

Capacités de stockage et d'épuration des sols de 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 simulation de ruissellement et infiltrométrie

C. Souiller⁽¹⁾, Y. Coquet⁽²⁾, V. Pot⁽²⁾, P. Benoit⁽²⁾, B. Réal⁽³⁾, C. Margoum⁽¹⁾, B. Laillet⁽¹⁾, C. Labat⁽²⁾, P. Vachier⁽²⁾ et A. Dutertre⁽³⁾

- (1) Cemagref, Groupement de Lyon, Unité de Recherche « Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions », 3 bis Quai Chauveau, 69009 LYON
- (2) UMR INRA/INAPG Environnement et Grandes Cultures, 78850 THIVERVAL-GRIGNON
- (3) ITCF (Institut Technique des Céréales et des Fourrages) - Services Techniques de Production, Domaine de Brunehaut, 80200 ESTREES-MONS - Ferme expérimentale de la Jaillère, 44 370 LA CHAPELLE SAINT SAUVEUR

RÉSUMÉ

Des expériences menées depuis le début des années 90 ont montré que des bandes enherbées peuvent retenir jusqu'à 90 voire 99 % de la quantité totale de produits phytosanitaires qui quitte une parcelle agricole via le ruissellement. Néanmoins, afin d'édicter des règles précises en matière d'installation et de dimensionnement de ces structures, il est indispensable de mieux comprendre leur fonctionnement. Pour cela, un dispositif de simulation de ruissellement a été mis au point qui permet d'identifier les paramètres impliqués dans la dissipation des produits phytosanitaires à travers une bande d'herbe de 3 m sur 1 m. Ces travaux, complétés par des expériences d'infiltrométrie, mettent en évidence le rôle prépondérant de l'infiltration favorisée par la traversée d'un sol enherbé. Par ailleurs, l'adsorption des produits phytosanitaires à la surface du dispositif peut, elle aussi, jouer un rôle non négligeable dans la réduction des concentrations aval. En revanche, ce processus est très dépendant des propriétés physico-chimiques des substances utilisées et de la saison. En conditions expérimentales, les molécules dont le coefficient Koc est relativement important, sont beaucoup mieux retenues que les autres. Cette rétention est en outre plus importante en période estivale qu'hivernale.

Mots clés

Pollution des eaux, produits phytosanitaires, zones tampons, dispositifs enherbés, simulation de ruissellement, Infiltrométrie

SUMMARY

PESTICIDE DISSIPATION INTO GRASSED STRIPS: Identification of involved parameters by means of run-off simulation and infiltrometer measurement.

Experiments carried out since the beginning of the ninetieths have shown that grassed strips can reduce by 90 to 99 % the pesticide flow from a field. Yet, it is necessary to better understand their functioning to propose appropriate solutions to set up these buffer zones. A run-off simulator has been designed (figure 1) to identify the major parameters involved in pesticide dissipation through a 3 by 1 meter experimental grassed strip. These investigations, completed by infiltrometer measurements, showed the importance of infiltration which is improved by the crossing of the grassed soil. The pesticide adsorption in the surface layer of the grassed strip can

also be significant as a mean to reduce the pesticide concentration in run-off water (figures 3 to 6). Nevertheless, this factor is very dependent on pesticide physico-chemical properties and on the season. During our experiments, pesticides with high Koc have been more retained than the others and more in the summer than in the winter.

Key-words

Water pollution, pesticides, buffer zones, grassed strips, run-off simulation, infiltrometer

RESUMEN**DISIPACION DE PLAGUICIDAS EN DISPOSITIVOS CON HIERBAS : identificacion de los parametros involucrados por medio de simulaciones de escurimientos y evaluaciones de infiltrometria**

Experimentaciones realizadas desde principios de los años 90, han mostrado que las bandas de hierbas pueden retener desde un 90 hasta un 99 % de la cantidad total de los productos fitosanitarios que salen de una parcela de cultivo a través de los escurimientos. Sin embargo, para establecer las reglas precisas en materia de instalación y de dimensión de estas estructuras, es indispensable una mejor comprensión de su funcionamiento. Para ello, se diseñó un dispositivo de simulación de escurimiento con el objetivo de identificar los parámetros implicados en la disipación de los productos fitosanitarios en una banda de hierbas de 3 x 1 metro. Estos trabajos, complementados con experimentos de infiltrómetros, mostraron un papel preponderante de la infiltración, favorecida por los suelos con hierbas. Por otro lado, la adsorción de los productos fitosanitarios en la superficie del dispositivo puede tener un papel significativo en la disminución de las concentraciones determinadas en la parte final del mismo. Por el contrario, este proceso depende bastante de las propiedades físico-químicas de las sustancias utilizadas y de la estación del año. En condiciones experimentales, las moléculas cuyo coeficiente Koc es relativamente importante, son retenidas mucho mejor que las que tienen un Koc inferior. Esta retención es más importante en el periodo estival que en el invernal.

Palabras claves

Contaminación de aguas, plaguicidas, zonas amortiguadoras, bandas con hierbas, simulación de escurimientos, infiltrómetro

La pollution diffuse des eaux de surface par des produits phytosanitaires est en majeure partie due à leur transfert par ruissellement et érosion (Baker *et al.*, 1995; Lecomte *et al.*, 1997; Gril *et al.*, 1998; Lennartz *et al.*, 1998). Il est possible de remédier à cette contamination en implantant des bandes enherbées en aval de parcelles cultivées (Patty *et al.*, 1997; Mersie *et al.*, 1999; Schmitt *et al.*, 1999). Efficaces dans la réduction de la charge en suspensions et en nutriments (N, P) dans les eaux de ruissellement (Young *et al.*, 1980; Dillaha *et al.*, 1986; Magette *et al.*, 1989; Parsons *et al.*, 1991), ces aménagements réduisent aussi de façon significative les quantités de produits pesticides quittant les parcelles agricoles par ruissellement et érosion (Asmussen *et al.*, 1977; Misra *et al.*, 1994; Réal *et al.*, 1997; Patty, 1997). Ils peuvent en particulier écrêter les pics de pollution apparaissant à la sortie des parcelles lors des premiers événements pluvieux qui suivent l'application des produits et s'avérer également efficaces dans la réduction des flux totaux de pesticides qui quittent une parcelle (Patty *et al.*, 1997; Patty, 1997). Les études menées en plein champ suggèrent que l'efficacité des bandes enherbées est commune aux pesticides solubles transportés dans la phase liquide du ruissellement et aux pesticides peu solubles associés aux particules érodées. Quatre grands types de processus sont proposés pour expliquer la dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé (Patty, 1997):

Sédimentation - filtration : le ralentissement de l'écoulement provoqué par la forte rugosité de l'herbe favoriserait la sédimentation des particules solides sur lesquelles des produits phytosanitaires ont pu s'adsorber. Ce facteur prendrait donc de l'importance dans les secteurs où de grandes quantités de matières en suspension sont entraînées avec le ruissellement et pour les produits majoritairement associés aux particules.

Rétention des substances sur la surface enherbée : la pellicule de surface riche en humus et les débris végétaux auraient une aptitude à fixer les substances. Cette zone de contact pourrait ainsi jouer un rôle analogue à celui de la traversée d'une couche de sol dans le cas de l'infiltration.

Infiltration : une part du ruissellement s'infiltrerait car une surface en herbe a, en général, une perméabilité supérieure à celle d'un sol travaillé. L'eau qui suit un cheminement vertical pourrait ainsi être en partie épurée par les différentes couches de sol traversées.

Dégradation : la couche superficielle du sol contenant les racines du couvert herbacé et de la matière organique constituerait un milieu favorable à l'activité biologique. Ces conditions permettraient une dégradation des résidus de produits phytosanitaires. Cette dégradation, parfois très rapide, limiterait ainsi les phénomènes d'accumulation (Patty, 1997).

Deux de ces processus semblent jouer un rôle primordial : l'*infiltration* et la *rétention de surface* (Patty, 1997). En revanche, l'importance relative de chacun d'eux demeure mal connue compte tenu des limites inévitables auxquelles se sont heurtées les expériences de Patty (1997). Or, pour proposer des règles précises en matière

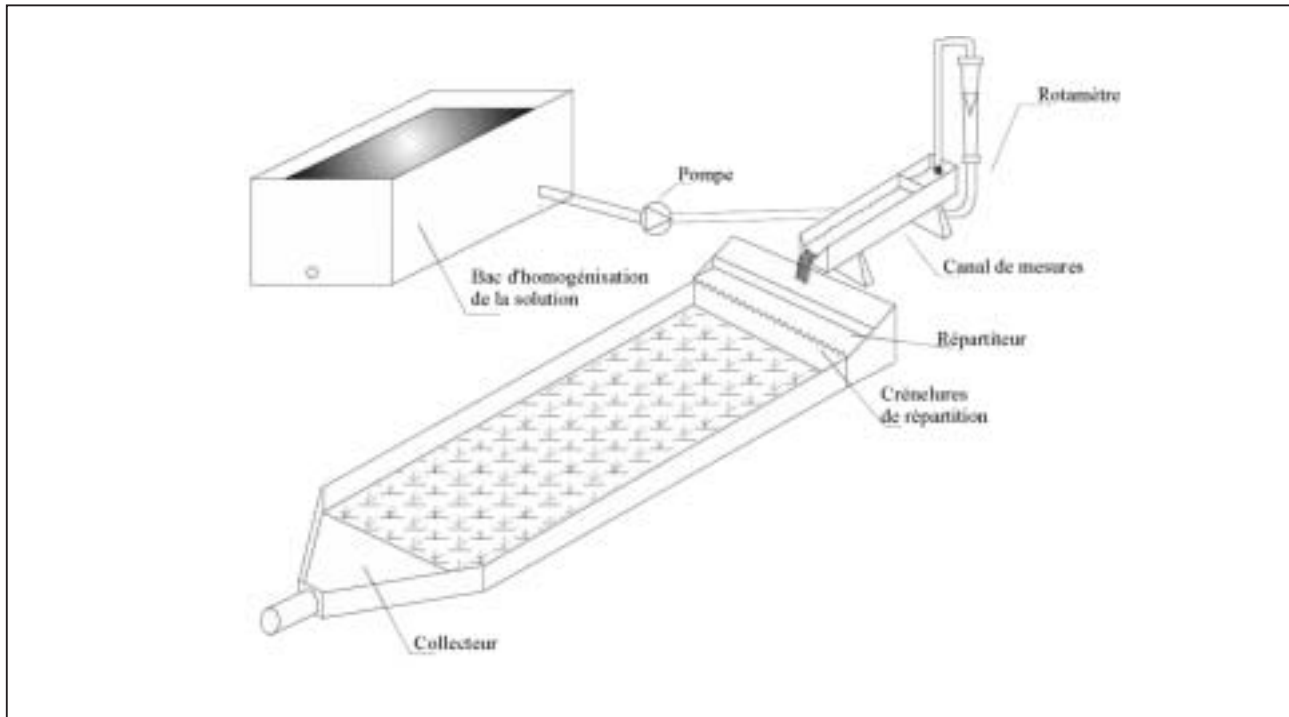
d'installation, de dimensionnement et d'entretien des dispositifs enherbés, il est indispensable de disposer de données précises tant sur les mécanismes de dissipation et de stockage des polluants que sur leur fonctionnement hydrologique. Un programme de recherche a ainsi été engagé en 1999 pour évaluer le rôle respectif des différents phénomènes dans la dissipation des pesticides dans les dispositifs enherbés. Une partie du travail a consisté à mettre en œuvre *in situ* des expérimentations de simulations de ruissellement afin de compléter les données acquises sur les dispositifs de terrain permanents (Réal *et al.*, 1997; Patty *et al.*, 1997). L'autre partie concerne des expérimentations en laboratoire visant à détailler les mécanismes impliqués dans la rétention (Madrigal *et al.*, 2002).

