, la présence d'une couverture du sol par des résidus de récolte limite les phénomènes de battance, de ruissellement et d'érosion des sols. Elle réduit donc les risques de transport des substances par écoulement de surface dont on a rappelé ci-dessus la forte capacité polluante. Mais, a contrario, elle augmente les risques de transfert par percolation et peut induire une utilisation plus élevée d'herbicides, car les résidus de récolte interceptent une partie des quantités pulvérisées. Par ailleurs, la conservation d'une bonne macroporosité du sol favorise également les flux de percolation au détriment du ruissellement de surface. Et enfin, le maintien

Quantités de diuron exportées par ruissellement		
Année	désherbage chimique total sans labour du sol	désherbage chimique du rang et labour de l'interrang de vigne
1995	19 g/ha (1,4 %)	3,5 g/ha (0,4 %)
1997	66 g/ha (3,3 %)	6 g/ha (0,9 %)
1998	86 g/ha (6,0 %)	26 g/ha (3,8 %)

▲ Tableau 1 – Comparaison des quantités de diuron exportés par ruissellement à l'échelle parcellaire dans le cas de deux pratiques d'entretien du sol en vignoble méditerranéen (d'après Louchart, 1999) (les chiffres entre parenthèses correspondent aux pertes exprimées en pourcentage des quantités de diuron appliquées).

ou l'augmentation du stock organique du sol favorise la dégradation biologique et la rétention des substances, et diminue ainsi leur disponibilité au transfert. On notera qu'un itinéraire technique peut provoquer simultanément des évolutions défavorables et favorables parmi les facteurs cités. Ceci rend l'évaluation environnementale des pratiques culturales complexe. Le cas du labour du sol en grande culture en est un exemple. Le labour crée lors de sa mise en œuvre une macroporosité favorable à l'infiltration dans la couche de surface du sol. Mais, par ailleurs il supprime toute couverture du sol et favorise ainsi à moyen terme des phénomènes de battance et de ruissellement. De surcroît, il peut créer une rupture hydraulique entre la couche de surface du sol et les couches sous-jacentes, ce qui réduit l'infiltrabilité globale du profil de sol. L'équilibre entre les effets positifs et négatifs du labour varie en fonction des conditions locales. C'est ainsi que les comparaisons expérimentales d'itinéraires techniques avec labour et d'itinéraires avec semis direct sans labour et avec couverture du sol ont produit des résultats très variables en termes de flux de pesticides exportés par ruissellement (Fawcett *et al.*, 1994; Flury, 1996).

La seconde difficulté est liée à l'existence de plusieurs voies potentielles de contamination des eaux. La réduction des fuites par une voie de transport risque souvent de provoquer une augmentation des fuites par les autres voies de transport. Il est donc important d'évaluer les pratiques culturales vis-à-vis de l'ensemble des voies de transfert. C'est malheureusement rarement le cas du fait des difficultés expérimentales associées. Ainsi, l'étude expérimentale de Hall *et al.* (1991) est une des seules qui compare l'influence du labour et du semis direct sur les exportations conjointes de pesticides par ruissellement et percolation. Le tableau 2 en résume les résultats. On y observe, comme dans de nombreuses autres études, que le labour produit plus de fuites par ruissellement que le semis direct. Mais si l'on examine les fuites par percolation et les fuites cumulées on note une situation inverse. Cela illustre le fait que la recherche de stratégies de contrôle de la contamination des eaux doit tenir compte des risques liés à l'ensemble des voies de transfert existantes (Flury, 1996).

