

# BANDES HERBEUSES ET LUTTE CONTRE LES POLLUTIONS DIFFUSES D'ORIGINE AGRICOLE

## Critères d'efficacité et conditions d'implantation

PAR

**Dominique TREVISAN**

SUACI MONTAGNE - GIS ALPES DU NORD  
(INRA-UMR/CARTEL), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

**Jean-Marcel DORIOZ**

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

avec la collaboration technique de **Jean-Paul MOILLE** et **Jean-Pierre BOSSE**

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

### RÉSUMÉ

*L'objectif de ce travail est d'apporter des références sur le fonctionnement des bandes herbeuses dans le contexte du bassin lémanique, pour lutter contre les transferts de MES, de phosphore et de produits phytosanitaires d'origine agricole diffuse. Il se justifie compte tenu du caractère généralement peu filtrant des sols du pourtour lémanique, pour lesquels il est généralement admis une faible efficacité des bandes herbeuses. En outre d'autres interrogations subsistent, notamment l'impact de différentes pratiques culturales, telles le retournement des engins agricoles ou certaines pratiques de production fourragère (amendement, pâturage). Néanmoins, on luttera en première priorité contre le ruissellement superficiel au niveau de la parcelle elle-même par le choix d'itinéraires culturaux appropriés. Les bandes herbeuses n'apportent qu'une contribution complémentaire à la réduction des apports de nutriments et de polluants au Léman.*

*Pour apporter des règles et recommandations pratiques en terme d'implantation et d'entretien des bandes, notre démarche a reposé sur une analyse comparative de la diversité des situations agro-pédologiques des rives du Léman. On a effectué des observations portant sur la nature et la qualité physico-chimique du ruissellement dans diverses configurations parcellaires "cultures annuelles amont - prairies aval", différentes entre elles par le type de sol, les pratiques culturales et les conditions météorologiques.*

*Les résultats acquis permettent de mettre en évidence :*

- *une efficacité variable des bandes en fonction de la nature des sols, avec un taux d'infiltration et une épuration du ruissellement limités mais non nuls dans le cas des sols à tendance hydromorphe;*
- *une rétention des quelques produits phytosanitaires étudiés, variable selon les propriétés physico-chimiques des sols, en particulier de leur statut organique;*
- *de fortes différences de comportement selon la nature concentrée ou diffuse du ruissellement;*
- *une dynamique saisonnière du fonctionnement des bandes, avec dans les périodes hivernales une baisse graduelle de leur capacité épuratoire au fur et à mesure de la saturation des sols;*
- *la probabilité de relargage des formes solubles du phosphore.*

*Un modèle général de fonctionnement est avancé et nous amène à préciser le potentiel d'épuration et le dimensionnement optimal des bandes en fonction des conditions agro-pédologiques, climatiques ou topographiques. On recommande une largeur de 5 mètres dans le cas des sols les plus filtrants du contexte étudié (sols limoneux - sableux) ou dans les autres situations de sol, si les rotations culturales ne présentent des risques de ruissellement que durant la période estivale. Dans les autres cas de figure, 10 mètres permettront de retenir une quantité significative de contaminants particuliers (80 à 90 %), si du moins le ruissellement présente une forme diffuse. Dans le cas contraire, avec une forme concentrée, cette largeur ne sera pas suffisante et c'est 20 mètres de bande herbeuse qu'il faut rechercher si on vise les mêmes niveaux d'abattement.*

*Enfin, les bandes doivent faire l'objet d'une gestion attentive. On ne peut leur attribuer simultanément des fonctions épuratoires et des fonctions productives, aussi tout amendement organique, apports de nutriments minéraux ou pâturage doivent-ils être proscrits. En revanche, il faut veiller à l'entretien calcique des bandes, avec si nécessaire, le recours à des chaulages pour assurer une rétention optimale des formes solubles du phosphore.*

*Les bandes herbeuses peuvent retenir une quantité non négligeable de contaminants mais leur capacité d'épuration est limitée dans les situations d'épisodes de ruissellement intense. Dans la mesure où, sous notre climat, les phénomènes de ruissellement sont en grande partie liés aux modes de conduite des cultures annuelles, il faut concevoir un plan d'ensemble de lutte contre les pollutions diffuses, qui permette avec des raisonnements relatifs aux techniques culturales et de travail du sol, à l'organisation du parcellaire et des rotations dans l'espace, de garantir la pleine efficacité des bandes.*

## 1. INTRODUCTION

L'objectif de ce travail est d'apporter des références et des connaissances nouvelles sur le fonctionnement et l'efficacité des bandes herbeuses dans le contexte du bassin lémanique. Il s'inscrit dans le cadre des efforts entrepris pour maîtriser les transferts diffus de phosphore et de contaminants associés d'origine agricole.

On appelle bande herbeuse une prairie ou une bande de prairie implantée à l'aval de cultures annuelles, ayant pour fonction l'interception du ruissellement et des différents contaminants (matières en suspension, nutriments, xénobiotiques) qu'il transporte.

Dans le contexte français du bassin lémanique, plusieurs travaux portant sur l'ordre de grandeur, les déterminants et les moyens de contrôle des flux de polluants associés au ruissellement des cultures annuelles, ont montré l'effet tampon des prairies et autres surfaces végétales tels que ripisylves ou surfaces boisées (VANSTEELANT et al., 1997; WANG et al., 1999; JORDAN - MEILLE et al., 1998). Ainsi lorsque le parcellaire est composé d'une mosaïque de cultures, de haies et de surfaces en herbe, les teneurs moyennes en phosphore total des eaux de surface sont faibles. Inversement, dans les situations de bassins versants où le développement des cultures de céréales a induit la restructuration du parcellaire et la disparition progressive des zones tampons, en particulier des prairies interstitielles, les cultures annuelles ruissellent directement dans les fossés. Il en résulte des teneurs en phosphore des eaux de surface très élevées, non compatibles avec les exigences de qualité d'eau requises pour limiter l'eutrophisation du lac.

Le rôle des bandes herbeuses et des surfaces en herbe dans la maîtrise des problèmes environnementaux liés au ruissellement a été observé dans de nombreux contextes et leur intérêt est universellement reconnu (LOWRANCE et al., 1985; DILLAHA et al., 1989). On s'accorde aussi sur le fait que l'abattement des charges contaminantes des eaux de ruissellement par les bandes herbeuses varie grandement d'un contexte à l'autre (PATTY et GRIL, 1994; OFEFP, 1996). Il est difficile donc de généraliser les recommandations de dimensionnement ou d'entretien des bandes, sans un examen préalable de leur fonctionnement dans les conditions climatiques, pédologiques ou agronomiques spécifiques de leur lieu d'implantation.

Dans le contexte du bassin lémanique, plusieurs problèmes demandent des compléments d'analyse.

Les recommandations relatives au dimensionnement des bandes herbeuses s'appuient en grande partie sur des résultats acquis par simulation de pluie, où les intensités d'averses et les conditions d'écoulement du ruissellement (écoulement en nappe, forts gradients hydrauliques dans la bande expérimentale) s'écartent fortement des conditions naturelles de plein champ (ruissellement diffus ou concentré, averses de faible intensité).

Dans les bas fonds ou dans les axes d'écoulement de l'eau, où les sols présentent un faible potentiel d'infiltration du ruissellement (TRÉVISAN et al., 1996), on peut se demander si les bandes herbeuses sont réellement efficaces.

Enfin, sur le pourtour français du Léman, les parcelles agricoles ont une petite taille. En l'absence de compensations financières ou contractuelles, l'implantation de bandes herbeuses ne peut s'envisager que dans la mesure où leurs fonctions environnementales sont doublées de fonctions agricoles (zone de manœuvre des engins agricoles, production d'herbe pour l'affouragement). Dans de telles conditions d'utilisation des bandes, on peut d'abord s'attendre à une canalisation du ruissellement dans les empreintes de roues, qui risque de réduire considérablement l'efficacité de la bande. Ensuite, il est probable que l'entretien des fonctions agronomiques des bandes (amendements organiques, pâturage, etc.) a aussi des incidences sur la rétention des polluants dans les bandes.

Il importe en conséquence de mesurer l'impact que peuvent avoir de telles conditions de sol ou de pratiques sur le maintien du potentiel tampon des bandes.

## 2. OBJECTIFS

Ce travail sera centré sur la reconnaissance des critères d'efficacité des bandes herbeuses vis-à-vis de la rétention des polluants transportés par le ruissellement, avec une référence particulière pour les matières en suspension et le phosphore. En complément, on réalisera un premier cadrage sur le potentiel de rétention des produits phytosanitaires.

On s'attachera dans ce but à comprendre le fonctionnement des bandes, dans les conditions réelles du terrain, c'est-à-dire lors d'averses naturelles, dans des parcelles aussi diverses que possibles, représentatives du contexte agro-pédo-climatique de la zone étudiée (sols lourds, zones de retournement des engins, possibilité d'utilisation agricole).

Les résultats attendus seront traduits en terme de guides et de recommandations pratiques à l'usage des exploitations agricoles et des gestionnaires, pour développer et maintenir le potentiel tampon des bandes herbeuses et contribuer à maîtriser l'impact de l'agriculture sur la qualité des eaux de surface. Seront notamment visées des règles relatives au dimensionnement, aux conditions d'implantation, d'utilisation et d'entretien des bandes herbeuses.

En principe, la lutte contre le ruissellement superficiel se fait en première priorité au niveau de la parcelle elle-même par le choix d'itinéraires culturaux appropriés. Les bandes herbeuses sont susceptibles d'apporter une contribution complémentaire à la réduction des apports de nutriments et de polluants dans les eaux. Les résultats attendus seront donc traduits en terme de guides.

## 3. CONNAISSANCES PRÉALABLES

### 3.1 Démarches et méthodes de mesure de l'efficacité des bandes

Différentes approches et méthodes de mesure de l'efficacité des bandes ont été développées.

Il peut s'agir de *méthodes indirectes*, avec par exemple des observations portant sur la biomasse végétale des ripisylves, indicatrice à long terme de la rétention de nutriments (FAIL et al., 1985) ou encore de mesures portant sur l'accumulation de sédiments, révélée par l'utilisation du Cs<sup>137</sup> (COOPER et al., 1985).