L'objectif du travail présenté ici est d'utiliser un dispositif expérimental de simulation de ruissellement permettant de faire varier *in situ* un maximum de paramètres indépendamment les uns des autres tout en s'affranchissant du caractère aléatoire des événements pluvieux naturels (Gril *et al.*, 1994; Gril *et al.*, 1996). Ainsi, nous présentons des résultats expérimentaux sur la dissipation de quatre pesticides : atrazine [6-chloro-N-ethyl-N-isopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine], isoproturon [3-(4-isopropylphényl)-1,1-diméthylurea], diuron [3'-(3,4-dichlorophényl)-1,1-diméthylurea] et diflufenicanil [2',4'-difluoro-2(α,α,α -trifluoro-n-tolyloxy)nicotinamide]. Les expériences de simulation de ruissellement ont été complétées par des mesures de conductivités hydrauliques du sol enherbé à l'aide de l'infiltromètre à disques (Reynolds et Elrick, 1991; Coquet *et al.*, 2000) afin de préciser le rôle joué par l'infiltration dans le processus de dissipation des produits phytosanitaires au sein de la bande enherbée. Ces deux approches de l'étude du fonctionnement hydrologique des bandes enherbées sont confrontées et leur complémentarité est discutée. Enfin, les cinétiques d'infiltration mesurées par infiltrométrie ont été utilisées pour estimer les propriétés de rétention $\theta(h)$ et de conductivité hydraulique $K(h)$ du sol par une procédure inverse utilisant un modèle numérique décrivant l'écoulement axisymétrique vertical de l'eau dans le sol (Simunek et van Genuchten, 2000). Ces propriétés hydrodynamiques obtenues par inversion ont servi à un essai de modélisation du front de migration des pesticides infiltrés sur la base d'une description mono dimensionnelle verticale de l'écoulement de l'eau et de l'isoproturon à l'aide du modèle HYDRUS-1D (Simunek *et al.*, 1998). Une analyse critique de cette approche est proposée sur la base de la comparaison du profil de concentration dans le sol simulé par le modèle et celui observé sur le terrain après simulation de ruissellement.

MATERIELS ET METHODES

Choix du site et des dates d'expérimentation

Le site expérimental est celui de la station ITCF de la Jaillière. Il est situé dans le bocage angevin orienté principalement vers l'élevage de bovins et les cultures à dominante fourragère. Au niveau pédologique, les Sols Bruns hydromorphes dominent avec une texture argilo-limoneuse et se développent sur des formations

Figure 1 - Schéma du dispositif de simulation de ruissellement**Figure 1** - Run-off simulator

d'altération du schiste largement répandu dans le massif armoricain. L'excès d'eau se manifeste dès la surface du sol et la formation de nappe perchée est courante en hiver. Sur ce site, le Cemagref et l'ITCF ont notamment étudié depuis 1993, l'efficacité de dispositifs enherbés ainsi que le transfert de produits phytosanitaires par ruissellement et réseaux de drainage à l'échelle parcellaire sur le site « Pratiques Culturelles et Qualité des Eaux » de la station (Réal, 1998; Madrigal *et al.*, 2002). Les dispositifs expérimentaux de simulation de ruissellement sont installés sur un versant qui présente les caractéristiques suivantes : pente de 7 % en moyenne, bande enherbée constituée de ray-grass anglais de 7 ans de forte densité entretenu par broyage (Réal, 1998). Les caractéristiques détaillées du sol enherbé peuvent être trouvées dans Benoit *et al.*, 1999; Madrigal *et al.*, 2002.

Compte tenu des processus présumés responsables de la dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé, il apparaît intéressant de procéder à deux campagnes expérimentales, l'une en été et l'autre en hiver. Ces deux saisons voient en effet se succéder des états d'humidité et des stades d'évolution de la matière organique très différents. Deux dates sont donc choisies pour les expériences de simulation de ruissellement : juillet 1999 et février 2000. En juillet 1999, les sols sont plutôt secs. En 2000 en revanche, une période pluvieuse assez importante en janvier rend les sols particulièrement humides. Les mesures à l'infiltromètre à disques ont également lieu au cours de deux périodes contras-

tées, janvier 2000 et mai 2000. Pour des raisons matérielles, seule la campagne hivernale a pu précéder de quelques jours les expériences de simulation de ruissellement.

Etude des propriétés d'infiltration

Infiltration sous charge au cours des simulations de ruissellement : description du simulateur

Le simulateur de ruissellement (*figure 1*) est installé sur une surface en herbe de 3 mètres de long dans le sens de la pente sur 1 mètre de large. Il est composé :

- d'un canal de mesure du débit amont comportant deux cloisons de tranquillisation,
- d'un répartiteur comportant 25 crénelles de répartition du ruissellement,
- de bordures latérales métalliques enfoncées de 3 cm dans le sol et pouvant encadrer une micro-parcelle d'un mètre de large sur trois mètres de long,
- d'un collecteur,
- d'un canal de mesure du débit aval.

La solution est prélevée dans un bac de 600 l au moyen d'une pompe thermique et injectée dans le canal amont. Le répartiteur génère un ruissellement régulier qui traverse la bande enherbée entre les

Tableau 1 - Propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires utilisés (d'après MAPA, 1995)**Table 1** - Physico-chemical properties of the pesticides used (from MAPA, 1995)

Produits	Koc (l/kg)	Solubilité dans l'eau à 20° C (mg/l)
Diflufenicanil (DFF)	1990	< 0,05
Atrazine (ATR)	38 à 174	33
Isoproturon (IPU)	80 à 230	65
Diuron (DIU)	29 à 902	36,4

Koc : coefficient d'adsorption normalisé par rapport à la teneur en matière organique du sol

deux bordures métalliques. En aval, le collecteur récupère l'écoulement de surface vers un tuyau d'évacuation.

Deux séries d'expériences sont réalisées pour chaque saison avec des conditions initiales différentes. Le *tableau 2* précise les ordres de grandeur des principaux paramètres testés lors de ces expériences. Une fois le dispositif de ruissellement installé, la simulation démarre tout d'abord avec de l'eau claire jusqu'à l'obtention de l'équilibre hydraulique (hormis pour l'expérience D) puis avec un mélange eau - produits phytosanitaires - chlorure de potassium préalablement préparé. Les débits amont et aval sont contrôlés par volumétrie.

Infiltration au voisinage de la saturation : infiltromètre à disques

Afin de préciser le rôle de l'infiltration dans le fonctionnement de la bande enherbée, les propriétés hydrodynamiques du sol ont été mesurées à l'aide de l'infiltromètre à disques (Coquet *et al.*, 2000). Les cinétiques d'infiltration de l'eau dans le sol de la bande enherbée ont été mesurées à la surface et à 5 cm de profondeur aux potentiels - 6, - 3 et - 0,5 cm successivement, à partir d'un disque de diamètre 8 cm. Les mesures ont été répétées au moins 4 fois en différents points de la bande enherbée pour chaque horizon et à chaque date. Les mesures au potentiel - 6 cm n'ont cependant pas pu être réalisées en hiver à 5 cm de profondeur, car les vitesses d'infiltration étaient très basses (< 0,4 mm/h) en raison du très faible gradient hydraulique présent dans le sol humide à cette saison.

La méthode multipotentiel (Reynolds et Elrick, 1991 ; Coquet *et al.*, 2000) a été utilisée pour estimer la conductivité hydraulique aux différents potentiels. La conductivité hydraulique à saturation a été estimée par extrapolation à partir des mesures réalisées aux potentiels - 3 et - 0,5 cm (Reynolds *et al.*, 2000). Un autre mode d'exploitation des cinétiques d'infiltration, proposé par Simunek et van Genuchten (1997), consiste à estimer les propriétés de rétention $\theta(h)$ et de conductivité hydraulique $K(h)$ du sol par une procédure inverse utilisant un modèle numérique décrivant l'écoulement axisymétrique vertical de l'eau dans le sol (Simunek et van Genuchten, 2000). Nous avons appliqué cette méthode pour obtenir, à partir des cinétiques d'infiltration mesurées aux différents potentiels et des valeurs initiale et finale de teneur en eau volumique, les propriétés hydrodynamiques du sol de la bande enherbée en surface et à 5 cm

de profondeur. L'influence de la différence de température entre les mesures hivernales (réalisées à une température proche de 1 °C) et les mesures printanières (réalisées à 15 °C, en moyenne) correspond à un rapport de conductivité hydraulique de 1,52. Cette correction n'a pas été prise en compte dans nos résultats, car elle demeure négligeable par rapport aux variations de conductivité mesurées en différents sites de la bande enherbée.

Dissipation des pesticides au cours des simulations de ruissellement

Choix des produits phytosanitaires testés

Les herbicides sont les molécules le plus fréquemment retrouvées dans les rivières contaminées. Quatre ont été choisis dont trois sont couramment utilisés en grande culture dans l'ouest de la France et très souvent cités dans la littérature (notamment Patty, 1997 ; Réal, 1998) : l'isoproturon (IPU), l'atrazine (ATR) et le diflufenicanil (DFF), les deux premiers ayant une solubilité plutôt importante et un Koc faible, le troisième ayant les caractéristiques inverses (*tableau 1*). Le dernier produit, le diuron, est un herbicide couramment utilisé en vignoble, en arboriculture et en zones non agricoles dont l'intérêt réside dans ses caractéristiques physico-chimiques assez différentes de celles du diflufenicanil d'un côté et de l'isoproturon et atrazine de l'autre.