Pertes en simazine		
	Labour conventionnel	Semis direct et non-labour
Pertes		
par ruissellement	0,5 %	0,2 %
Pertes par percolation à 1,2 m de profondeur	0,5 %	4,3 %
Pertes totales	1,0 %	4,5 %

### Facteurs de propagation de la contamination des eaux entre la parcelle et le bassin versant

À l'exutoire du bassin versant on observe fréquemment une modification de la dynamique et de l'intensité de contamination des eaux issues des parcelles agricoles. Ainsi, les flux de résidus mesurés à l'exutoire d'un bassin peuvent être de plus d'un ordre de grandeur inférieurs à ceux de parcelles (*voir exemples ci-après*). Plusieurs facteurs expliquent ces différences. L'hétérogénéité spatiale et temporelle d'emploi des matières actives au sein d'un bassin versant produit une dilution de la contamination des eaux pour chaque matière active. Par ailleurs, les voies d'écoulement ainsi que les milieux traversés par les eaux contaminées entre les parcelles d'un bassin versant et son exutoire sont souvent multiples. Cela peut entraîner, d'une part, une inertie dans la transmission des contaminations et un amortissement des pics de pollution et, d'autre part, l'occurrence de transformations biotiques et abiotiques des résidus au cours de leur transport. Ces phénomènes varient fortement en fonction de la nature des bassins versants et des situations climatiques. Ensuite nous rappelons la diversité des voies d'écoulement existantes entre l'échelle de la parcelle et l'exutoire du bassin versant, puis illustrons, à partir de quelques exemples de la littérature, la diversité de nature de la propagation de contamination entre les parcelles et le bassin versant.

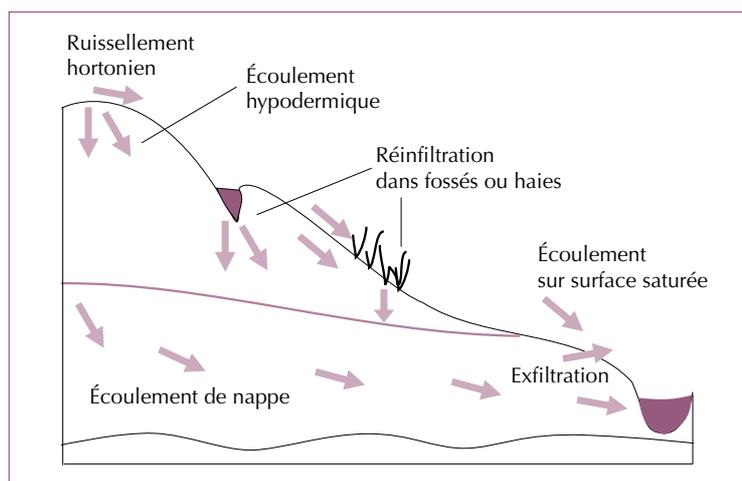
### Principales voies d'écoulement à l'échelle du bassin versant

Les hydrologues reconnaissent un grand nombre de voies d'écoulement au sein d'un bassin versant d'Ambroise (1999), dont les principales sont indiquées en figure 4 (p. 50). Il s'agit :

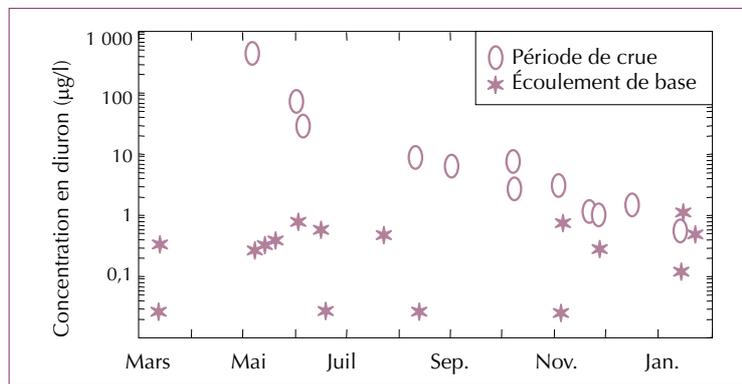
- du ruissellement hortonien, qui est lié à la trop faible perméabilité de la surface du sol en regard de l'intensité de pluie;

▲ Tableau 2 – Comparaison de l'influence du labour conventionnel et du semis direct sur les pertes en simazine par ruissellement et percolation en parcelles de maïs (d'après Hall *et al.*, 1991) (les pertes sont exprimées en pourcentage des quantités appliquées).