Ces méthodes sont difficiles à mettre en œuvre, aussi la majorité des auteurs ont-ils recours à des *méthodes directes* de mesure de l'efficacité des bandes herbeuses. On prélève dans ce cas de l'eau de ruissellement à l'amont et à l'aval des bandes herbeuses, dans le but d'analyser l'abattement des charges polluantes du ruissellement après son parcours sur la bande. Les dispositifs expérimentaux sont divers, le ruissellement pouvant être généré par des averses naturelles ou artificielles (MAGETTE et al., 1989; PATTY et GRIL, 1994; REAL 1998). L'ensemble culture - bande herbeuse est souvent délimité par des tôles fichées dans le sol; des gouttières permettent alors d'effectuer des prélèvements d'eau et des mesures des volumes écoulés pour accéder aux flux de polluants (DILLAHA et al., 1989). De tels dispositifs ne sont pas toujours faciles à mettre en place car ils exigent une infrastructure expérimentale assez lourde. Ainsi par exemple, dans le cas d'une averse faible de 10 mm, ruisselant sur une surface de 10 m x 10 m avec un très faible coefficient de ruissellement de 1 %, il faut déjà recueillir 100 litres d'eau de ruissellement. Ces problèmes amènent généralement les auteurs à réduire considérablement l'aire de mesure à quelques m<sup>2</sup>, maille souvent trop petite pour prendre en compte les effets de différents facteurs majeurs de ruissellement (fourrières, modelés linéaires liés au travail du sol, traces d'engins, etc.).

Face à ces difficultés, d'autres méthodes ont été développées, notamment l'usage de *capteurs de ruissellement*, placés à différentes distances de la culture émettrice de ruissellement (HUGHES et al., 1998). Ces capteurs permettent d'analyser les variations de concentration du ruissellement au fur et à mesure de son avancée dans la bande herbeuse. Ils apportent des informations relatives sur le fonctionnement des bandes (aire minimale de la surface d'infiltration du ruissellement, variabilité spatiale des concentrations du ruissellement) permettant des analyses comparatives de différentes situations cultures - bandes. D'implantation facile, ne nécessitant pas une infrastructure lourde pour la collecte des lames ruisselantes (seuils bétonnés, cuves, ...) ils sont particulièrement bien adaptés pour répondre à des objectifs de reconnaissance des critères d'efficacité des bandes dans une gamme large et concrète de situations de topographie, de sols et de cultures. Les informations recueillies par les capteurs doivent cependant être analysées avec précaution, car les volumes d'eau collectés peuvent à la fois correspondre à des phases de déclenchement ou de tarissement du ruissellement. La nature des eaux collectées peut également être affectée, notamment par des effets pièges à sédiments.

### 3.2 Facteurs contrôlant l'efficacité des bandes

Différents mécanismes sont impliqués dans la rétention des polluants par les bandes herbeuses : infiltration du ruissellement, filtration de l'eau par la végétation, adsorption des contaminants sur les particules de sol (matières organiques en particulier). Une fois interceptés dans les bandes, les contaminants peuvent être dégradés, assimilés, voire même relargués lors d'épisodes de ruissellement ultérieurs (DILLAHA et al., 1986).

La largeur de la bande est déterminante. En première approche, la rétention des polluants, pour des bandes de 5 mètres de large, est de l'ordre de 80 %, 60 et 70 % pour les matières en suspension, le phosphore et l'azote total (GAUTHIER, 1994; PARMELAN, 1994). D'autres facteurs conditionnent également le fonctionnement des bandes (pente, biomasse et couverture végétale, texture et teneur en matière organique du sol). Les conditions d'écoulement du ruissellement sont en outre déterminantes.

On distingue classiquement un ruissellement diffus (où des filets d'eau s'écoulent sur l'ensemble de la surface d'une parcelle) et un ruissellement concentré (où les filets d'eau convergent à la faveur d'un modelé tel qu'une trace de roue ou un talweg vers un point donné de la parcelle). Ce transfert au travers des bandes est accru lorsque la surface et la durée de contact entre les eaux de ruissellement et la bande herbeuse sont réduites, ce qui est le cas lors d'écoulements concentrés ou dans des situations de forts débits de ruissellement.

Dans certaines situations de fonctionnement (saturation des sites d'adsorption, accumulation progressive de sédiments sur la bande), il faut également noter que des relargages de contaminants ont été mis en évidence (BARFIELD et al., 1981; HAYES et al., 1981; DILLAHA et al., 1986).

Dans le cas particulier des produits phytosanitaires, différentes expérimentations ont permis de montrer que les bandes herbeuses limitent leur transfert dans des proportions assez importantes. Avec une largeur de 6 mètres, on a noté plus de 80 % de rétention de différents produits phytosanitaires; sur des bandes de 12 mètres, une rétention de près de 90 % a été enregistrée (REAL, 1998). Dans différentes études portant sur la distribution des produits phytosanitaires entre l'eau, les sols ou les sédiments, il a été montré que la teneur en matière organique, la quantité d'argile, le pH, la capacité d'échange cationique et la taille des particules affectent significativement la rétention des produits phytosanitaires. Cependant, la matière organique joue un rôle prépondérant (JORGENSEN et al., 1998). Pour rendre compte de ses effets, on mesure le Koc des produits phytosanitaires (constante d'adsorption sur la phase organique des sols), donnant le point d'équilibre entre la concentration Cs des molécules adsorbées sur la phase organo-minérale des sols et la phase liquide Cw :

$$C_s = C_w \cdot K_{oc} \cdot oc \quad \text{où } oc \text{ est la teneur en matière organique.}$$

Dans la mesure où Koc détermine en grande partie le risque de contamination de l'eau et compte tenu que cette constante n'est pas systématiquement déterminée, plusieurs travaux ont tenté d'approcher indirectement sa valeur. Ainsi LYMAN et al. (1990), cités par JORGENSEN et al. (1998) ont pu calculer, sur une centaine de molécules présentant une grande variété de configurations moléculaires, la valeur du coefficient d'adsorption Koc (l<sup>-1</sup>) :

$$\text{Log } K_{oc} = -0.55 \text{ log } S + 5.29 \quad \text{où } S \text{ est la solubilité des molécules dans l'eau } (\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}).$$

De cette première analyse, on retiendra que l'efficacité des bandes est très variable, en relation avec les caractéristiques climatiques et topographiques et plus généralement les propriétés hydrologiques et biologiques du système sol - végétation.

## 4. MÉTHODES ET SITES D'ÉTUDE

### 4.1 Dispositif de mesure

Pour apporter des références adaptées à la diversité des conditions de plein champ, on a implanté des capteurs de ruissellement dans différentes situations culture - bandes herbeuses. Ce choix se justifie dans la mesure où ces capteurs sont peu coûteux, simples à mettre en œuvre et de ce fait, bien adaptés pour analyser le fonctionnement des bandes, dans des conditions concrètes du terrain.

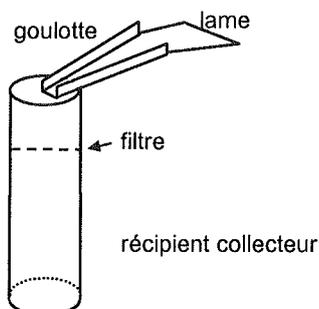


Figure 1 : Capteur de ruissellement

La figure 1 donne un schéma du capteur de ruissellement utilisé : il s'agit d'une goulotte placée à la surface du sol, recueillant l'eau de ruissellement et la déversant dans un récipient collecteur cylindrique de 20 cm de long et 5 cm de diamètre, placé dans un forage tubé du sol. Goulotte et récipient collecteur forment un ensemble solidaire dépassant la surface du sol, de façon à ce que les écoulements hypodermiques ne remplissent pas directement le récipient collecteur. Le récipient collecteur est muni d'une bague amovible supportant un filtre nylon de maille millimétrique ayant pour fonction d'empêcher la faune du sol (insectes, lombrics, mulots,...) d'être piégée. La goulotte présente en aval une lame de 15 cm de large, qui est enfoncée sous le mât racinaire, de façon à assurer une bonne continuité entre le dispositif et la surface du sol et permettre ainsi le bon écoulement du ruissellement.

L'ensemble du dispositif est surmonté d'un chapeau sous forme d'une plaque de 40 cm x 40 cm (non représenté dans la figure 1), dont le rôle est d'éviter le remplissage direct du tube collecteur par la pluie. Les différents éléments du dispositif sont réalisés en PVC.

Les capteurs sont disposés sur la bande selon deux schémas d'implantation (figure 2). Lorsque la bande présente une forme en talweg et que le ruissellement est concentré, les capteurs sont disposés de part et d'autre de la ligne principale d'écoulement. Lorsque le ruissellement s'écoule au contraire de façon diffuse, les capteurs sont disposés uniformément sur la bande.

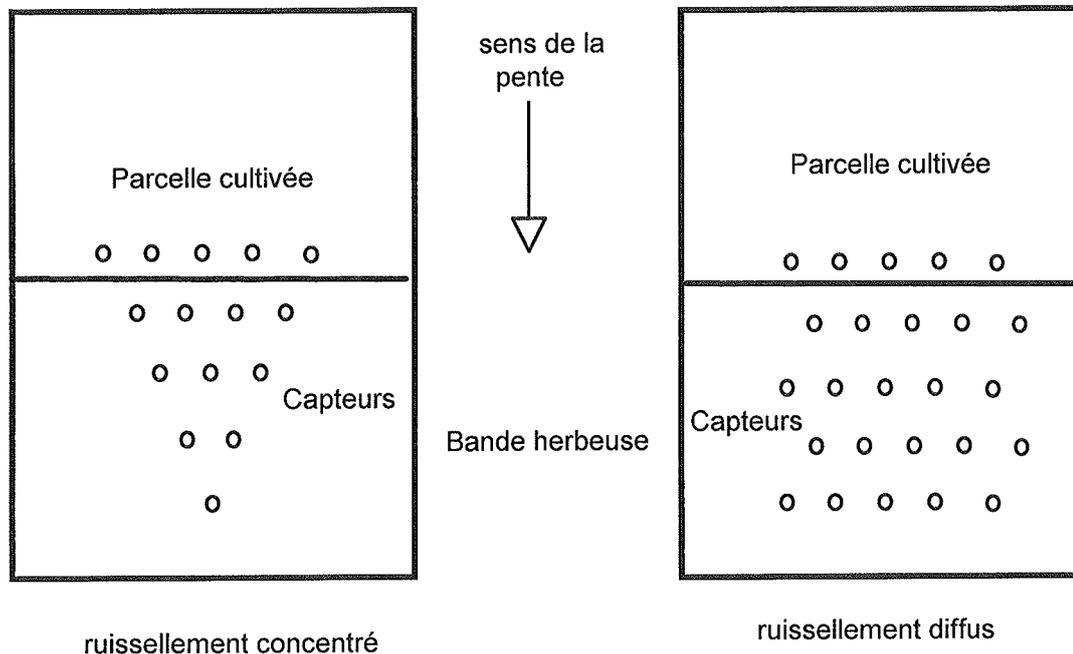


Figure 2 : Schéma d'implantation des capteurs

Selon la forme du ruissellement (ruissellement concentré ou diffus) et la configuration du site, les bandes herbeuses sont équipées de capteurs sur une direction perpendiculaire à la pente variant entre 10 et 20 m et une largeur X comprise entre 10 et 40 m. Les capteurs sont disposés en quinconce, sur des alignements qui dans le sens de la pente, sont distants entre eux de 2 à 2.5 m. Compte tenu de la distance importante séparant deux capteurs successifs d'une même ligne de pente (4 à 5 m), de la faible largeur de la lame de la goulotte et de l'aire réduite de ruissellement qu'elle capte, les capteurs amont n'influencent pas le comportement des capteurs aval.