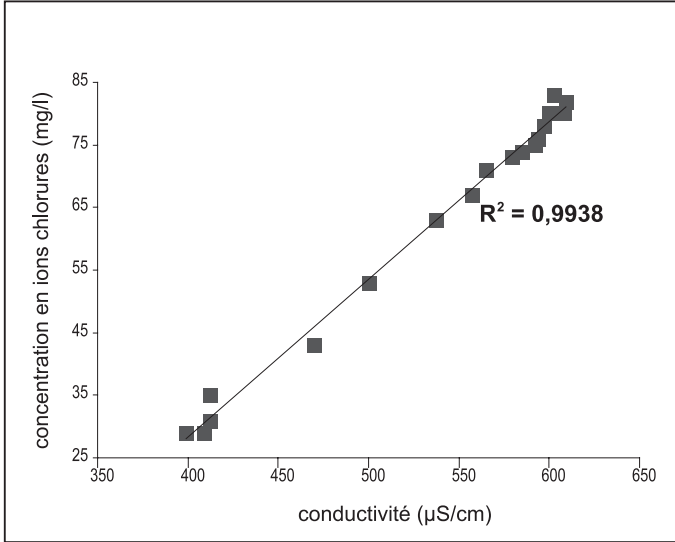
Suivi des concentrations et méthodes d'analyse

Pendant la durée de l'expérience de simulation de ruissellement, des échantillons sont prélevés à pas de temps réguliers à l'amont (dans le canal de mesure de débit) et à l'aval du collecteur. Des flacons en PET (polyéthylène téréphtalate) sont utilisés. Ils sont ensuite stockés au congélateur en vue de leur analyse au laboratoire des micropolluants du Cemagref de Lyon. Les échantillons prélevés à l'amont sont destinés à contrôler la stabilité de concentration des solutions injectées.

L'adjonction concomitante de chlorure de potassium dans les solutions présente l'avantage de pouvoir repérer à l'aval du dispositif de simulation de ruissellement l'« arrivée » du front de la solution grâce à la mesure de la conductivité du flux aval. En outre, les ions chlorures ne se fixant pas sur les composants du dispositif enher-

Figure 2 - Relation entre la valeur de conductivité mesurée sur le terrain et la teneur en ions chlorures analysées au laboratoire (expériences A et B)

Figure 2 - Relationship between the conductivity measured in the field and the results of KCl concentrations (experiments A and B)



bé et étant supposés migrer selon la même cinétique que l'eau de ruissellement, ils permettent de faire la part entre les phénomènes de rétention et de dilution. La présence des ions dans les échantillons recueillis à l'aval du dispositif de simulation de ruissellement est repérée par deux techniques : suivi de la conductivité sur le terrain et titration potentiométrique sur échantillons ramenés au laboratoire. La figure 2 illustre la très bonne corrélation qu'il existe entre les valeurs de la conductivité mesurée sur le terrain et la teneur en ions chlorures des échantillons analysés au laboratoire. Les figures 3, 4, 5 et 6 permettent de suivre l'évolution des concentrations en ions chlorure dans les échantillons recueillis à l'aval du dispositif en fonction du temps, au cours des quatre expériences réalisées. Nous observons que les rapports des concentrations « aval » sur les concentrations « amont » au même instant tendent assez rapidement vers 1. Sachant qu'un processus de rétention se serait traduit par un abattement des concentrations, ces courbes confirment que les ions chlorure ne sont pas retenus en surface du dispositif enherbé.

La méthode développée pour les analyses des échantillons d'eau et de sol s'organise en trois étapes (Garon-Boucher, 1998) : extraction des résidus de produits phytosanitaires de la matrice concernée, purification de l'extrait, analyse par Chromatographie en Phase Gazeuse (CPG) ou Chromatographie Liquide Haute Performance (CLHP). Le diflufenicanil, composé fluoré, est dosé par chromato-

Tableau 2 - Ordres de grandeur des principaux paramètres des expériences de simulation de ruissellement

Table 2 - Main parameter values (rough estimate) of run-off simulation experiments

Nom de l'expérience	Date	St. Hyd	Qe (m ³ /h)	Durée manip.	Concentr. Pr. Phyto. dans cuve	Concentr. KCl dans cuve
Exp A	Juillet 99	o	0,35	1 H 30	DFF : 20 µg/l ATR. : 100 µg/l	100 mg/l
Exp B	Juillet 99	o	0,6	1 H	DFF : 20 µg/l ATR. : 100 µg/l IPU : 100 µg/l	
Exp C	Février 00	o	0,35	2 H 30	DFF : 20 µg/l ATR. : 100 µg/l IPU : 100 µg/l	
Exp D	Février 00	n	0,6	2 H 30	DIU : 100 µg/l	

Qe : débit objectif imposé à l'entrée du système - ATR. : atrazine - IPU : isoproturon - DFF : diflufenicanil - DIU : diuron
St. Hyd. : o : avec phase préalable de stabilisation hydraulique, n : sans phase préalable de stabilisation hydraulique

phie en phase gazeuse couplée à une détection par capture d'électrons (CPG/ECD). L'atrazine, le diuron et l'isoproturon sont dosés par chromatographie en phase liquide avec un détecteur ultra violet à barrettes de diodes (CLHP/DAD).

Précisons que la simulation de ruissellement ne prend pas en compte le transfert des produits phytosanitaires sous forme adsorbée aux particules érodées et la sédimentation de ces particules sur la bande.

Calculs des flux et des bilans

Soit :

- Q_e : le débit d'entrée dans le système (débit "amont") fixé constant
- $Q_s(t)$: le débit en sortie de système (débit "aval")
- C_e : la concentration constante en soluté (chlorure ou produit phytosanitaire) à l'entrée du système

Figure 3 - Evolution du rapport des concentrations aval/amont des différentes molécules au cours de l'expérience A (juillet 1999)

Figure 3 - Evolution of the ratio downstream/upstream concentrations for several pesticides during the experiment A

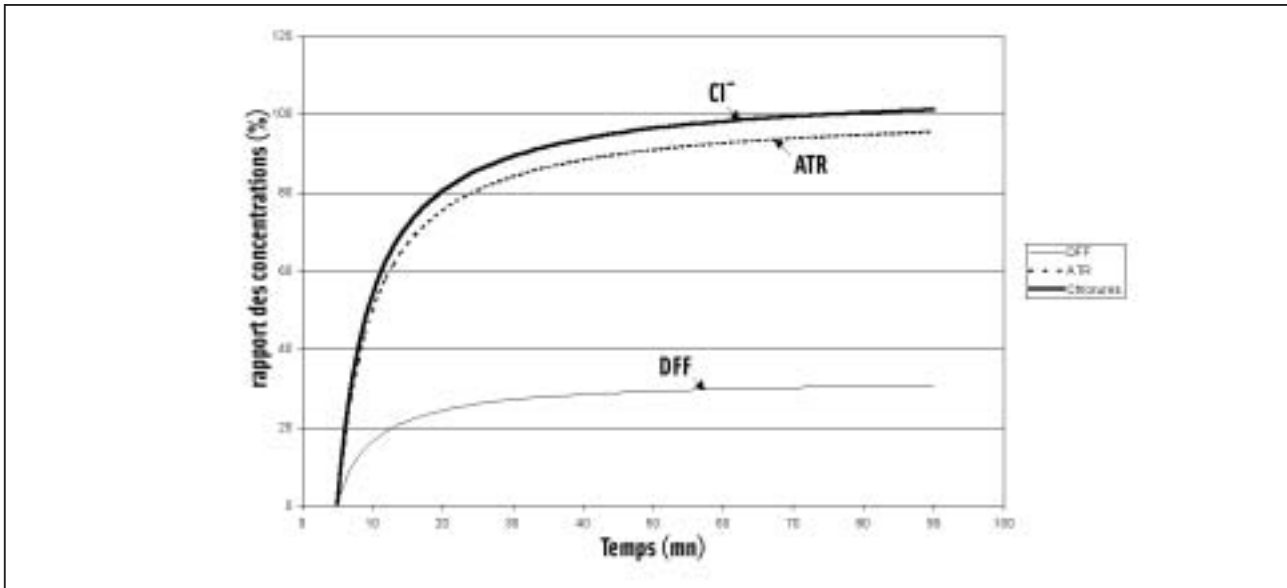


Figure 4 - Evolution du rapport des concentrations aval/amont des différentes molécules au cours de l'expérience B (juillet 1999)

Figure 4 - Evolution of the ratio downstream/upstream concentrations for several pesticides during the experiment B