- du ruissellement sur surface saturée, qui intervient dans les zones hydromorphes où la saturation du sol empêche toute infiltration supplémentaire indépendamment de l'infiltrabilité du sol;
- des réinfiltrations des écoulements de surface dans des zones à plus fortes perméabilités (ex. : fossés, haies, bandes enherbées);
- des flux de percolation vers les nappes;
- des écoulements hypodermiques, saturés ou non saturés, qui se produisent latéralement dans les versants au niveau de contrastes de perméabilité entre les différentes couches de sol;
- des flux de drainage et d'exfiltration des nappes, qui se créent aux endroits où la topographie recoupe la surface piézométrique.



▲ Figure 4 – Principaux processus d'écoulements superficiels et souterrains au sein d'un bassin versant.



▲ Figure 5 – Dynamique de contamination de l'eau par le diuron à l'exutoire d'un bassin versant viticole méditerranéen (d'après Louchart *et al.*, 2001).

L'importance relative des différentes voies d'écoulement varie d'un bassin versant à l'autre en fonction du régime climatique, des caractéristiques géologiques, pédologiques, des aménagements hydrauliques et de l'occupation du sol. Elle varie également d'une période à l'autre dans un même bassin versant en fonction de la distribution et de l'intensité des précipitations. Ceci conduit à une diversité des régimes d'écoulement, et se traduit par une variabilité spatio-temporelle des contributions relatives des écoulements de surface et souterrains au flux à l'exutoire d'un bassin versant.

Enfin, on notera que dans de nombreuses situations il n'est pas justifié d'attribuer l'origine de la contamination des eaux de surface uniquement aux processus de ruissellement, et celle de la contamination des eaux souterraines aux seuls processus de percolation. En effet, comme le montre la figure 4, les eaux de ruissellement peuvent recharger les nappes si des zones de réinfiltration existent, et inversement les eaux de percolation peuvent aboutir in fine dans les eaux de surface par drainage des nappes.

### Variabilité des dynamiques de propagation des contaminations entre parcelle et bassin versant

Les dynamiques de contamination des eaux à l'exutoire du bassin versant subissent des variations temporelles importantes. Un exemple est fourni en milieu méditerranéen viticole sur la figure 5. Comme à l'échelle parcellaire, il apparaît une diminution nette de la contamination des eaux au cours des mois suivant la période d'application. Mais il apparaît également des différences fortes de contamination entre les phases de crues et les phases de débit de base du bassin. Cela est communément observé sur de nombreux bassins versants avec toutefois des contrastes de concentrations d'importance variable entre les deux phases (Frank et Siron, 1979; Wang et Squillace, 1994). Une raison majeure tient au changement de nature des écoulements entre les phases de crues et de débit de base. Dans le premier cas, les écoulements sont le plus souvent dominés par des transferts rapides de surface ou souterrains dont la charge polluante est relativement élevée pour les raisons explicitées précédemment. Dans le second cas, l'écoulement est constitué des flux de drainage des nappes, dont la contamination plus modérée est le résultat d'un mélange des eaux infiltrées

à la suite de crues antérieures et de processus éventuels de rétention et de transformation des résidus (Attaway *et al.*, 1982 ; Larsen *et al.*, 2001 ; Louchart *et al.*, 2001).

À la diversité des voies dominantes d'écoulement entre bassins versants correspondent également des effets d'échelle variables entre la contamination de l'eau à l'exutoire de parcelles et à l'exutoire du bassin versant. Une illustration en est donnée au tableau 3 qui compare les résultats d'études dans trois situations hydrologiques très différentes.