#### 4.2 Sites de mesure

Rappelons qu'une des questions traitées dans cette étude est de préciser s'il est possible en implantant des bandes de concilier des objectifs environnementaux (lutter contre le transfert des polluants avec des prairies situées à l'aval de terres nues) et des fonctions agronomiques (valoriser l'herbe de ces prairies pour l'affouragement des animaux). On a donc cherché à équiper et suivre des prairies représentatives des différentes conditions d'utilisation agricole, en incluant dans les dispositifs des prairies de fauche ou des pâtures, pouvant recevoir des fertilisants organiques, être piétinées par les animaux ou encore utilisées pour les manoeuvres des engins agricoles.

Les bandes herbeuses équipées correspondent à des prairies fauchées ou pâturées situées à l'aval de parcelles cultivées. Le choix des sites est lié à différents critères :

- risque important d'émission de ruissellement, évalué selon la nature de la culture et ses modalités d'implantation (VAN STEELANT et al., 1997);
- contact continu entre parcelle cultivée et prairie aval (absence d'opérations tels que griffes de charrue ou surcreusements ayant pour fonction le détournement de l'eau de ruissellement).

Les capteurs ont été implantés durant deux périodes climatiques et culturelles différentes : une période "estivale", comprise entre avril et septembre 1998, et une période "hivernale", de décembre 1998 à mai 1999. Les principales caractéristiques des sites équipés sont données dans les tableaux 1 et 2.

TABLEAU 1 - Caractéristiques des sites de mesure de la période estivale (LA : limon fortement argileux; La : limon argileux)

Site	Sol	Nature culture / Précédent	Utilisation prairie	Type de ruissellement
1	LA	Maïs / Maïs	Fauche / pâture automne	Diffus
2	LA	Orge / Maïs	Fauche	Concentré
3	LA	Blé / Maïs	Fauche/ pâture automne	Diffus
4	La	Maïs / Maïs	Fauche	Diffus
5	LA	Blé / Maïs	Fauche	Diffus

Dans le cas du suivi réalisé en période estivale, deux types de sol sont représentés : les sols LA (limons fortement argileux, dont la teneur en argile est en surface comprise entre 25 et 35 %) et les sols La (limon argileux, teneur en argile comprise entre 20 et 25 %). Les sols LA sont développés sur moraine et présentent une organisation pélosolique, avec une perméabilité moyenne ( $K = 10^{-3} \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Le sol La est de type brun faiblement lessivé, développé sur placage colluvionnaire et a une perméabilité plus forte ( $K = 5\cdot 10^{-3} \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

Dans le cas de ce suivi estival, les prairies sont destinées à la fauche, les sites 1 et 3, proches du siège d'exploitation sont également pâturés à l'automne. Les cultures amont font toutes suite à une culture d'hiver. Le ruissellement est de type diffus, excepté pour le site 2, situé dans un talweg où le ruissellement est concentré.

TABLEAU 2 - Caractéristiques des sites de mesure de la période hivernale (LA : limon fortement argileux ; AL : argile limoneuse; LaS : limon sableux limoneux)

Site	Sol	Nature culture / Précédent	Utilisation prairie	Type de ruissellement
A	LA	Blé / Blé	Fauche	Diffus
B	LA/AL	Blé / Prairie	Fauche	Diffus
C	LA	Blé / Betterave	Pâturage	Concentré
D	LaS	Blé / Maïs	Fauche	Diffus

Dans le cas de la période hivernale, les sols des sites A et C sont du même type LA précédemment décrit. Le site B est par contre dans une situation de bas fond, de plus faible perméabilité. Il présente une texture LA/AL et des traces d'hydromorphie assez nettes dès 50 cm ( $K_s$  de  $3\cdot 10^{-3}$  à  $3\cdot 10^{-4} \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Enfin, le site D est développé sur un sol LaS, issu d'une formation alluviale, présentant un profil de sol brun modal, sans traces d'hydromorphie et de forte perméabilité ( $K = 5\cdot 10^{-3} \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

Les prairies sont destinées à la fauche (sites A, B, D) ou à la pâture (site C) exclusive. Le site A a fait l'objet d'un épandage épars de fumier (20 % de recouvrement de fumier en surface) deux semaines après l'implantation des capteurs de ruissellement. Le site C, sur lequel le ruissellement est concentré, a été pâturé un mois avant son équipement. Les précédents culturaux des cultures amont correspondent à des cultures de printemps, excepté pour le site B qui fait suite à un retournement de prairie.

La localisation des sites est donnée à la figure 3.

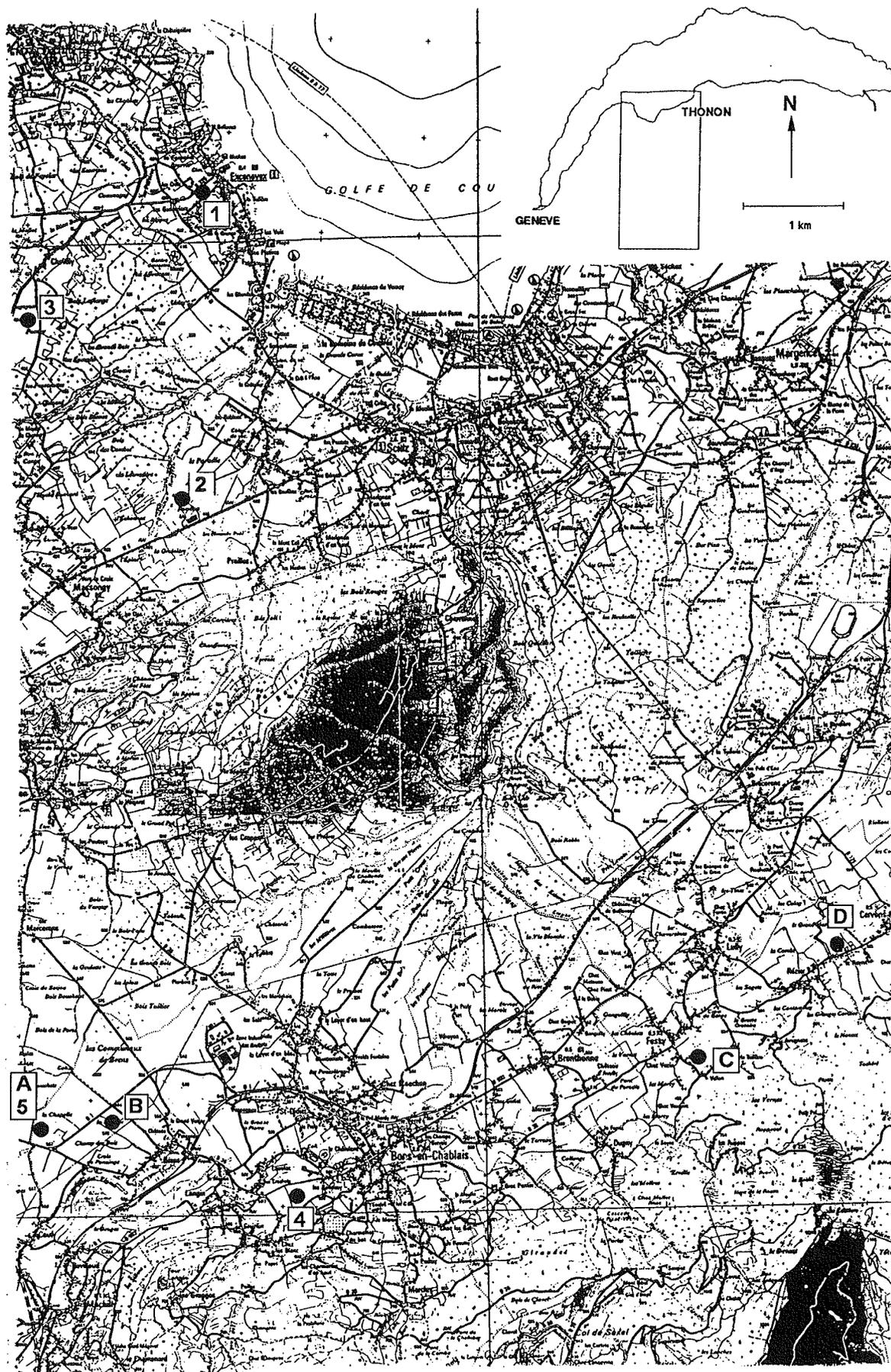


Figure 3 : Localisation des sites d'implantation des capteurs de ruissellement

### 4.3 Signification des données enregistrées par les capteurs

Compte tenu des limites des capteurs (échantillonnage d'eau variable selon la durée et l'intensité des épisodes de ruissellement) et pour juger de la représentativité des données qu'ils permettent de recueillir et finalement évaluer leur aptitude à révéler des différences de fonctionnement intersites, on a été amenés à effectuer des mesures complémentaires : chaque fois que possible lors d'averses érosives, de l'eau de ruissellement a été prélevée au voisinage des capteurs à l'aide d'une seringue de 100 ml. Les données issues de ces deux modes de prélèvement ont été confrontées pour juger de la signification des enregistrements des capteurs.

### 4.4 Suivi

Durant les périodes d'implantation des capteurs, des tournées de terrain ont été régulièrement organisées pour assurer la maintenance des dispositifs de prélèvement d'eau et collecter les eaux de ruissellement en vue de déterminer leur teneur en nutriments ou en produits phytosanitaires.

La maintenance des dispositifs a consisté à vérifier régulièrement le bon état d'implantation et de fonctionnement des capteurs de ruissellement :

- nettoyage des goulottes et des récipients collecteurs souillés par des insectes et l'activité des vers de terre ou des mulots;
- démontage des chapeaux protecteurs et des goulottes lors des fauches;
- déplacement des capteurs mal positionnés sur les trajets du ruissellement ou enfouis par les mulots.

### 4.5 Collecte de l'eau de ruissellement en vue de l'analyse des teneurs en nutriments et matières en suspension

#### 4.5.1 Prélèvements de l'eau des récipients collecteurs

La collecte de l'eau a été effectuée après des périodes pluvieuses remarquables. L'eau des récipients est filtrée à l'aide d'un tamis en nylon de maille millimétrique pour enlever des débris végétaux ou des insectes piégés, puis recueillie dans un flacon en vue d'analyses physico-chimiques.