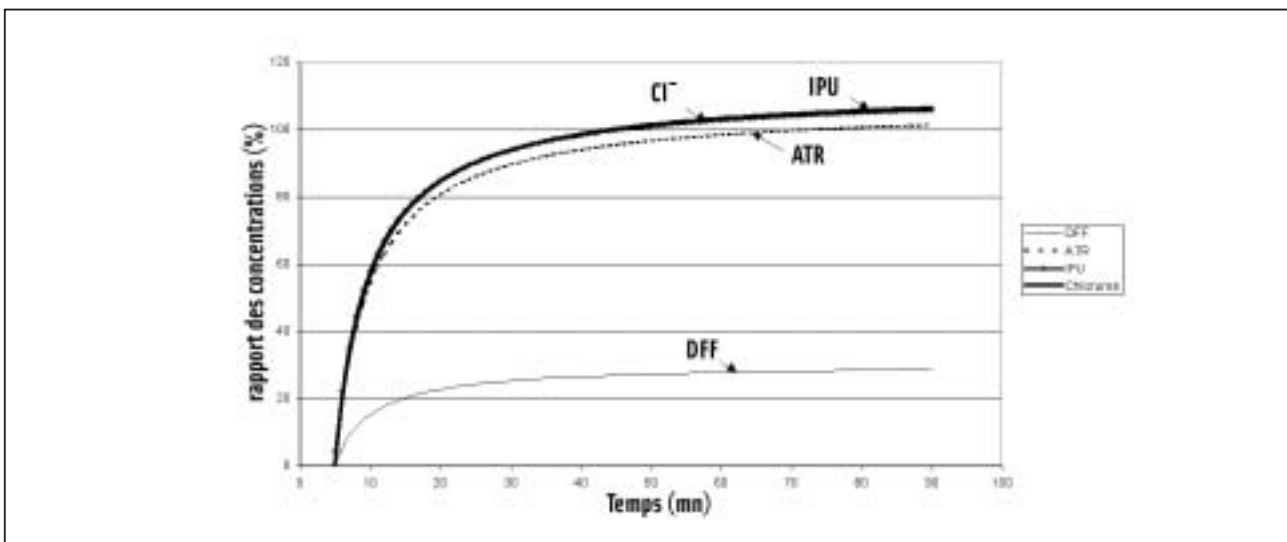
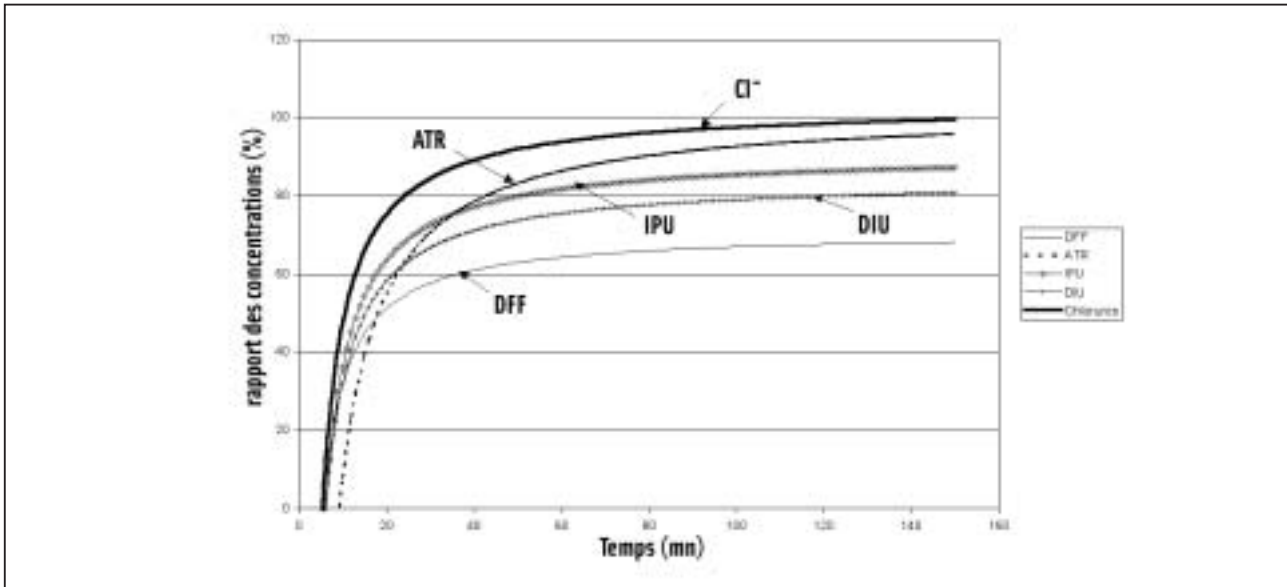
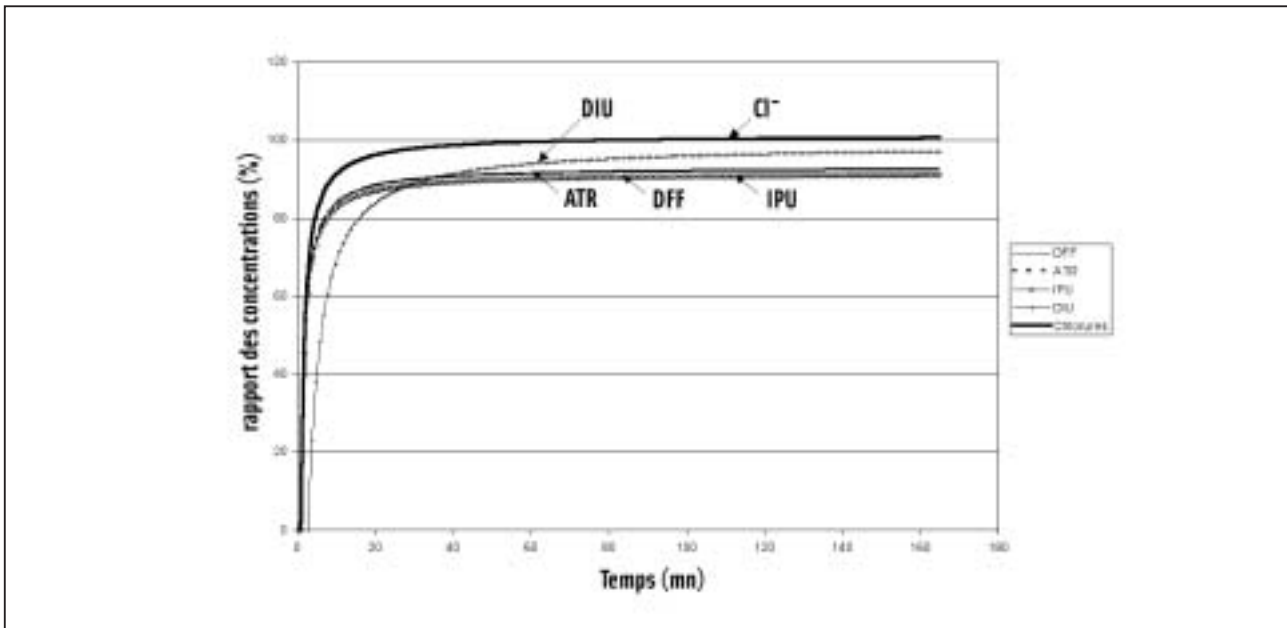


Figure 5 - Evolution du rapport des concentrations aval/amont des différentes molécules au cours de l'expérience C (février 2000)**Figure 5** - Evolution of the ratio downstream/upstream concentrations for several pesticides during the experiment C**Figure 6** - Evolution du rapport des concentrations aval/amont des différentes molécules au cours de l'expérience D (février 2000)**Figure 6** - Evolution of the ratio downstream/upstream concentrations for several pesticides during the experiment D

- $C_s(t)$: la concentration en soluté (chlorure ou produit phytosanitaire) à la sortie du système

Nous considérons en outre les instants suivants :

- t_0 : l'instant où on commence à verser la solution de produits phytosanitaires à l'amont

- t_1 : l'instant où on commence à voir apparaître un débit à l'aval du dispositif

- t_2 : l'instant où on arrête l'écoulement de la solution à l'amont

- t_3 : l'instant où le débit à l'aval devient nul

Pour chaque expérience, nous faisons l'approximation $t_2 = t_3$ car

dans tous les cas, l'écoulement aval cesse 2 ou 3 minutes après l'arrêt de l'injection en amont. De plus, en cas de stabilisation hydraulique préalable, on a évidemment $t_0 = t_1$. Nous menons les calculs avec la même durée de simulation pour les quatre expériences (pour en faciliter la comparaison), à savoir :

- $t_0 = 0$ min
- $t_1 = 12$ min (pour l'expérience D uniquement)
- $t_2 = 90$ min

Sur un intervalle de temps dt , nous pouvons écrire la relation suivante :

$$Q_e \cdot C_e \cdot dt = Q_s(t) \cdot C_s(t) \cdot dt + (C_e - C_s(t)) \cdot Q_s(t) \cdot dt + C_e \cdot (Q_e - Q_s(t)) \cdot dt$$

Cette relation est en fait un «bilan instantané» pour un soluté donné lors de sa traversée du dispositif.

Des calculs précis de bilan montrent que cette relation est également applicable à l'expérience D sans stabilisation hydraulique vu que les processus intervenant durant le temps t_1 peuvent être négligés face à ceux qui ont lieu pendant la période ($t_2 - t_1$).

En intégrant la relation précédente sur l'ensemble de la durée de la simulation, nous obtenons :

$$\int_{t_0}^{t_2} Q_e \cdot C_e \cdot dt = \int_{t_0}^{t_2} Q_s \cdot C_s(t) \cdot dt + \int_{t_0}^{t_2} (C_e - C_s(t)) \cdot Q_s \cdot dt + \int_{t_0}^{t_2} C_e \cdot (Q_e - Q_s) \cdot dt$$

Si nous analysons un par un les termes de cette relation, il vient :

$$\int_{t_0}^{t_2} Q_e \cdot C_e \cdot dt = Q_e \cdot C_e \cdot (t_2 - t_0)$$

Ce terme représente la quantité de produits phytosanitaires pénétrant dans la bande à l'amont, au cours de la simulation.

$$\int_{t_0}^{t_2} Q_s \cdot C_s(t) \cdot dt = Q_s \int_{t_1}^{t_2} C_s(t) \cdot dt$$

Ce terme représente la quantité de soluté qui a quitté le dispositif par le ruissellement et est récupérée à l'aval à la sortie du collecteur. Il correspond à la quantité de produits non dissipée par la bande enherbée.

Arrivé à ce stade, nous pouvons en déduire que les deux termes restants de la relation générale représentent la quantité de soluté dissipée lors du passage à travers la bande enherbée. Nous arrivons aux expressions suivantes :

$$a = \int_{t_0}^{t_2} (C_e - C_s(t)) \cdot Q_s \cdot dt = Q_s \int_{t_1}^{t_2} (C_e - C_s(t)) \cdot dt$$

$$b = \int_{t_0}^{t_2} C_e \cdot (Q_e - Q_s) \cdot dt = C_e \cdot (Q_e - Q_s) \cdot (t_2 - t_0)$$

Le terme « a » correspond à une quantité de soluté retenue à la surface du dispositif enherbé (du moins lorsque le régime permanent est établi). En revanche, il est plus difficile d'attribuer le terme « b » à un seul processus. Une part de celui-ci est probablement due à de la fixation à la surface ou proche subsurface et une autre au passage de produits dans les couches profondes de sol via l'infiltration. En réalité, il existe sans doute un gradient décroissant de produits retenus entre la surface au sens strict, les premiers centimètres de sol et enfin les couches plus profondes.

Profils des pesticides dans les sols après expérimentation

Mesures des résidus

Immédiatement après la fin de l'expérience C, des échantillons de sol sont prélevés à la tarière à différentes profondeurs afin de rechercher la présence éventuelle de produits phytosanitaires. La méthode analytique est développée dans Garon-Boucher, 1998.