Le premier cas, issu de l'étude de Ng *et al.* (1995), correspond à un bassin en Ontario dont la plupart des sols sont drainés. Les concentrations mesurées sont caractéristiques de flux de drainage et sont propagées au travers des réseaux de drainage sans grande modification de la parcelle au bassin versant. La diminution modérée observée est due à un effet de dilution lié à la présence de surfaces non traitées avec l'atrazine et le métolachlor. En revanche, on constate une diminution nette des pertes, qui n'est pas expliquée par Ng *et al.* (1995). Les deux autres cas sont issus des travaux de Lecomte (1999) sur un plateau karstique à couverture limoneuse en pays de Caux, et des travaux de

Louchart *et al.* (2001) sur un bassin viticole méditerranéen avec des sols peu perméables et un réseau dense de fossés. Dans les deux situations, la voie de diffusion majeure des substances hors des parcelles s'opère par ruissellement hortonien du fait de sols battants et croûtés. C'est ainsi que les concentrations maximales des eaux mesurées à l'échelle parcellaire s'avèrent importantes. Toutefois, la propagation de la contamination diffère nettement entre les deux milieux. Sur les bassins du Pays de Caux, l'existence de surfaces enherbées sur les axes de drainage a provoqué une réinfiltration quasi totale des eaux de ruissellement durant les deux saisons de suivi. En conséquence, les pertes mesurées aux exutoires des bassins ont été négligeables. Mais, *a contrario*, les flux de percolation sont importants, ce qui accroît les risques potentiels de contamination des eaux profondes dont la vulnérabilité est grande en substrat karstique. Sur le bassin méditerranéen, les concentrations maximales en pesticides sont du même ordre de grandeur aux exutoires des parcelles et du bassin versant lorsque la substance est appliquée sur l'ensemble du bassin (cas du diuron). En effet, les réseaux de fossés captent les eaux de ruissellement et les conduisent directement

Sites d'étude	Voies de transport dominantes	Matières actives	Concentrations maximales et pertes observées	
			à l'échelle parcellaire	à l'échelle du bassin versant
Bassins à sols limoneux drainés 3 470 ha (Ng <i>et al.</i> , 1995)	Écoulement de subsurface par réseau de drains	atrazine	36 µg/L 1,8 %	14 µg/L 0,3 %
		métolachlor	53 µg/L 1,2 %	7 µg/L 0,2 %
Bassins sur substrat karstique 90, 270 et 1 070 ha (Lecomte, 1999)	Ruis. hortonien et réinfiltration	isoproturon	160 µg/L 0,1-0,4 %	12 µg/L <0,01 %
		diflufenicanil	241 µg/L 1,1-4,8 %	1,8 µg/L <0,01 %
Bassin sur substrat sédimentaire 91 ha (Louchart <i>et al.</i> , 2001)	Ruis. hortonien	diuron	800 µg/L 0,9-3,3 %	530 µg/L 0,5 %
		simazine	580 µg/L 0,5-3 %	30 µg/L 0,2 %

▲ Tableau 3 – Exemples comparatifs des contaminations et pertes en pesticides observées aux échelles de la parcelle et du bassin versant (les pourcentages indiqués sont relatifs aux quantités de pesticides appliqués).

à l'exutoire du bassin. Toutefois, on observe également une diminution des pertes, liée à des réinfiltrations partielles des eaux de ruissellement dans les fossés vers une nappe peu profonde au sein du substrat sédimentaire.

Les exemples présentés montrent la complexité et la variabilité spatiale des processus de propagation des contaminations à l'échelle du bassin versant. À cela se rajoute une grande variabilité interannuelle des contaminations du fait des instabilités climatiques et des croisements aléatoires entre périodes de risques de contamination et occurrence des pluies. Ainsi, sur le bassin viticole, déjà cité ci-dessus, les pertes annuelles peuvent varier d'un ordre de grandeur d'une année à l'autre (Louchart, 1999).