Lors des collectes, différentes observations ont été notées :

- l'état de surface de la culture amont, avec des notations relatives aux différents faciès de la structure de la surface du sol, selon la méthodologie mise au point par BOIFFIN et al. (1988). On a en particulier relevé le recouvrement du faciès F0 (forte perméabilité), F1 (perméabilité moyenne) et F2 (faible perméabilité);
- la hauteur de végétation de la prairie et de la culture;
- la nature et le positionnement des traces d'écoulement d'eau de ruissellement;
- la hauteur d'eau dans les récipients collecteurs, avec éventuellement la hauteur des sédiments;
- les problèmes éventuels de positionnement du récipient collecteur (mauvais ancrage au tube de forage et soulèvement par effet flotteur);
- les souillures des goulottes ou des récipients collecteurs par la faune du sol (turricules, animaux piégés).

Les analyses d'eau, réalisées par le laboratoire de chimie de la station INRA de Thonon, ont porté sur les matières en suspension (MES, correspondant ici aux résidus retenus par un filtre de 0.45  $\mu\text{m}$ ), le phosphore total eau brute (Ptot), le phosphore soluble (Ps) correspondant au P total eau filtrée à 45  $\mu\text{m}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , Cl<sup>-</sup>. Lorsque les volumes d'eau recueillis étaient faibles, c'est l'analyse de Ps qui a été privilégiée. Au total, sur l'ensemble des deux périodes de suivi, près de 180 échantillons d'eau ont été ainsi analysés.

Des tournées de terrain ont été organisées durant des journées pluvieuses sur les sites n° 2 en été et sur l'ensemble des sites en hiver. Ces tournées ont permis d'observer le ruissellement des cultures amont, la forme de l'écoulement, son trajet dans les bandes herbeuses et de repérer ainsi les goulottes ou les capteurs mal placés par rapport au trajet du ruissellement. Ces observations ont également permis de définir la quantité maximale d'eau qu'il est possible de recueillir sur chaque site avec les capteurs de ruissellement. Ce volume potentiel de collecte d'eau est donné par le produit du volume du récipient collecteur par le nombre de capteurs bien disposés sur le trajet du ruissellement.

#### 4.5.2 Prélèvements de l'eau de la lame ruisselante

Lors d'averses érosives, on a effectué des prélèvements d'eau directement sur la lame de ruissellement, en pratiquant plusieurs aspirations d'eau dans des micro-dépressions de la surface du sol, à l'aide d'une seringue de vétérinaire de 100 ml et en veillant à ne pas mettre en suspension des agrégats ou des

particules sédimentées sur la surface du sol. Plusieurs échantillons de la lame de ruissellement ont ainsi été collectés le long de la ligne d'écoulement de l'eau, avec une distance moyenne entre chaque prélèvement d'environ 1 mètre. La collecte de l'eau a été organisée en commençant par le prélèvement le plus éloigné de la culture, puis en remontant progressivement vers cette dernière, ceci afin de ne pas perturber le trajet du ruissellement, ni de modifier sa charge en matières en suspension.

#### 4.6 Prélèvements d'eau en vue d'analyses des teneurs en produits phytosanitaires du ruissellement

Des échantillons d'eau du site B, collectés par les capteurs une semaine après un traitement phytosanitaire de la culture amont, ont fait l'objet d'une recherche spécifique de différentes substances actives. Les analyses ont été effectuées par le laboratoire du Service de la protection de la consommation du canton de Genève.

Le produit de traitement utilisé était du "Printagal", herbicide sélectif pour céréales d'hiver ou de printemps, destiné au traitement des dicotylédones. Ce produit agit par absorption foliaire et pénètre rapidement dans la plante. Il est efficace sur un grand nombre de mauvaises herbes dès leur levée, particulièrement sur les gaillets qu'il détruit à tous les stades du développement.

Le Printagal est composé de trois substances actives : le Fluroxypyr, dosé à 30 g/l, le Dichlorprop (320 g/l) et le 2,4 MCPA (100 g/l). Quelques propriétés de ces substances sont données dans le tableau 3.

TABLEAU 3 - Propriétés chimiques des substances actives du Printagal

Fluroxypyr	Dichlorprop	2,4 MCPA
Stable dans l'eau (T ½ = 185 j)	Stable dans l'eau (supérieur à 2 ans)	Stable dans l'eau
Solubilité dans l'eau : 91 mg/l	Solubilité dans l'eau : 360 mg/l	Solubilité dans l'eau : 825 mg/l
Décomposition microbiologique dans le sol : T ½ = 50 j	Décomposition microbiologique dans le sol : T ½ = 8 j	Décomposition microbiologique dans le sol : 3 à 4 mois.

Ces molécules présentent une bonne stabilité dans l'eau. Le Fluroxypyr se distingue du Dichlorprop et du 2,4 MCPA par un dosage plus faible (respectivement 10 fois et 3 fois plus faible) et une moindre solubilité dans l'eau (respectivement 4 fois et 10 fois plus faible).

#### 4.7 Traitements statistiques

On a tenté de mettre en relation différentes variables Y relatives à la qualité physico-chimique de l'eau (MES, P<sub>tot</sub>, P<sub>s</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) avec des variables explicatives x indépendantes, susceptibles de rendre compte du fonctionnement des bandes herbeuses. Différents modèles  $Y = f(x)$  ont été testés. Ils sont de forme  $Y = \alpha_0 + \beta_1(x_{1i}) + \dots + \beta_n x_n$  lorsque les variables x sont continues, ou de forme  $Y = \alpha_0 + \beta_{1i}(x_{1i}) + \dots + \beta_{ni}(x_{ni})$  lorsqu'elles sont nominales ou ordinales, avec  $\beta_i$  les coefficients d'ajustement des différentes classes  $x_i$ .

Les modèles sont retenus lorsque plusieurs conditions sont réunies : cohérence par rapport aux phénomènes biologiques et physiques; indépendance des différentes variables x entre elles; liaison significative entre chaque variable x et M; normalité des résidus. L'ensemble de ces traitements a été réalisé sous logiciel JMP, SAS System ©.

## 5. RÉSULTATS

### 5.1 Pluviosité des périodes de suivi et épisodes de ruissellement

La figure 4 donne un histogramme des pluviométries cumulées de mai à août, établi sur la base des données météorologiques enregistrées à Thonon-les-Bains depuis 1951. On voit que l'année 1998 figure dans le groupe des quatre années dont la pluviométrie est inférieure à 190 mm. Les conditions extrêmement sèches qui ont prévalu durant cette période n'ont permis d'analyser que deux épisodes de ruissellement. L'un d'eux a fait l'objet de prélèvements directs sur la lame d'eau ruisselante, circulant de façon concentrée sur le site 2.

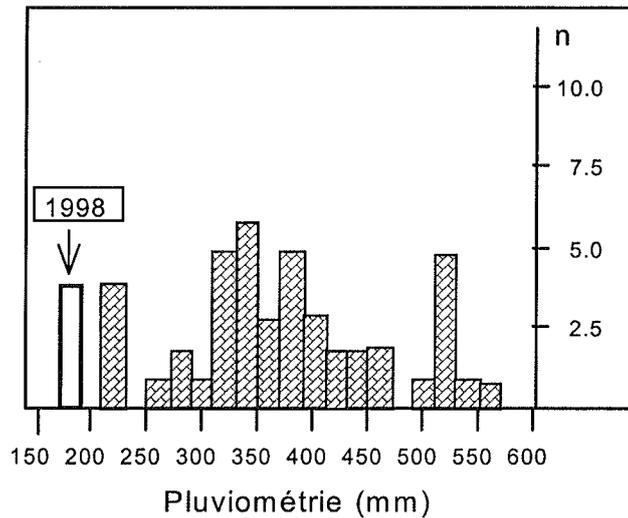


Figure 4 : Fréquences absolues (n : nombre d'années) des pluviométries enregistrées depuis 1951 durant la période mai - août. En blanc : groupe des 4 années dont la pluviométrie est inférieure à 190 mm. L'année 1998 est incluse dans ce groupe

Durant la période de suivi hivernal, les conditions pluviométriques sont par contre très différentes et les épisodes de ruissellement nombreux. La figure 5 donne la pluviométrie enregistrée durant le suivi hivernal et les différentes périodes de collecte d'eau.

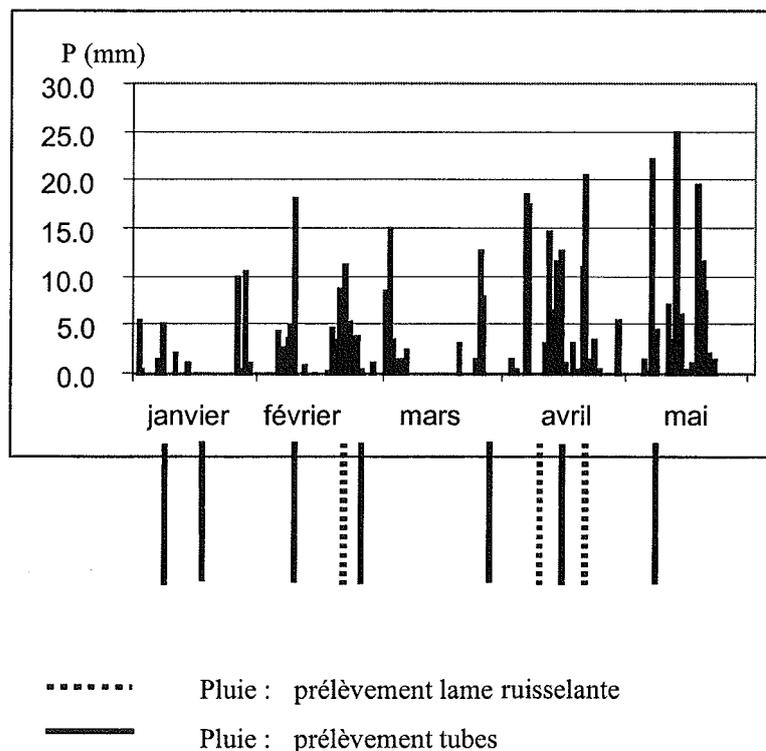


Figure 5 : Pluviométrie et épisodes de ruissellement durant le suivi hivernal

Durant ce suivi hivernal, 10 épisodes de ruissellement ont fait l'objet de prélèvements, soit directement dans la lame ruisselante, soit par les capteurs de ruissellement.

On examinera en premier lieu le fonctionnement et l'efficacité des bandes vis-à-vis de la rétention des matières en suspension et des nutriments, puis les conditions de rétention des produits phytosanitaires.

## 5.2 Efficacité des bandes vis-à-vis de la rétention des matières en suspension et des nutriments

### 5.2.1 Suivi estival

Dans le cadre du suivi estival, un nombre restreint d'averses a provoqué du ruissellement sur les sites 1, 3 (ruissellement diffus) et 2 (ruissellement concentré).

Sur le site 1, les capteurs ont permis de recueillir quelques échantillons d'eau au cours d'une averse tombée début avril. Les résultats d'analyse sont donnés à la figure 6.