Estimation par modélisation du front de migration des pesticides infiltrés : cas de l'isoproturon

Nous avons utilisé les propriétés hydrodynamiques obtenues par inversion des cinétiques d'infiltration mesurées à l'infiltromètre pour simuler l'expérience de ruissellement C (tableau 2) pour laquelle des profils de résidus phytosanitaires ont été mesurés. Cette simulation a été réalisée sur la base d'une description mono dimensionnelle verticale de l'écoulement de l'eau et de l'isoproturon à l'aide du modèle HYDRUS-1D (Simunek *et al.*, 1998). Le profil du sol de la bande enherbée a été considéré composé de 2 horizons : 0-5 cm et 5-60 cm auxquels ont été attribués 2 jeux de propriétés hydrodynamiques $\theta(h)$ et $K(h)$ pris parmi les différents jeux obtenus par inversion des mesures d'infiltration. La condition appliquée à la surface était de + 5 cm de potentiel, correspondant à l'épaisseur moyenne de la lame d'eau ruisselante. Une condition de même type (potentiel de l'eau constant) a été imposée en profondeur, de façon à modéliser une nappe à niveau constant à la base du profil. Cette condition semble peu réaliste pour le sol de La Jaillière dont la nappe peut remonter à un niveau élevé dans le sol pendant l'hiver. Elle présente cependant l'avantage de maximiser le flux vertical de l'eau dans le sol et d'obtenir ainsi un « pire cas » pour la simulation de la profondeur maximale de migration des pesticides. La rétention par la matière organique du sol (isothermes linéaires) et la dégradation (cinétique d'ordre 1) ont été simulées à partir des mesures réalisées au laboratoire (Benoit *et al.*, 1999). La simulation a été réalisée pour un régime hydrique permanent, ainsi qu'il a été pratiqué lors de la simulation de ruissellement.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Infiltration au travers du dispositif enherbé

Simulation de ruissellement

Durant toutes les expériences, nous parvenons à maintenir un débit amont assez stable proche du débit recherché. Les débits « aval » mesurés par volumétrie fluctuent ainsi très peu au cours du temps et restent très proches des valeurs moyennes indiquées dans le *tableau 3*. Ce dernier montre que la bande enherbée a permis l'infiltration d'une très grande part de la solution quelle que soit l'expérience, de 0,37 m³/h pour la B, à 0,25 m³/h pour la C, ce qui correspond dans les deux cas à 70 % du débit amont moyen. En hiver, la capacité d'infiltration des dispositifs enherbés est un peu moindre qu'en été en relation avec les épisodes pluvieux qui précèdent les expériences de février 2000. Néanmoins, les débits infiltrés, ramenés à la surface des bandes (3 m²), aboutissent à des capacités d'infiltration de l'ordre de 100 mm/h ce qui est considérable.

Les débits utilisés reproduisent des situations plutôt défavorables mais plausibles. En effet, avec un débit d'entrée de 0,36 m³/h, on obtient une lame d'eau au-dessus du dispositif enherbé d'environ 5 cm ce qui peut intervenir exceptionnellement en région angevine.

Infiltrométrie

Le *tableau 4* présente les valeurs de conductivité hydraulique à saturation estimées à partir des cinétiques d'infiltration aux potentiels - 3 et - 0,5 cm par la méthode multipotentiel. La valeur moyenne correspond à une moyenne géométrique étant donné la nature log-normale de la distribution des valeurs de conductivité hydraulique des sols (Nielsen *et al.*, 1973 ; Vauclin, 1983). Les bornes inférieure et supérieure correspondent à cette valeur moyenne diminuée ou augmentée de son erreur standard exprimée en valeur naturelle. Quelle que soit la saison, l'horizon de surface de la bande enherbée a une conductivité supérieure à celle de l'horizon sous-jacent. Ceci implique qu'en conditions proches de la saturation, printemps comme hiver, la capacité d'infiltration verticale de la bande enherbée sera déterminée par les propriétés des horizons inférieurs du sol. En hiver, la conductivité hydraulique à saturation de l'horizon de surface est en moyenne 3 fois plus grande que celle de l'horizon inférieur, tandis qu'elle lui est 25 fois supérieure au printemps. De tels contrastes de conductivité hydraulique à saturation ont été observés par Bouma et Hole (1971) dans le cas de sols sous végétation naturelle prairiale. Si la conductivité de l'horizon inférieur semble rester stable au cours des saisons, il n'en est pas de même de l'horizon de surface dont la conductivité est multipliée par plus de 7 le printemps par rapport à l'hiver. Cet accroissement est à mettre en relation avec le développement racinaire et l'activité biologique qui sont plus importants au printemps et favorisent une meilleure agrégation de la surface du sol (Tisdall et Oades, 1982). Si les valeurs

de conductivité hydraulique mesurées par infiltrométrie en surface de la bande enherbée sont qualitativement en cohérence avec les vitesses d'infiltration observées lors des simulations de ruissellement (valeurs plus élevées au printemps qu'en hiver), il n'en va pas de même pour les valeurs mesurées à 5 cm de profondeur. Un calcul simple en régime permanent sur la base des valeurs moyennes des conductivité mesurées, en considérant un sol bicouche (0-5 et > 5 cm) avec une condition de charge (+ 5 cm) en surface et une nappe stable à 60 cm, montre que la capacité d'infiltration moyenne d'une telle bande enherbée est de 26 mm/h printemps comme hiver. Ceci s'explique simplement par le fait que les valeurs moyennes de conductivité à 5 cm de profondeur au printemps et en hiver sont très proches. Toutefois, la variabilité hivernale de la conductivité observée à cette profondeur, plus importante qu'en été (*tableau 4*), est due à la présence d'une valeur extrême : les quatre valeurs mesurées l'hiver à 5 cm de profondeur sont 5, 9, 11, 29 et 146 mm/h, celles mesurées au printemps sont 11, 24, 28 et 36 mm/h. La valeur hivernale de 146 mm/h correspond à un site présentant à cette profondeur une densité de racines ainsi qu'une abondance de trous de vers de terre beaucoup plus élevées que celles observées sur tous les autres sites. Si l'on écarte cette valeur, la conductivité moyenne à saturation à 5 cm de profondeur en hiver vaut 12 mm/h, avec comme bornes inférieure et supérieure 7 et 20 mm/h. Dans ce cas, la capacité d'infiltration moyenne en hiver devient égale à 14 mm/h, soit 45 % de moins qu'en été. Ce cas de figure illustre la difficulté de rendre compte du comportement d'une surface importante (3 m²) à partir de mesures locales (0,005 m²) en raison de la variabilité spatiale de la conductivité hydraulique au sein de cette surface. Le nombre de mesures réalisées à l'infiltromètre devrait être augmenté de façon à obtenir une valeur moyenne plus fiable de la capacité d'infiltration du sol. Néanmoins, les tendances observées en surface restent valables. Un autre constat est que les valeurs de capacité d'infiltration moyenne calculée à partir des conductivités à saturation restent très inférieures (26 mm/h) aux valeurs mesurées à partir des simulations de ruissellement (120 et 92 mm/h), malgré des conditions aux limites favorables. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer cette divergence :

- Le fait que la valeur de conductivité hydraulique à saturation mesurée à l'infiltromètre soit une extrapolation à partir des mesures réalisées aux potentiels - 3 et - 0,5 cm. Potentiellement, les valeurs obtenues peuvent donc sous-estimer les valeurs réelles à saturation que l'on pourrait obtenir par des méthodes de mesure sous charge comme celle du double anneau (Revol *et al.*, 1996). La cinétique d'infiltration à - 0,5 cm exclut potentiellement les pores de diamètres équivalents supérieurs à 6 mm. La présence de tels pores au sein du sol de la bande enherbée peut expliquer les différences d'infiltration observées entre simulation de ruissellement et infiltrométrie. Toutefois, ces pores sont aisément identifiables à l'œil nu et n'ont pas été observés sur les surfaces d'infiltration.

- Le manque de répétitions des mesures, déjà évoqué : les échantillons de 4 à 5 mesures ne seraient pas représentatifs de la variabilité spatiale de la conductivité hydraulique au sein de la

Tableau 3 - Débits moyens mesurés lors des expériences de simulation de ruissellement**Table 3** - Average flow measured during run-off simulations

Nom de l'expérience	Débit amont moyen		Débit aval moyen		Débit d'infiltr. moyen	
	en m ³ /h	éq. mm/h	en m ³ /h	éq. mm/h	en m ³ /h	éq. mm/h
Exp A	0,38	127	0,027	9	0,35	117
Exp B	0,55	183	0,18	60	0,37	123
Exp C	0,36	120	0,11	37	0,25	83
Exp D	0,55	183	0,25	83	0,30	100

éq. mm/h : équivalent en mm/h (pour une bande de 3 m²)

Tableau 4 - Conductivité hydraulique à saturation de la bande enherbée, mesurée à l'aide de l'infiltromètre à disques**Table 4** - Saturated hydraulic conductivity of the grassed strip measured by disk infiltrometry

		Nombre de mesures	Ksat moyen (mm/h)	Borne inférieure (mm/h)	Borne supérieure (mm/h)
Hiver	en surface	4	76	70	86
	à 5 cm de profondeur	4	23	11	47
Printemps	en surface	5	575	370	890
	à 5 cm de profondeur	4	22	17	30

bande enherbée. Les sites d'infiltration ont été choisis de façon aléatoire. Il est donc peu probable que l'échantillon de valeurs qu'ils ont fourni soit biaisé. Toutefois, la valeur extrême de 146 mm/h mesurée en profondeur permet de calculer une capacité d'infiltration en hiver de 152 mm/h. Il est donc probable que la présence de macropores soit à l'origine, au moins en partie, des fortes vitesses d'infiltration observées lors des simulations de ruissellement.

- L'existence d'écoulements latéraux au sein de la bande. La bande enherbée est située sur une pente d'environ 7 %. La forte discontinuité hydraulique observée entre la surface de la bande, constituée principalement du mat racinaire, et le sol sous-jacent, contenant beaucoup moins de racines, pourrait entraîner, surtout au printemps et en été, un écoulement latéral superficiel au sein de la surface de la bande enherbée. Cette situation serait favorable au piégeage des pesticides car c'est en surface de la bande que la rétention et la dégradation sont les plus importantes. Il conviendrait donc à l'avenir d'utiliser des bordures métalliques enfoncées à plus de 3 cm de profondeur.

Comportement des produits phytosanitaires

Concentrations dans la phase d'eau ruisselante

A partir des résultats d'analyse, nous calculons, à chaque pas de temps, le rapport, exprimé en pourcentage, de la concentration « aval » sur la concentration « amont » et ceci pour les quatre produits phytosanitaires utilisés :

$$\frac{[\text{phyto}]_{\text{aval}}}{[\text{phyto}]_{\text{amont}}} \times 100$$

Les figures 3, 4, 5 et 6 retracent l'évolution de ces rapports en fonction du temps. Le nombre de points utilisés ne permet pas un tracé très précis des courbes durant les 20 premières minutes. Néanmoins, celui-ci est suffisant par la suite pour montrer que toutes les courbes tendent vers des asymptotes. Les expériences A et B, réalisées en été, mettent en évidence deux types de comportement différents : pour l'atrazine et l'isoproturon, la concentration « aval » se rapproche très vite de la concentration de la solution injectée à l'amont, rejoignant ainsi le comportement des ions chlorures. A l'inverse, la concentration en diflufenicanil, après tra-

versée de la bande enherbée, se stabilise autour d'une valeur trois fois moins élevée que la concentration de la solution initiale. Ainsi, si les deux premiers produits semblent être très peu fixés sur la surface du dispositif enherbé, en revanche, le troisième semble être retenu d'une façon importante et durable, tout du moins pendant la durée des expériences. Cette observation est cohérente avec les résultats de Madrigal *et al.* (2002) mettant en évidence une différence de comportement des produits phytosanitaires liée à leurs propriétés physico-chimiques et en particulier à leurs coefficients Koc. Ce dernier, particulièrement élevé pour le diflufenicanil, peut contribuer à expliquer pourquoi cette molécule fait l'objet d'une rétention beaucoup plus élevée que les deux autres molécules à Koc relativement faibles et à solubilités plutôt élevées. D'ailleurs, les asymptotes vers lesquelles tendent toutes les courbes sont d'autant plus élevées que le Koc de la molécule à laquelle elles se rapportent est faible.