## Conclusion

Les facteurs du transfert des produits phytosanitaires semblent bien connus d'un point de vue qualitatif. Les approches expérimentales en conditions contrôlées en laboratoire ont largement contribué à cette connaissance. Mais, tant à l'échelle parcellaire qu'à l'échelle du bassin versant, la prévision quantitative des dynamiques de propagation des contaminations vers les eaux de surface et souterraines reste incertaine. Cela est lié notamment à une analyse insuffisante du comportement des substances en conditions d'écoulement et d'environnement variables, mais aussi à la complexité des interactions entre processus qui prévalent en situations naturelles. La mise au point de

modèles conceptuels permettant de reproduire de manière fiable le comportement d'un produit phytosanitaire dans des conditions climatiques, pédologiques, hydrologiques et culturelles particulières constitue donc un objectif à long terme. Aussi, pour répondre à court terme aux besoins relatifs à l'évaluation des risques de contamination liés à différents modes de gestion agricole, à la recherche de solutions correctives ou à l'optimisation des protocoles de suivi des pollutions, il est nécessaire de s'appuyer sur des approches expérimentales et d'observation. À cet égard, les données actuellement disponibles ne permettent que des réponses fragmentaires; soit elles ne concernent qu'un nombre très limité de systèmes de culture et de situations hydrologiques, soit l'analyse des processus de contamination a été très partielle. La mise en place d'un programme structuré d'études détaillées et systémiques, tant à l'échelle parcellaire pour l'analyse de l'impact polluant de systèmes de culture typiques qu'à l'échelle de systèmes hydrologiques typiques pour l'analyse des dynamiques de propagation des contaminations vers les eaux de surface et souterraines, serait donc opportune. Il permettrait non seulement d'évaluer les risques et les modes de contamination dans des situations agronomiques et hydrologiques variées, mais fournirait également des données importantes pour l'analyse des interactions entre facteurs de diffusion des produits phytosanitaires et pour le développement d'outils de simulation et d'aide à la décision. Un exemple d'une telle démarche est décrit par Ward *et al.* (1994) dans le contexte du Midwest américain. □

---

## Remerciements

Les auteurs remercient le Programme national de recherches en hydrologie, l'Action incitative AQUAE Cemagref-INRA et l'Action concertée incitative eau pour le financement de certaines des recherches dont il est fait mention dans cet article.

---

## Résumé

Depuis plusieurs décades, de nombreuses informations ont été acquises sur les processus de contamination des eaux par les produits phytosanitaires. Elles ont permis de mettre en évidence les principales voies de contamination ainsi que leurs intensités relatives aux échelles spatiales de la parcelle agricole, lieu principal d'application des produits en milieu agricole, et du bassin versant, lieu d'intégration de la ressource en eau. Les facteurs du transfert des produits phytosanitaires semblent bien connus d'un point de vue qualitatif. Cet article en effectue une présentation synthétique. Mais l'analyse quantitative des effets des facteurs de transfert et de leurs interactions dans des situations naturelles reste encore très partielle et nécessite donc d'être poursuivie. Elle est indispensable pour évaluer les risques de contamination liés à différents modes de gestion agricole et proposer des solutions correctives en fonction des conditions spécifiques d'un environnement agricole donné.

### Abstract

Since several decades, numerous studies have analyzed the processes of water contamination by pesticides. They have led to the understanding of the main contamination pathways both at the field scale, at which the pesticide is applied, and at the catchment scale, at which the water resource forms. The factors of pesticide transfer to surface and ground waters are well known from a qualitative point of view. This paper reviews the main factors. But the quantification of the effects of these transfer factors and of their interactions remains partial and requires to be carried on. This is essential both for evaluating the contamination risks linked with various forms of agricultural land management and for seeking new management practices that will control water contamination in given agricultural and hydrological environments.

### Bibliographie

AMBROISE, B., 1999, *La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles*, Ed. a2a-Bucuresti, Editura \*H\*G\*A, Bucarest, 200 p.