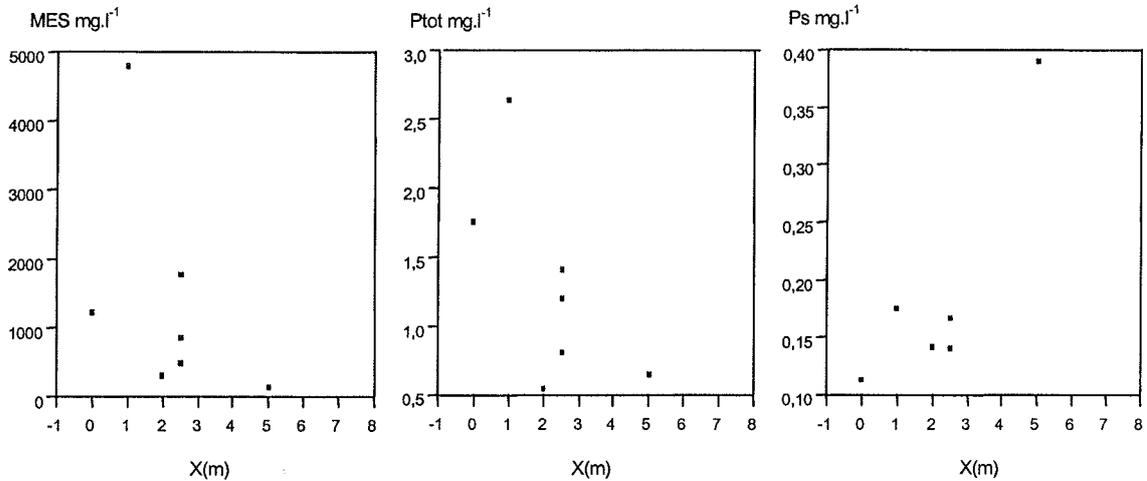


Figure 6 : Variation des MES, du P total (Ptot) et du P soluble (Ps) en fonction de la distance X de ruissellement (prélèvements capteurs)

On constate une décroissance des matières en suspension et du Ptot en fonction de la distance de ruissellement. Les teneurs baissent d'environ 90 % au bout de cinq mètres. Inversement, les teneurs en phosphore soluble augmentent au fur et à mesure de l'écoulement du ruissellement.

Sur ce même site 1, une seconde averse survenue fin avril a permis de recueillir quelques échantillons d'eau. Lors de cette averse, les volumes collectés étaient très faibles, notamment pour les grandes distances (figure 7). Lors de cette averse, compte tenu de la forte capacité d'infiltration du sol, la lame de ruissellement a un profil d'épaisseur en long très biseauté. Là aussi, les valeurs de Ps obtenues augmentent avec X : elles varient entre 0.03 et 0.06 mg.l<sup>-1</sup> en entrée de bande, alors qu'à 5 m on note une valeur de 0.77 mg.l<sup>-1</sup>.

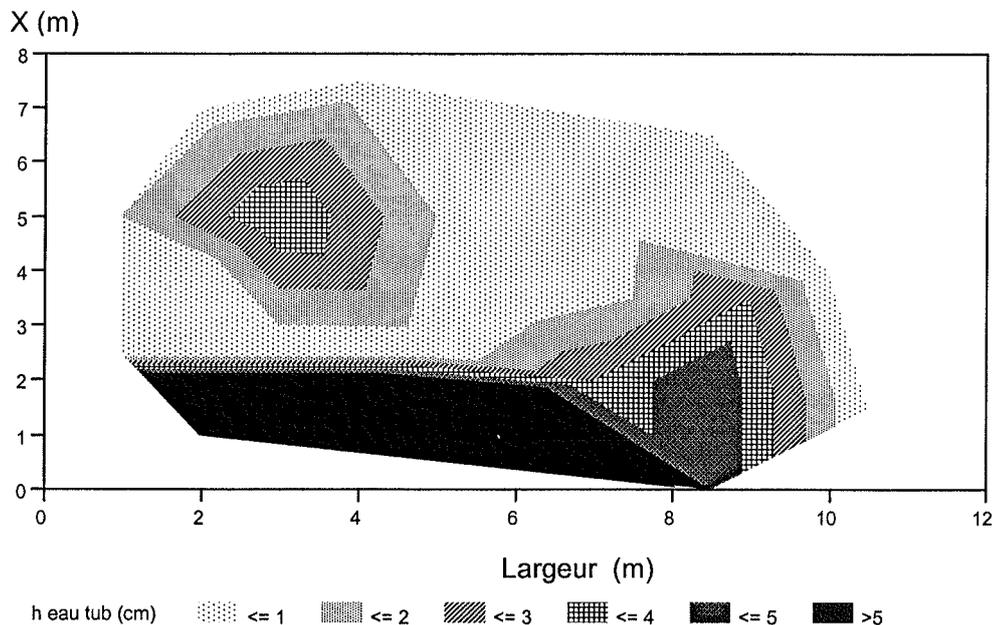
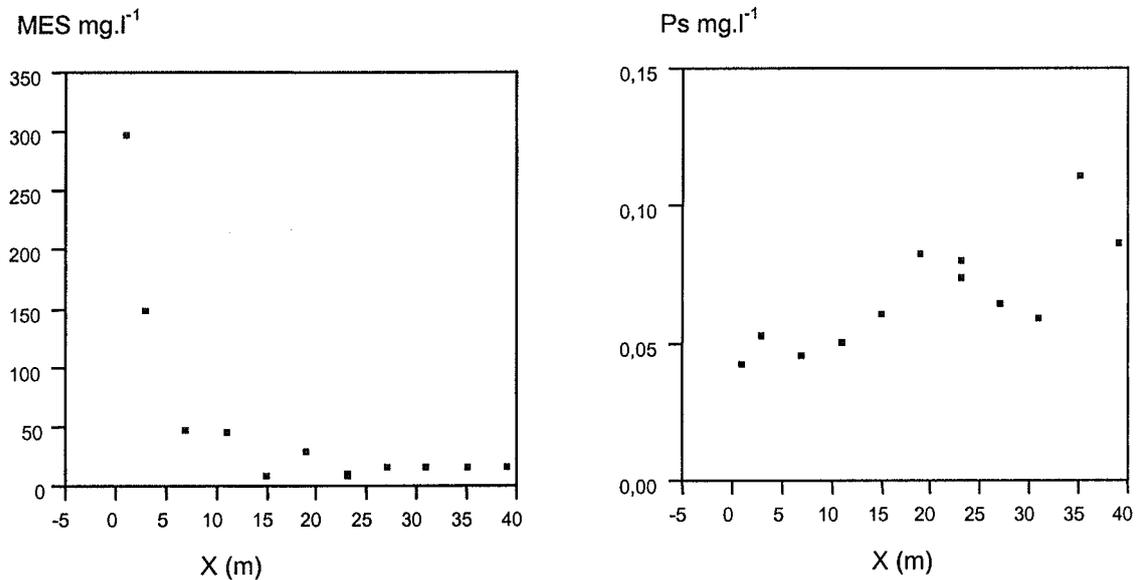


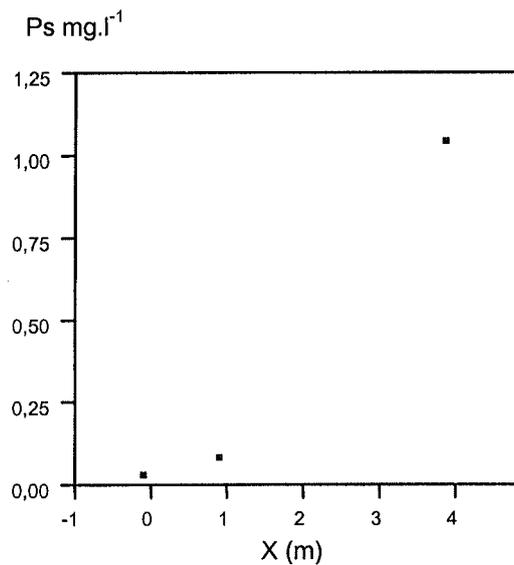
Figure 7 : Hauteur d'eau (cm) dans les récipients collecteurs (site 1). X = distance depuis la culture amont; Y = largeur de la bande.

Dans le cas du site 2, un ruissellement de début avril a été prélevé directement à la seringue (figure 8a). Les MES montrent une décroissance régulière en fonction de la distance X. Au bout de 20 mètres les teneurs chutent d'environ 90 % par rapport à leur valeur initiale. Dans le cas du Ps, on note par contre une évolution croissante en fonction de la distance X de ruissellement.

Pour le site 3, à cette même période, quelques échantillons de ruissellement ont été recueillis par un nombre restreint de collecteurs (figure 8b). L'eau récoltée a été analysée en vue de déterminer la teneur en Ps, et comme pour les prélèvements seringue, le Ps augmente avec la distance X.



a) Site 2 (prélèvement seringue)



b) Site 3 (prélèvement capteur)

Figure 8 : Evolution de Ps en fonction de la distance de ruissellement X (site 3)

Malgré le nombre restreint d'épisodes de ruissellement observés durant cette campagne estivale, quelques tendances peuvent être dégagées :

- des comportements opposés entre formes particulières des polluants (MES, P<sub>tot</sub>) et formes solubles (Ps), avec dans le premier cas une décroissance et dans le second une croissance des teneurs en fonction de la distance parcourue par le ruissellement;
- la réduction des teneurs des formes particulières est très variable d'un site à l'autre, avec une meilleure efficacité de la bande herbeuse dans le cas du site à ruissellement diffus (abattement de 90 % en 5 mètres) que dans celui à ruissellement concentré (abattement de 90 % en 20 mètres);
- l'accroissement des teneurs en Ps est par contre plus marqué dans le cas des sites à ruissellement diffus (teneurs dix fois supérieures après 5 mètres de trajet) que dans celui à ruissellement concentré (teneurs deux fois supérieures au bout de 40 mètres).

Ces observations suggèrent des phénomènes de rétention - filtration des formes particulières des contaminants, un relargage des formes solubles. La nature du ruissellement sur la bande est déterminante, avec une faible intensité de la rétention ou du relargage lorsque la surface de contact eau - bande est faible, comme c'est le cas lorsque le ruissellement est concentré.

### 5.2.2 Suivi hivernal

#### ► Conditions météorologiques, état de surface des cultures et circulation du ruissellement

Durant le suivi hivernal, la hauteur de végétation des parcelles cultivées augmente progressivement pour atteindre une valeur voisine de 30 à 40 cm vers la fin mai.

Dans la situation de sol alluvial filtrant LaS (site D), les faciès structuraux de la surface du sol sont dominés par le type F1, de forte perméabilité. Dans ce contexte alluvial filtrant, malgré la forte pluviosité de la période hivernale, seul un nombre limité de capteurs, distants de moins d'un mètre de la limite de la culture, ont permis de collecter du ruissellement.