Cependant, si le diflufenicanil est effectivement retenu à la surface du dispositif, nous pouvons nous étonner que les courbes retraçant l'évolution de sa concentration au cours du temps ne mettent pas en évidence un effet chromatographique. Nous pensons que ce phénomène est peu visible car une partie non négligeable du flux de ruissellement traverse le dispositif enherbé sans lien intime avec la surface riche en matière organique. Les molécules de diflufenicanil se retrouvant en contact avec le substrat prennent certes un certain retard dans leur migration au travers de la bande mais celui-ci est masqué par la vitesse plus rapide des autres molécules. Cette observation est valable également pour les autres molécules testées.

Cette différence de comportement entre produits, mise en évidence par ces expériences, permet de préciser les hypothèses formulées jusqu'alors (Patty, 1997; Réal *et al.* 1997) (reprises dans CORPEN, 1997) qui considéraient que la capacité d'adsorption des dispositifs enherbés était élevée pour tous les types de molécules testés.

Les figures 5 et 6 se rapportant respectivement aux manipulations hivernales C et D confirment que les produits phytosanitaires les plus solubles sont très peu ou pas du tout retenus à la surface du dispositif enherbé. En revanche, le diflufenicanil est fixé à hauteur de 25 % lors de l'expérience C et de 10 % seulement lors de l'expérience D donc de façon significativement plus faible que lors des expériences A et B avec une influence marquée du débit. Il paraît logique que la rétention en février soit moins élevée qu'en juillet. En hiver, pour un débit donné, avec une capacité d'infiltration plus faible, l'épaisseur de la lame d'eau traversant le dispositif enherbé est plus élevée qu'en été. Ceci entraîne une moindre capacité d'échange entre le flux ruisselant et la surface riche en matière organique. Entre les manipulations hivernales C et D, nous observons également un rôle joué par l'épaisseur de la lame d'eau en lien étroit avec le débit, le plus élevé étant associé à une rétention plus faible. En revanche, lors des expériences estivales, l'influence de ce paramètre n'a pas été observée : Alors même que le débit amont fixé pour l'expérience B est nettement supérieur à celui de l'expérience A, la concentration en diflufenicanil diminue de façon identique d'environ 70 % dans les deux cas. Ce constat est inattendu.

Lors des expériences C et D, nous avons en outre testé le comportement du diuron. La manipulation C semble mettre en évidence une légère rétention de ce produit cependant moindre que celle du diflufenicanil. Le lien étroit entre la rétention de surface et le facteur Koc est ainsi confirmé.

Bilan des quantités totales dissipées

Les figures 7, 8, 9 et 10 indiquent la répartition de la quantité totale de produits phytosanitaires ou de chlorures entrée dans le système. Elles distinguent trois devenir pour les produits : « retenus en surface » (a), « retenus en surface (ou subsurface) ou infiltrés » (b) ou « non dissipés » (c), en lien direct avec les calculs de bilans explicités plus haut. L'examen de ces graphiques peut laisser croire qu'une part de chlorures, certes faible, serait retenue. L'origine de ce biais se trouve dans le calcul du bilan : nous ne tenons pas compte en effet de la quantité de chlorures qui, à la fin de la simulation, n'est ni adsorbée, ni infiltrée, mais contenue dans l'eau restant dans le système. Un rapide calcul de celle-ci et son intégration au bilan total montrent que cette quantité est quasiment nulle, confirmant ainsi l'hypothèse que les ions chlorure ne sont pas fixés sur le substrat du dispositif enherbé.

Ces figures éclairent sur le pouvoir d'un dispositif enherbé à retenir une certaine masse de produits lors de la traversée d'un flux polluant. Dans tous les cas, la quantité totale de produit dissipée est élevée (de 56 à 99 %). Mais la plupart du temps, elle est due à la fraction « b ». Or, comme nous l'avons déjà souligné, nous ne savons pas comment se répartit cette fraction entre « retenus en surface », « retenus dans les couches de sol sous-jacentes », « infiltrés en profondeur » voire « véhiculés via un écoulement latéral de sub-surface ». Aussi, il est difficile de conclure de façon catégorique qu'il s'agit d'un bon résultat.

La différence de rétention observée pour le diflufenicanil entre l'hiver et l'été est tout aussi difficile à interpréter et n'autorise que de prudentes hypothèses. Nous savons que la matière organique joue un rôle important dans la rétention des produits phytosanitaires (Madrigal *et al.*, 2002; Garon-Boucher, 1998). Au niveau du mat racinaire de la bande enherbée, il est possible que l'état ou l'accessibilité de la matière organique présente ne soient pas les mêmes en période de repos qu'en période de fort développement végétatif. Cela pourrait avoir des conséquences en termes de capacité d'échange de la matière organique avec la phase ruisselante. Une autre hypothèse serait de considérer qu'un ruissellement hivernal régulier favorise la formation de circuits préférentiels en surface du sol ce qui rendrait moins intime le contact entre le flux ruisselant et les sites potentiels d'adsorption.

Quantités retrouvées dans le sol et simulations par Hydrus 1D

Le tableau 5 rassemble les résultats d'analyses de résidus effectuées dans le sol au terme de l'expérience C. Des traces de produits phytosanitaires sont retrouvées dans les 20 premiers centimètres sous la bande enherbée mais pas dans les échantillons prélevés plus

Figure 7 - Répartition de la quantité totale de produits phytosanitaires entrée dans le système pour l'expérience A (juillet 1999)

Figure 7 - Distribution of total pesticide flow for experiment A

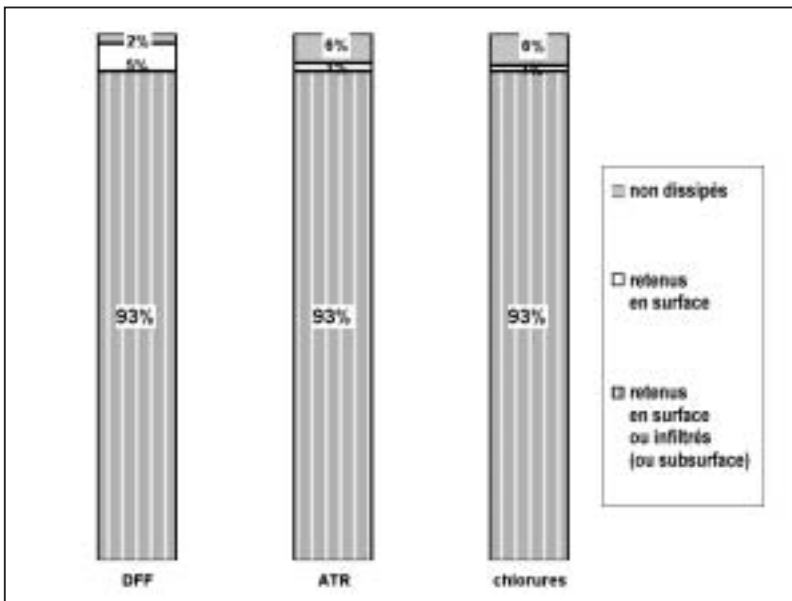
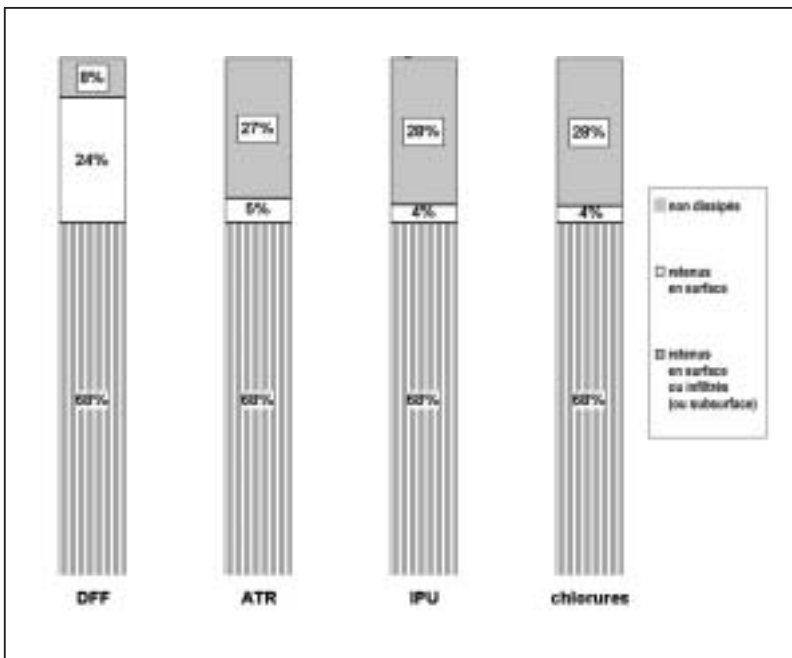


Figure 8 - Répartition de la quantité totale de produits phytosanitaires entrée dans le système pour l'expérience B (juillet 1999)

Figure 8 - Distribution of total pesticide flow for experiment B



en profondeur. Ceci laisse penser que le sol a un pouvoir de rétention très élevé. Afin de chiffrer ce pouvoir de fixation, la quantité totale de produits phytosanitaires théoriquement retenue dans le sol a été calculée au vu des résultats précédents et comparée à la quantité totale de produits dissipée (calculée à partir des résultats de la simulation de ruissellement). Le *tableau 6* rassemble les chiffres obtenus et montre qu'une grande quantité de produits phytosanitaires dissipés dans la bande enherbée n'est pas retrouvée dans les 20 premiers cm de sol (de 50 à 94 %).