ATTAWAY, H.H., CAMPER, N.D., PAYNTER, M.J.B., 1982. Anaerobic microbial degradation of diuron by pond sediment. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 17, p. 96-101.

BARRIUSO, E., CALVET, R., SCHIAVON, M., SOULAS, G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Étude et Gestion des Sols*, 3, 4, p. 279-296.

DOROBISZ, N., 2000, *Transferts des produits phytosanitaires par ruissellement et réseau de drainage : La Jaillière 1993-1999*, mémoire de DESS Ressources naturelles et Environnement, universités de Nancy et Metz, 37 p.

FAWCETT, R.S., CHRISTENSEN, B.R., TIERNEY, D.P., 1994. The impact of conservation tillage on pesticide runoff into surface water: a review and analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49, p. 126-135.

FLURY, M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils – a review. *Journal of Environmental Quality*, 25, p. 25-45.

FRANK, R., SIRONI, G.J., 1979. Atrazine: its use in corn production and its loss to stream waters in southern Ontario, 1975-1977. *The Science of the Total Environment*, 12, p. 223-239.

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

HALL, J.K., MUMMA, R.O., WATTS, D.W., 1991. Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled field. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 37, p. 303-314.

HEYDEL, L., BENOIT, M., SCHIAVON, M., 1999. Reducing atrazine leaching by integrating reduced herbicide use with mechanical weeding in corn (*Zea mays*). *European Journal of Agronomy*, 11, p. 217-225.

LARSEN, L., JØRGENSEN, C., AAMAND, J., 2001. Potential mineralization of four herbicides in a ground water-fed wetland area. *Journal of Environmental Quality*, 30, p. 24-30.

LECOMTE, V., 1999, *Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant*, Thèse de doctorat, École nationale du Génie rural, des eaux et des forêts, Paris, 212 p.

LENNARTZ, B., LOUCHART, X., VOLTZ, M., ANDRIEUX, P., 1997. Diuron and simazine losses to runoff water in Mediterranean vineyards. *Journal of Environmental Quality*, 26, p.1493-1502.

LEONARD, R.A., 1990, Movement of pesticides into surface waters, in *Pesticides in the Soil Environment*, Cheng H.H. (ed.), Madison, 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 de doctorat, École nationale supérieure agronomique de Montpellier, Montpellier, 270 p.

LOUCHART, X., VOLTZ, M., ANDRIEUX, P., 2000. Dynamique de la mobilisation et du transfert du diuron par ruissellement. *Compte-Rendus de l'Académie des Sciences*, 331, p. 475-481.

LOUCHART, X., VOLTZ, M., ANDRIEUX, P., MOUSSA, R., 2001. Herbicides runoff at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. *Journal of Environmental Quality*, may-june issue (in press).

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*, 10, p. 2309-2317.

NOVAK, S., PORTAL, J.-M., MOREL, J.-L., SCHIAVON, M., 1998. Mouvement de produits phytosanitaires dans le sol et dynamique de transfert par l'eau. *Comptes-rendus de l'Académie d'Agriculture*, p. 119-132.

SCHIAVON, M., PERRIN-GANIER, C., PORTAL, J.-M., 1995. La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. *Agronomie*, 15, p. 157-170.

TAYLOR, A.W., SPENCER, W.F., 1990, Volatilization and vapor transport processes, in *Pesticides in the Soil Environment*, Chen H.H. (ed.), Madison, p. 213-269.

WANG, W., SQUILLACE, P., 1994. Herbicide interchange between a stream and the adjacent alluvial aquifer. *Environmental Science and Technology*, 28, p. 2336-2344.

WARD, A.D., HATFIELD, J.L., LAMB, J.A., ALBERTS, E.E., LOGAN, T.J., ANDERSON, J.L., 1994, The management systems evaluation areas program : tillage and water quality research. *Soil and Tillage Research*, 30, p. 49-74.