Il y a par contre une dégradation structurale importante de la surface des cultures des situations de sol Limono-argileux (sites A, B, C) où très rapidement des faciès F2 se sont développés, pour recouvrir début janvier de 60 à 80 % de la surface du sol. Dans ces sites, le ruissellement s'est rapidement généralisé, comme le montre l'évolution des volumes cumulés d'eau recueillis de chaque épisode (figure 9). Entre début et fin février, pratiquement tous les récipients collecteurs étaient remplis : durant cette période, on voit que le volume d'eau total recueilli par les capteurs des différents sites atteint la valeur du volume potentiel de collecte d'eau (9'000 ml sur site C et 11'100 ml sur sites A et B). Ceci suggère qu'assez tôt au cours du suivi, le volume d'eau de ruissellement émis par les parcelles cultivées s'écoule dans sa quasi-totalité à la surface des bandes, avec un taux d'infiltration dans le sol probablement très limité. Cette hypothèse est également fondée par le fait que la forte pluviosité a rapidement amené les sols à un état hydrique proche de la saturation, comme en témoigne la présence d'eau relevée assez systématiquement dans les forages tubés des capteurs placés en dehors des trajets du ruissellement.

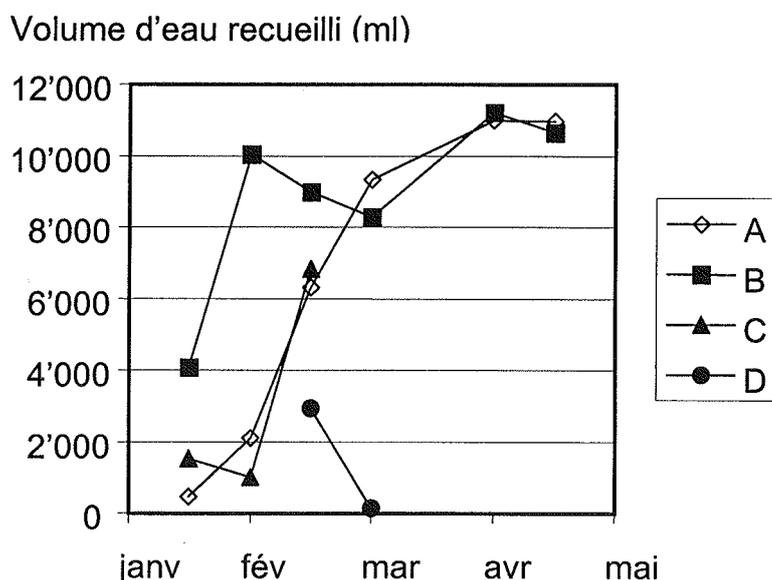


Figure 9 : Volume total d'eau recueilli par les capteurs de ruissellement durant le suivi hivernal

Durant le suivi, les profils de lame de ruissellement sont très différents. En début de suivi et quels que soient les sites, les lames ont un profil d'épaisseur biseaué en long, c'est-à-dire une épaisseur qui s'amenuise vers l'avant (figure 10). Par la suite et assez rapidement, les lames ont une épaisseur qui est assez constante, du fait de la saturation des sols (figure 11).

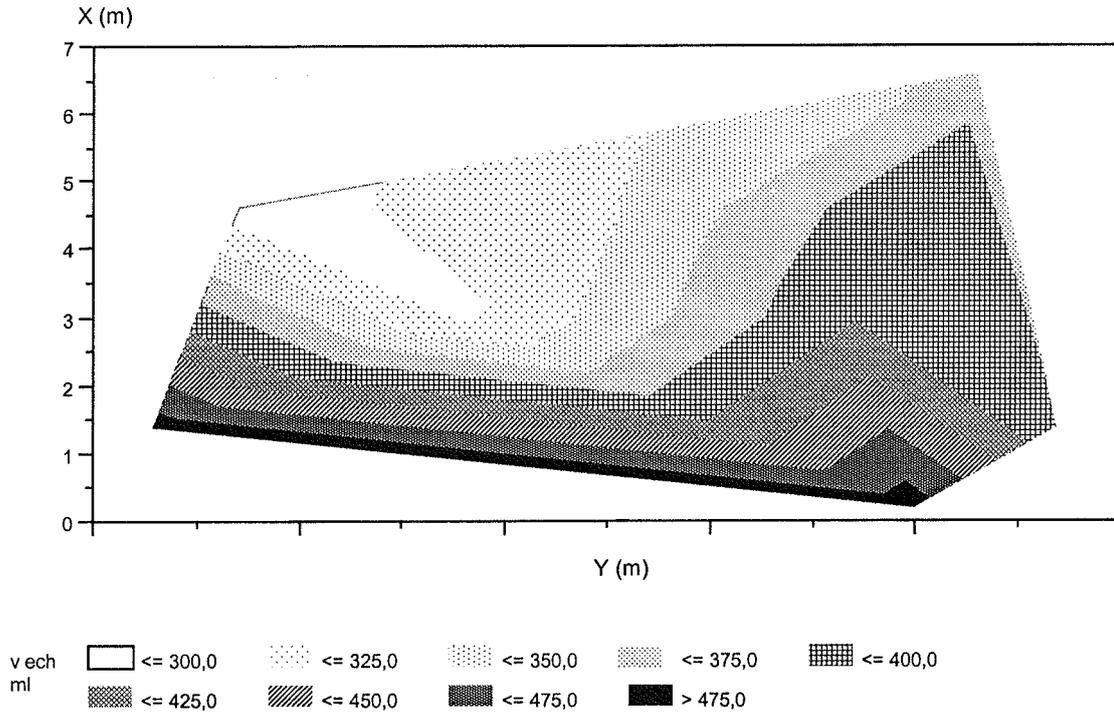


Figure 10 : Volumes d'eau des récipients collecteurs. Cas d'un épisode de début de suivi.  
X : distance depuis la culture amont, Y : largeur de la bande

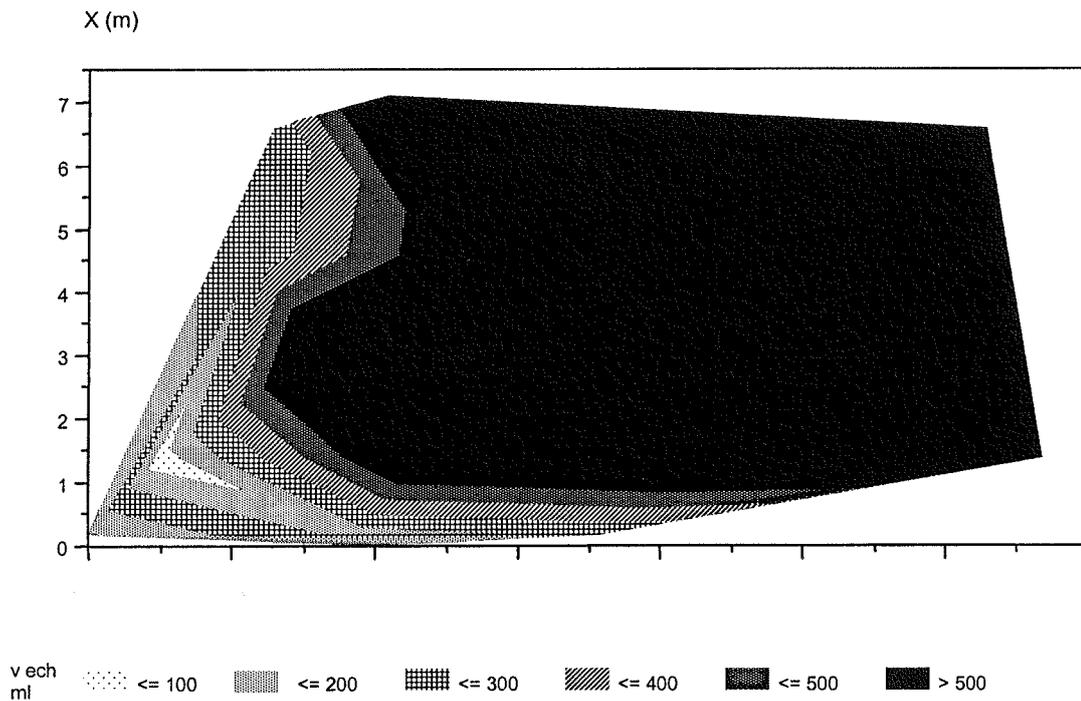


Figure 11 : Volumes d'eau des récipients collecteurs. Cas d'un épisode de fin de suivi.  
X = distance depuis la culture amont; Y = largeur de la bande

► **Echantillons d'eau prélevés directement dans les lames de ruissellement**

- **Teneurs en MES de la lame d'eau ruisselante**

Elles sont données à la figure 12. Les MES décroissent exponentiellement avec la distance X, par suite des phénomènes de rétention - filtration des particules au cours de l'écoulement du ruissellement. La décroissance est particulièrement nette (80 à 90 %) dans le cas des sites A et B à ruissellement diffus. Pour le site C à ruissellement concentré, la baisse est plus faible, de 70 à 80 %. On observe donc les mêmes comportements que ceux déjà notés durant les suivis estivaux, avec du fait d'un meilleur contact eau de ruissellement - bande, une rétention plus forte lorsque le ruissellement est de forme diffuse.

On remarque aussi que les MES initiales (teneur du ruissellement en entrée de bande) sont de plus en plus faibles au fur et à mesure de l'avancement de la saison (par exemple, pour le site A, la valeur initiale est de 90'000, 15'000 et 2'000  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  pour respectivement les prélèvements 1, 2 et 3. Ceci doit être mis en relation avec une augmentation progressive de la couverture végétale des parcelles cultivées (la végétation a une hauteur qui passe de 5 cm à 15 - 20 cm entre les prélèvements 1 et 3), qui en protégeant la surface du sol limite les effets splash et diminue ainsi la charge en MES du ruissellement.