Les simulations réalisées avec Hydrus1D (*figure 11*) montrent que quelles que soient les propriétés hydrodynamiques affectées aux 2 horizons 0-5 cm et 5-60 cm choisies parmi les résultats obtenus par inversion des mesures infiltrométriques (hormis l'essai hivernal à 5 cm de profondeur conduisant à un K_{sat} de 146 mm/h), la profondeur de migration de l'isoproturon ne dépasse pas 20 cm, et celle du diflufénicanil est de 5 cm (sur la base d'une limite de quantification dans le sol égale à $2 \mu\text{g/kg}$). Les concentrations moyennes totales simulées dans la bande enherbée sont pour l'isoproturon de $90 \mu\text{g/kg}$ pour la couche 0-20 cm (avec des valeurs allant de 48 à $131 \mu\text{g/kg}$), $0,6 \mu\text{g/kg}$ pour la couche 30-40 cm et $0,006 \mu\text{g/kg}$ pour la couche 30-40 cm. Celles simulées pour le diflufénicanil sont de $72 \mu\text{g/kg}$ pour la couche 0-20 cm (avec des valeurs allant de 51 à $95 \mu\text{g/kg}$) et nulles pour les couches sous-jacentes.

Si l'on considère une valeur de K_{sat} de 146 mm/h obtenues en hiver pour l'horizon 5-60 cm, le front de migration de l'isoproturon atteint la profondeur du sol, avec une concentration de $7 \mu\text{g/kg}$ pour la couche 40-60 cm. Dans le cas du diflufénicanil, le front de migration atteint 26 cm, avec une concentration dans la couche 0-20 cm de $110 \mu\text{g/kg}$. Dans les deux cas, la concentration simulée moyenne dans la couche 0-20 cm est supérieure d'un facteur 15 à la concentration réellement mesurée dans cette couche. Cette différence entre la quantité de produit intercepté par le sol (retrouvés par analyse de sol) et la quantité totale de produits s'étant infiltrée ne peut s'expliquer par le phénomène de dégradation compte tenu de la faible durée de l'expérience de ruissellement. Ce déficit dans le bilan de dissipation observé lors des expériences de ruissellement peut s'expli-

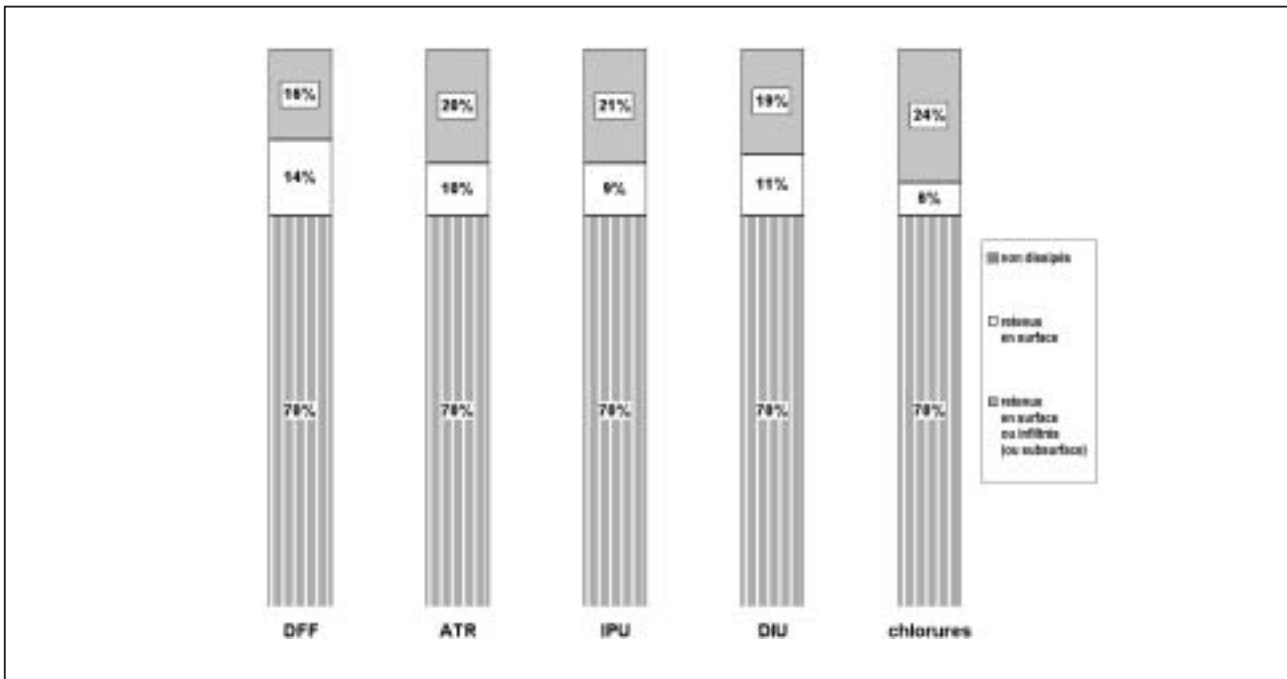
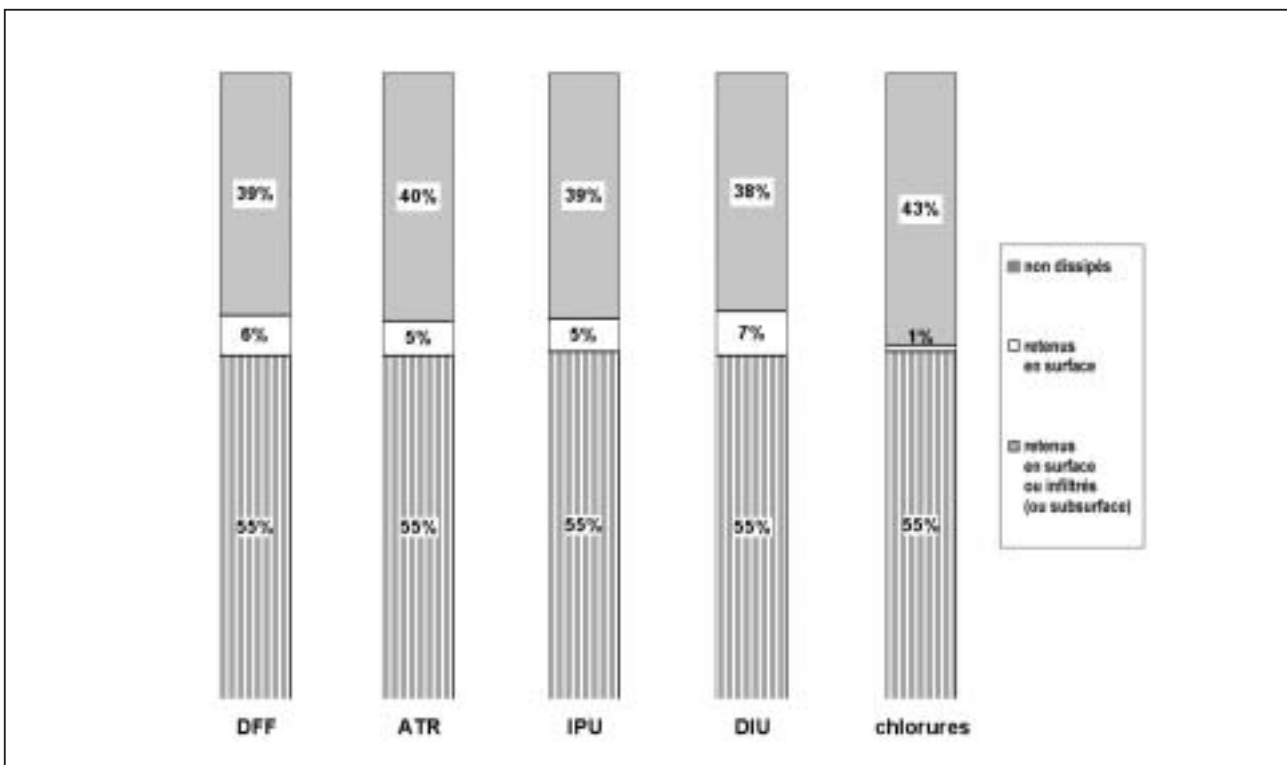
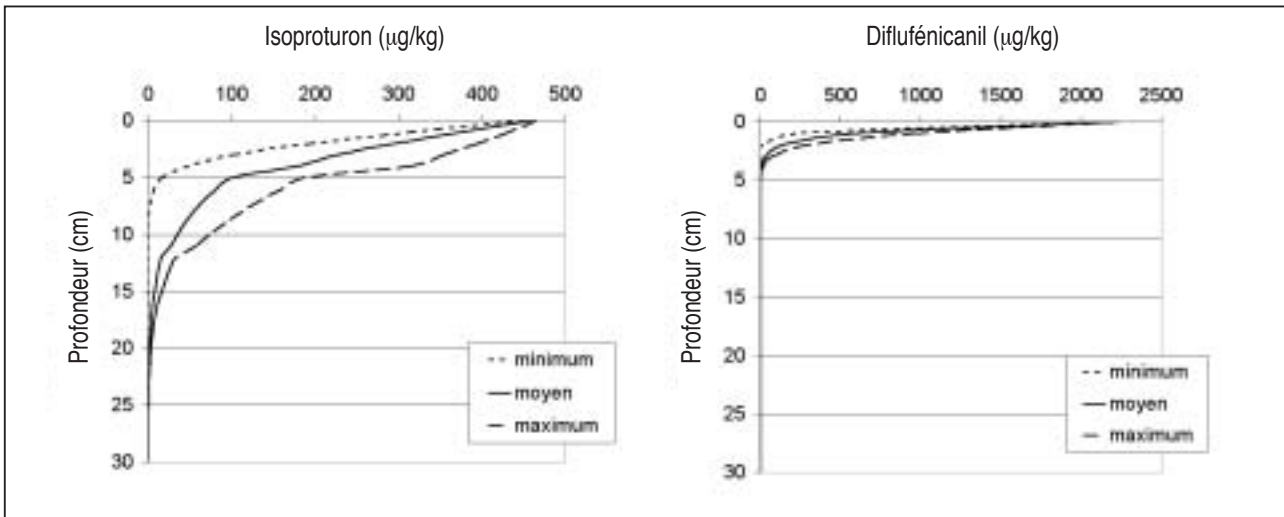
Figure 9 - Répartition de la quantité totale de produits phytosanitaires entrée dans le système pour l'expérience C (février 2000)**Figure 9** - Distribution of total pesticide flow for experiment C**Figure 10** - Répartition de la quantité totale de produits phytosanitaires entrée dans le système pour l'expérience D (février 2000)**Figure 10** - Distribution of total pesticide flow for experiment D

Tableau 5 - Résultats des analyses de sol de l'expérience C (en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de sol sec)**Table 5** - Experiment C soil analysis results (in $\mu\text{g}/\text{kg}$ of dry soil)

Profondeur (en cm)	DFF	DIU	IPU	ATR
0-20	8	9	6	6
20-30	<2	<2	<2	2
30-40	<2	<2	<2	<2

Tableau 6 - Comparatif entre les quantités de produits phytosanitaires dissipées et adsorbées au sol**Table 6** - Comparison between pesticides amounts dissipated and retained by soil

	Exp C (Février 2000)			
	DFF	ATR	IPU	DIU
Quantité dissipée (μg)	12846	77734	79875	60367
Quantité adsorbée au sol (μg)	6576	7398	4932	4932

Figure 11 - Profils de concentration totale en isotroturon et en diflufenicanil dans le sol de la bande enherbée simulés à l'aide d'Hydrus-1D**Figure 11** - Profiles of total concentration in isotroturon and diflufenicanil in the soil of grassed strip simulated with Hydrus-1D

quer soit par un écoulement latéral au sein de la partie superficielle de la bande enherbée, soit par des écoulements préférentiels verticaux au sein de la bande (non échantillonnés lors du prélèvement réalisé à la tarière, *tableau 5*, et non simulés par Hydrus1D qui ne prend en compte que l'écoulement convectif-dispersif dans la matrice du sol). Ces deux hypothèses conduisent à des conséquences environnementales très différentes. Il importera donc de pouvoir trancher entre les deux lors d'une étude ultérieure.