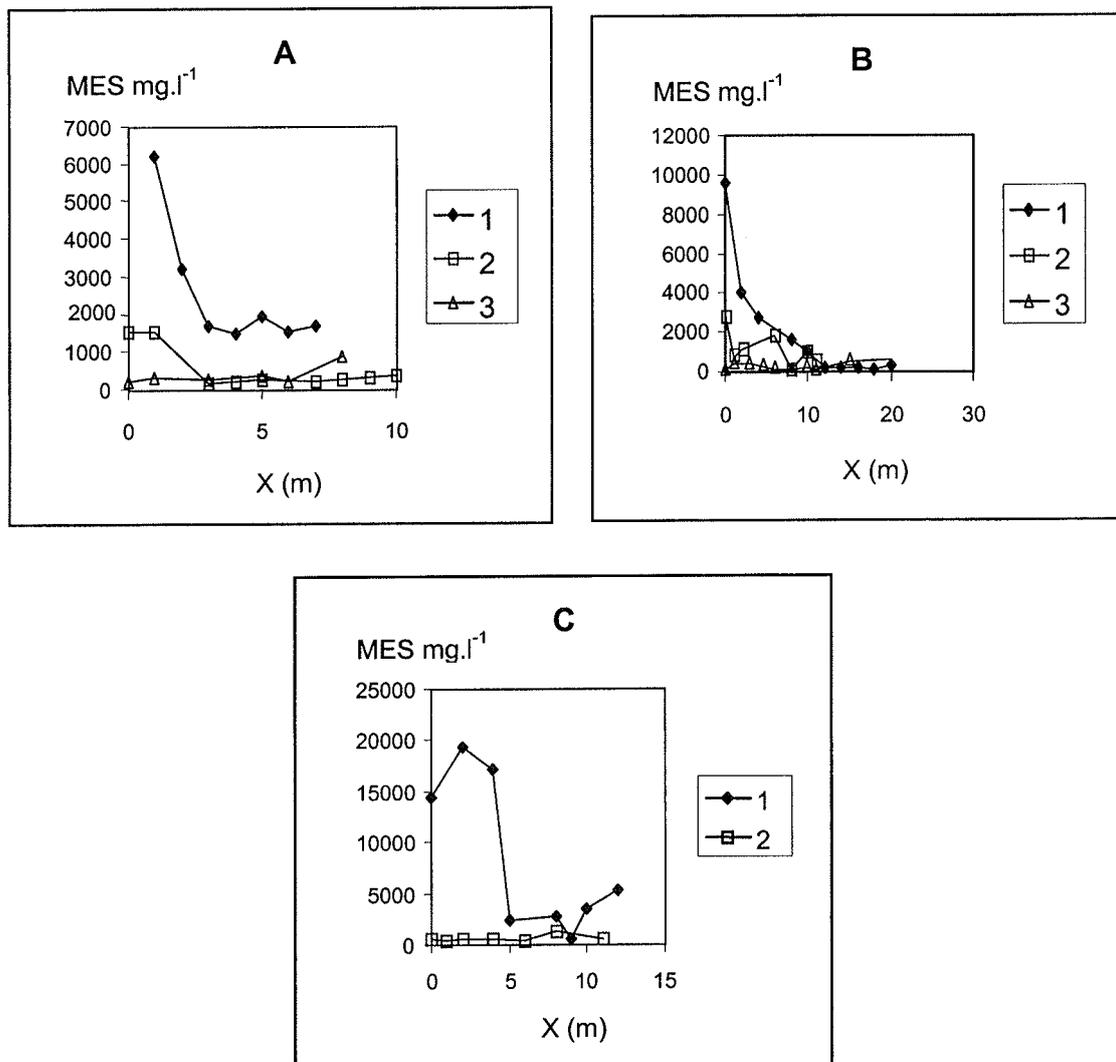


Figure 12 : Teneurs en matières en suspension dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

### - Teneurs en P<sub>tot</sub> de la lame d'eau ruisselante

Les tendances observées dans le cas des matières en suspension se retrouvent pour le phosphore total eau brute (figure 13). Il y a une décroissance exponentielle de la teneur P<sub>tot</sub> avec la longueur du trajet du ruissellement, avec des baisses apparemment plus affirmées pour les averses de début de suivi. Comme pour les MES, les teneurs initiales de P<sub>tot</sub> sont d'autant plus faibles que la saison est avancée et les bandes semblent plus efficaces pour retenir le P<sub>tot</sub> dans le cas des sites à ruissellement diffus.

Le fait que les comportements des MES et du P<sub>tot</sub> soient équivalents n'est pas surprenant; le P<sub>tot</sub> est en effet essentiellement sous forme particulaire (sur l'ensemble des analyses effectuées, les formes particulières du phosphore représentent en moyenne 87 % du phosphore total).

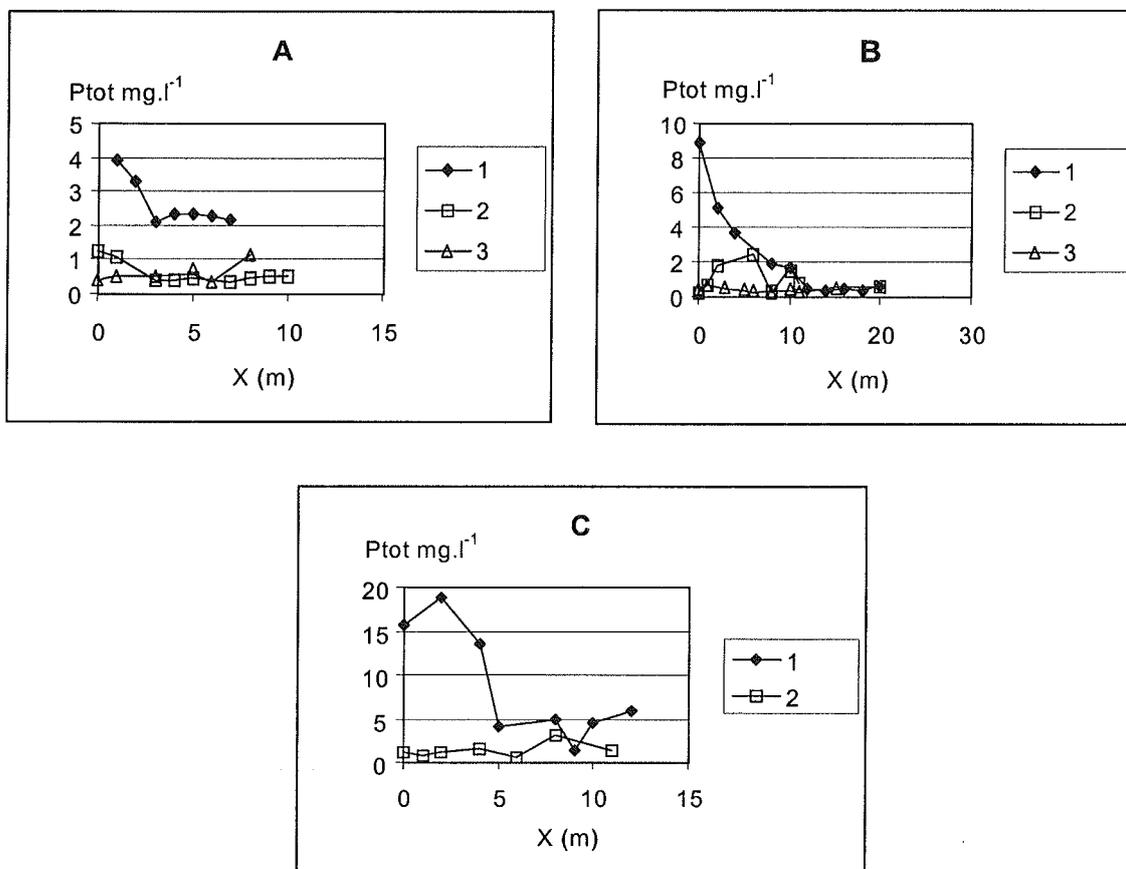


Figure 13 : Teneurs en P<sub>tot</sub> dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

### - Teneurs en P<sub>s</sub> de la lame d'eau ruisselante

Le comportement du phosphore soluble est très différent de celui des matières en suspension et du phosphore total (figure 14). On observe pour les premiers prélèvements une tendance à l'augmentation des teneurs en Phosphore soluble de la lame d'eau ruisselante. Par la suite, il y a par contre une tendance à la réduction des teneurs avec la distance. Ces résultats sont peut-être liés à un épuisement du stock superficiel en P des bandes avec la succession des épisodes de ruissellement. Il peut aussi s'agir d'effets liés à la dilution de la lame d'eau de ruissellement dans des flaques apparaissant en fin de saison au sein des bandes, par suite de leur saturation progressive en eau.

On note enfin que les teneurs des eaux de ruissellement sont assez différentes d'un site à l'autre, avec des valeurs plus élevées dans le cas des sites A et C récemment amendés, dont la surface est donc très riche en phosphore organique soluble.

L'ensemble de ces résultats suggère un relargage de formes solubles du phosphore depuis la surface des bandes, avec pour conséquence un enrichissement des eaux de ruissellement. L'intensité du relargage varierait en relation avec les conditions agro-pédologiques (richesse en P de la surface des sols des bandes) et la succession des averses, avec des enrichissements de moins en moins intenses au fur et à mesure de l'épuisement du stock superficiel de phosphore, en partie masqués par des effets de dilution du ruissellement liés à la saturation des bandes.

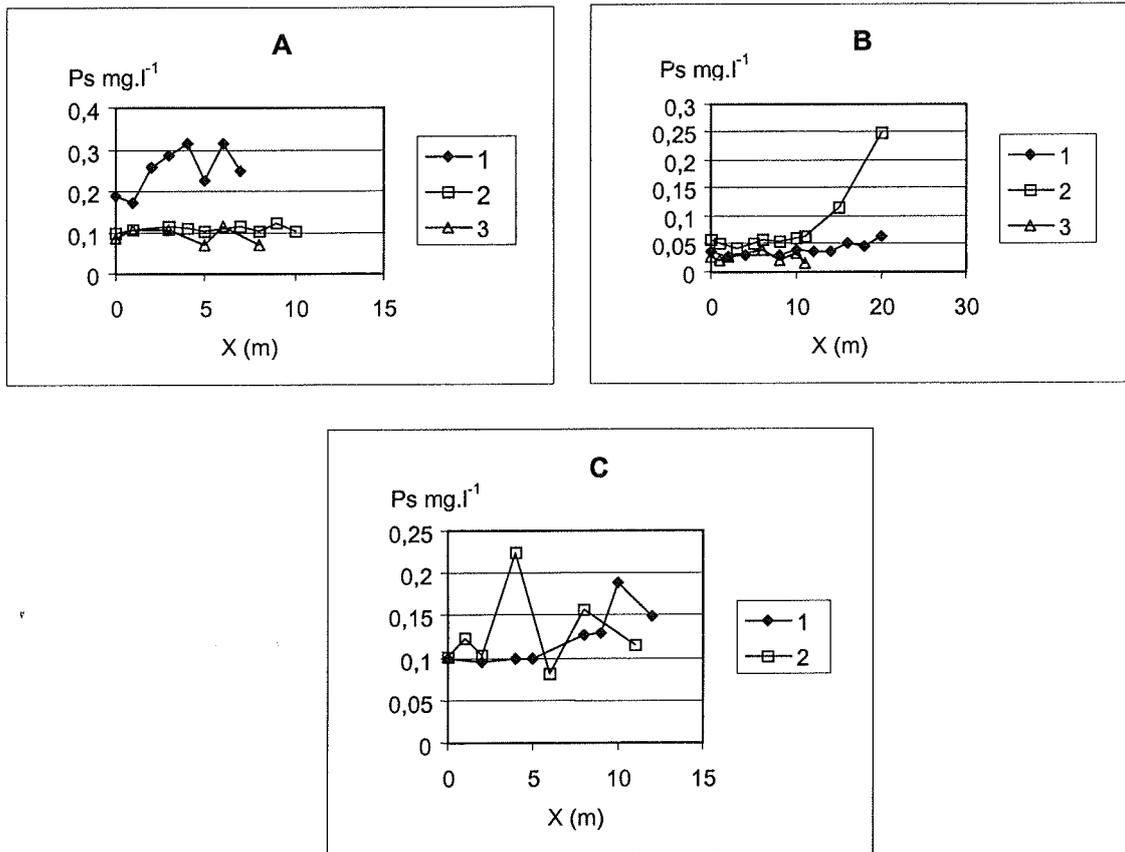


Figure 14 : Teneurs en phosphore soluble eau filtrée dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

#### - Teneurs en $\text{NO}_3^-$ et en chlorure de la lame ruisselante

On voit à la figure 15 que la concentration en  $\text{NO}_3^-$  de la lame ruisselante des sites A et C n'est pas influencée par la distance X. Il n'y a pas non plus d'effet significatif de X sur le chlorure (figure 16). Le comportement du site B montre par contre une nette tendance à la diminution de  $\text{NO}_3^-$  et de  $\text{Cl}^-$ . Dans ce site, les valeurs de  $\text{NO}_3^-$  baissent d'environ  $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  en entrée de bande à environ  $1.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  vers 20 m et celles de  $\text{Cl}^-$  chutent parallèlement.