CONCLUSION

Grâce à une bonne maîtrise des paramètres expérimentaux, la simulation de ruissellement a permis de préciser certaines hypothèses sur les mécanismes conditionnant le devenir des produits phytosanitaires au travers d'un dispositif enherbé. Les expériences mises en œuvre confortent les résultats obtenus précédemment sur le site de la Jaillière sur le rôle prépondérant de l'infiltration dans la dissipation des produits phytosanitaires. Cependant, des zones d'ombre

demeurent sur le devenir exact du flux polluant qui s'infiltré. Les résultats d'infiltrométrie conduisent à l'idée qu'il existerait des écoulements horizontaux de subsurface ou des phénomènes d'infiltration rapide via la macroporosité qui pourraient entraîner la contamination d'une nappe peu protégée. La possibilité de transfert rapide via la macroporosité du sol enherbé est par ailleurs suggérée par des résultats d'infiltration d'isoproturon sur des colonnes de sols prélevées sur le site de la Jaillière (Benoit *et al.*, 2000). Cette hypothèse doit cependant être considérée avec prudence et devrait être vérifiée dans le cadre de recherches menées actuellement.

Au sujet de la rétention des produits phytosanitaires à la surface du dispositif enherbé, les résultats obtenus sont particulièrement intéressants puisqu'ils permettent de revoir l'hypothèse d'une fixation à peu près équivalente entre les produits. Lors des expériences réalisées, la capacité de rétention des molécules à la surface de la bande herbeuse peut être importante mais est très variable en fonction de leurs propriétés physico-chimiques. Les produits à faible *K_{oc}* ne sont quasiment pas retenus à la surface du dispositif alors que celui qui a le plus fort pouvoir d'adsorption est retenu jusqu'à 70 % en terme de concentration y compris pour des débits de ruissellement assez élevés. Cette différence entre capacités de rétention est validée par les travaux de Madrigal *et al.* (2002).

Il convient cependant de souligner que les expériences de simulation de ruissellement et d'infiltrométrie ne reproduisent pas à l'identique les phénomènes qui ont lieu en conditions naturelles. En particulier, ils ne tiennent pas compte des produits phytosanitaires véhiculés sous forme adsorbée aux particules du sol. Les données obtenues permettent cependant d'avancer dans la compréhension de certains processus mais doivent être confrontées à d'autres résultats d'expériences qui s'attacheront en particulier à mieux décrire les transferts de substances infiltrées sous les dispositifs enherbés. La modélisation du fonctionnement local d'un dispositif enherbé, dont nous n'avons présenté qu'une ébauche très préliminaire, doit être poursuivie et développée dans le cadre des programmes en cours. Elle devrait permettre d'envisager des perspectives d'extrapolation à d'autres types de sols avec des propriétés hydrodynamiques variées ainsi qu'à d'autres dispositifs tampons (espaces boisés, zones humides).

REMERCIEMENTS

Ce travail a été financé par le programme GESSOL du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et un programme DGER du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

BIBLIOGRAPHIE

- Asmussen L.E., White A.W., Hauser E.W. et Sheridan J.-M., 1977 - Reduction of 2,4 D load in surface runoff down a grassed waterway. *J. Environ. Qual.*, 6, 159-162.
- Baker J.-L., Mickelson S.K., Hatfield J.-L., Fawcett R.S., Hoffman D.W., Franti T.G., Peter C.J., Tierney D.P., 1995 - Reducing herbicide runoff : role of best management practices. *British Crop Prot. Conf. - Weeds - BCPC Publications*, Farnham, 479-487.
- 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, 121-129.
- Benoit P., Barriuso E., Vidon P., Réal B., 2000 - Isoproturon movement and dispersion in undisturbed soil cores from a grassed buffer strip. *Agronomie*, 20, 297-307.
- Bouma J., Hole F.D., 1971 - Soil structure and hydraulic conductivity of adjacent virgin and cultivated pedons at two sites : a Typic Argiudoll (silt loam) and a Typic Eutrochrept (clay). *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35, 316-319.
- Coquet Y., Boucher A., Labat C., Vachier P., Roger-Estrade J., 2000 - Caractérisation hydrodynamique des sols à l'aide de l'infiltromètre à disques : aspects théoriques et pratiques. *Etude et Gestion des Sols*, 7(1), 7-24.
- Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles (CORPEN), 1997 - Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 87 pp.
- Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., Shanholtz V.O., Mostaghimi S., Magette W.L., 1986 - Use of vegetative filter strips to minimize sediment and phosphorus losses. Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia Water Resources Research Center Bull., 67 pp.
- Garon-Boucher C., juin 1998 - Rétention des produits phytosanitaires par les végétaux des fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain. Cemagref - Université Claude Bernard de Lyon, Mémoire de DEA, 32 pp + annexes.
- Gril J.-J., Réal B., Patty L., Guyot C., Arlot M.P., 1994 - Simulation de ruissellement sur le dispositif enherbé de la Jaillière. Essai d'utilisation du bleu de méthylène comme traceur des circulations préférentielles et de l'adsorption. Rapport Cemagref-ITCF-DERF, 9 pp + annexes.
- Gril J.-J., Badel E., Patty L., Dutertre A., Mocquet M., mai 1996 - Caractérisation et dimensionnement des dispositifs enherbés. Mise au point d'une méthode d'évaluation : La simulation de ruissellement avec utilisation d'un traceur coloré. Cemagref - ITCF, 24 pp + annexes.
- Gril J.-J., Gouy V., Carlier N., 1998 - Processus de transfert par ruissellement, de la parcelle au bassin versant. Dans "Agriculture et Environnement" Colloque d'hydrotechnique, 159^e Session du Comité Scientifique et Technique, Paris, 18 et 19 Nov 1998. Publication S.H.F., 31-38.
- Lecomte V., Le Bissonnais Y., Renaux B., Couturier A., Ligneau L., 1997 - Erosion hydrique et transferts de produits phytosanitaires dans les eaux de ruissellement. *Cahiers Agricultures*, 6, 175-183.
- 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*, 26, 1493-1502.
- Madrigal I., Benoit P., Barriuso E., Etiévant V., Souiller C., Réal B., Dutertre A.,

- 2002 - Propriétés de rétention de deux herbicides, l'isoproturon et le diflufenicanil dans des différents sols de bandes enherbées. (Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Partie. 2). *Etude et Gestion des Sols*. Volume 9, n°4
- Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer R.E. et Wood J.-D., J.-D., 1989 - Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Trans. ASAE*, 32, 663-667.
- MAPA (Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation), Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, août 1995 - Substances actives phytosanitaires : Caractéristiques utiles pour l'évaluation du comportement de quelques substances actives dans l'environnement.
- Mersie W., Seybold C.A., Mc Namee C., Huang, J., 1999 - Effectiveness of switch grass filter strips in removing dissolved atrazine and metolachlor from runoff. *Journal of Environmental Quality*, 28, 816-821.
- 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 pp.
- Nielsen D.R., Biggar J.W., Ehr K.T., 1973 - Spatial variability of field-measured soil-water properties. *Hilgardia*, 42, 215-259.
- Parsons J.E., Daniels R.B., Gilliam J.W., Dillaha T.A., 1991 - The effect of vegetation filter strips on sediment and nutriment removal from agricultural runoff. *Proc. Environ. Sound Agric. Conf.*, 324-332.
- Patty L., mars 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. Cemagref - Université Joseph Fourier de Grenoble, Thèse, 217 pp.
- Patty L., Réal B., Gril J.-J., 1997 - The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science*, 49, 243-251.
- Réal B., Patty L., Masson E., 1997 - Bandes enherbées : Un frein au ruissellement des produits phytos. *Perspectives Agricoles*, 221, 40-43.
- Réal B., 1998 - Etude de l'efficacité des dispositifs enherbés. ITCF-Agence de l'EAU. Campagnes 1993-94, 1994-95, 1995-96. Septembre 1998.
- Revol P., Kosuth P., Ruelle P., Thony J.-L., Vachaud G., Vauclin M., 1996 - Caractérisation hydrodynamique des sols par infiltration axisymétrique : comparaison au champ de plusieurs approches. Milieux poreux et transferts hydriques, *Bull. du G.F.H.N.*, 27-38.
- Reynolds W.D., Elrick D.E., 1991 - Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 633-639.
- Reynolds W.D., Bowman B.T., Brunke R.R., Drury C.F., Tan C.S., 2000 - Comparison of tension infiltrometer, pressure infiltrometer, and soil core estimation of saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 478-484.
- Schmitt T.J., Dosskey, M.G., Hoagland, K.D., 1999 - Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality*, 28, 1479-1489.
- Simunek J., van Genuchten M. T., 1997 - Estimating unsaturated soil hydraulic properties from multiple tension disc infiltrometer data. *Soil Sci.*, 162, 383-398.
- Simunek J., Sejna M., van Genuchten M. T., 1998 - The HYDRUS1D software package for simulating the movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media, version 2.0. US Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California, 164 p.
- Simunek J., van Genuchten M. T., 2000 - The DISC computer software for analyzing tension disc infiltrometer data by parameter estimation, version 1.0. Research Report No 145. US Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California, 24 p.
- Tisdall J.-M., Oades J.-M., 1982 - Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33, 141-163.
- Vauclin M., 1983 - Méthodes d'étude de la variabilité spatiale des propriétés d'un sol. *In*: Variabilité spatiale des processus de transfert dans les sols. Colloque SHF-INRA, Groupe de travail "Dispersion en milieu poreux", Avignon, 24 au 24 juin 1982. Les colloques de l'INRA, n° 15, INRA Editions, pp. 9-43.
- Young R.A., Huntrod S.T. et Anderson W., 1980 - Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. *Journal Of Environmental Quality*, 9, 783-487.