Sur les sites A et C, les nitrates et le chlorure ne font donc que traverser les bandes, sans que des phénomènes de rétention soient perceptibles. Sur le site à B, il y a une baisse des teneurs qui ne peut pas s'expliquer par une assimilation biologique ( $\text{Cl}^-$  diminue parallèlement à  $\text{NO}_3^-$ ). Bien que des phénomènes de complexation puissent être évoqués, nous pensons que dans ce site à caractère hydromorphe, les baisses observées sont probablement liées à des phénomènes de dilution de la lame de ruissellement dans des flaques d'eau formées au sein des bandes.

Les comportements de Ps,  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{Cl}^-$  suggèrent finalement des stades successifs de fonctionnement hydrique des bandes. En début d'hiver il existe un certain potentiel d'infiltration, probablement faible mais non nul. Par suite des apports successifs d'eau pluviale et de ruissellement en provenance de la culture, les bandes sont progressivement saturées, jusqu'à émettre elles-mêmes du ruissellement.

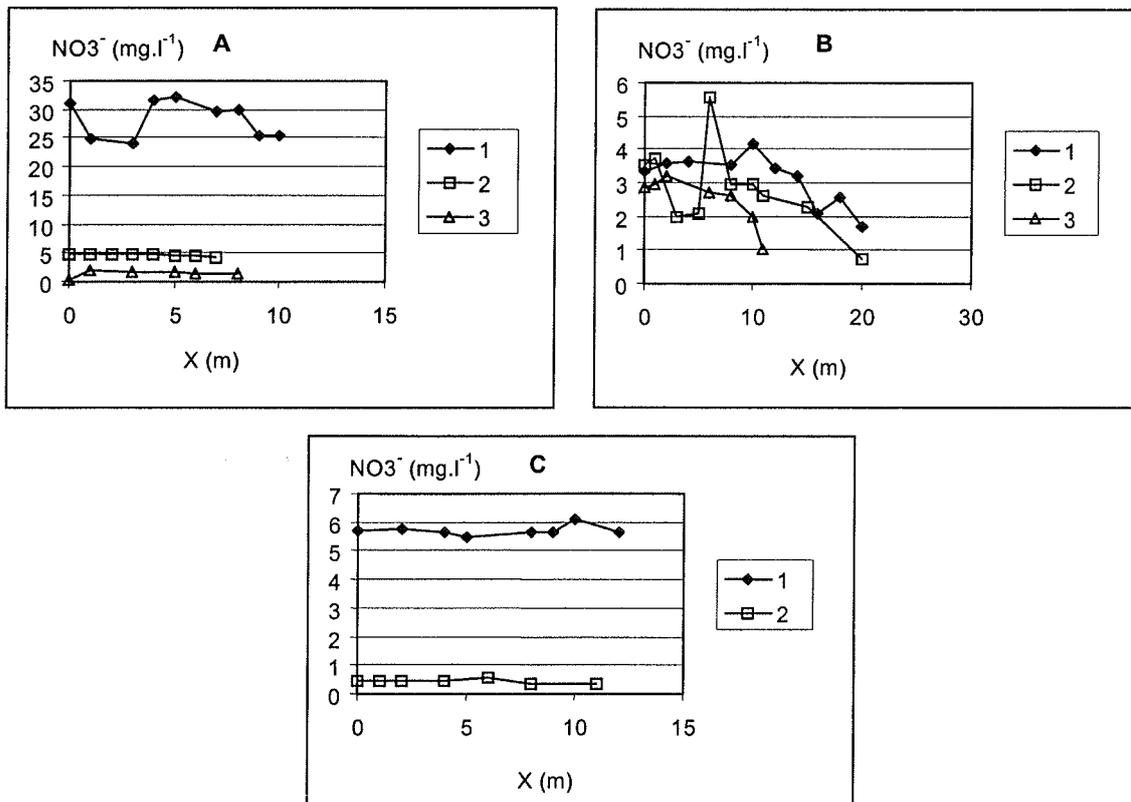


Figure 15 : Teneurs en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

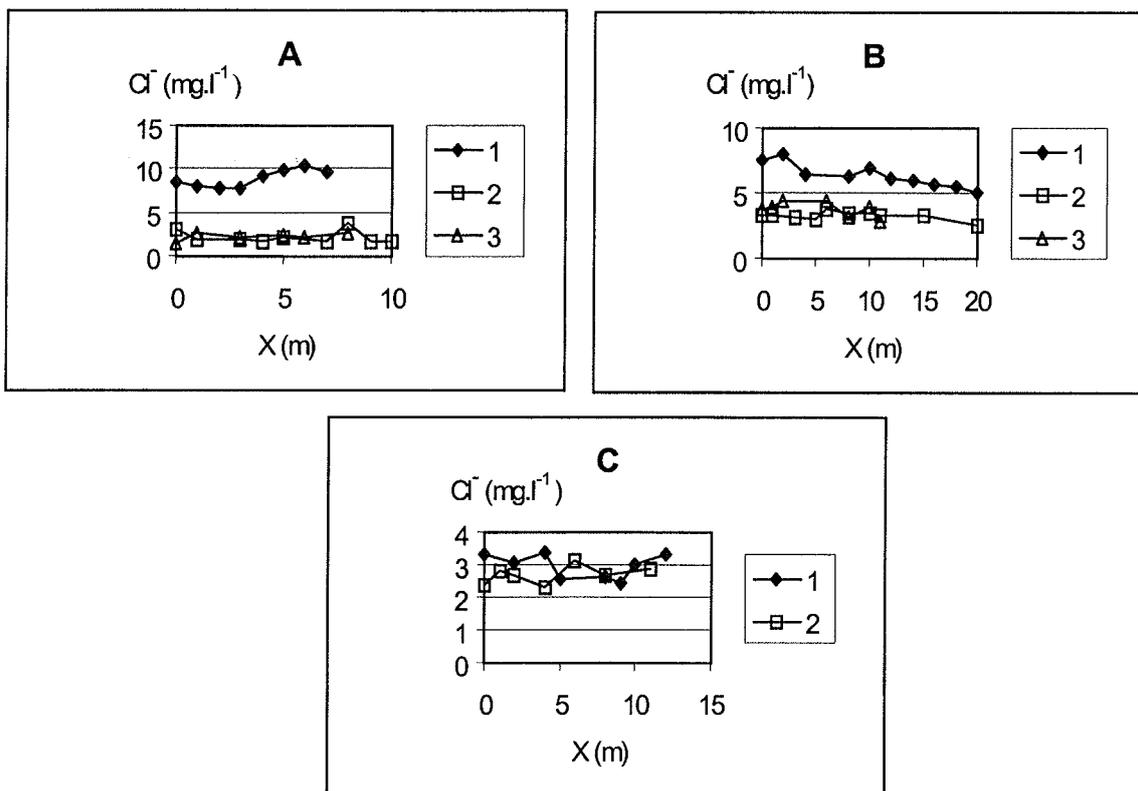


Figure 16 : Teneurs en Cl<sup>-</sup> dans les lames d'eau ruisselantes pour les sites A, B (ruissellement diffus) et C (ruissellement concentré), durant trois épisodes de ruissellement (1 : fin février; 2 : fin mars; 3 : fin avril)

► **Echantillons d'eau collectée par les capteurs de ruissellement**

Les différentes analyses physico-chimiques des échantillons des capteurs ont été rassemblées dans une même base de données afin d'étudier les liens existant entre plusieurs variables à expliquer Y (matières en suspension, phosphore total eau brute, phosphore total eau filtrée, phosphore total des sédiments) et différentes variables explicatives X relatives aux conditions météorologiques, morphopédologiques ou agronomiques des bandes (hauteur pluviométrique, nature du ruissellement, etc.). Dans la mesure où les variables Y présentent une distribution log-normale (sur la base de différents tests pratiqués, une distribution log-normale est acceptable), les analyses ont été effectuées sur le logarithme népérien des variables Y.

De l'ensemble des observations effectuées, on peut conclure à une forte similitude des résultats entre prélèvements "seringue" et prélèvements "capteur."

- **Teneurs en MES du ruissellement collecté par les capteurs**

Les facteurs qui ont un effet significatif sur  $\log MES$  sont X, la distance de ruissellement ( $p < 0.0001$ ), *nat-ruiss* (nature diffuse ou concentrée du ruissellement,  $p = 0.0006$ ), H (hauteur d'eau cumulée des averses précédant la collecte des échantillons d'eau,  $p < 0.0001$ ) et enfin haut-veg (la classe de hauteur moyenne de la végétation de la culture amont à la période de la collecte, avec trois classes :  $< 5$  cm, comprise entre 10 et 15 cm et supérieure à 15 cm,  $p < 0.0001$ ). Le modèle obtenu a un  $r^2$  de 0.66 (figure 17), il est de forme :

$$\log MES = \alpha_0 + \beta_1 \cdot X(\text{nat-ruiss}) + \beta_2 (\text{nat-ruiss}) + \beta_3 \cdot H + \beta_4 (\% \text{veg})$$

avec  $\alpha_0 = 7.07$  ( $p < 0.0001$ )

$\beta_1 = -0.21$  si le ruissellement est concentré;  $-0.23$  si le ruissellement est diffus

$\beta_2 = 0.58$  si le ruissellement est concentré;  $-0.58$  si le ruissellement est diffus

$\beta_3 = 0.02$

$\beta_4 = 1.35$  si la hauteur est  $< 5$  cm ;  $-0.29$  si 10-15 cm et  $-1.05$  si  $> 15$  cm

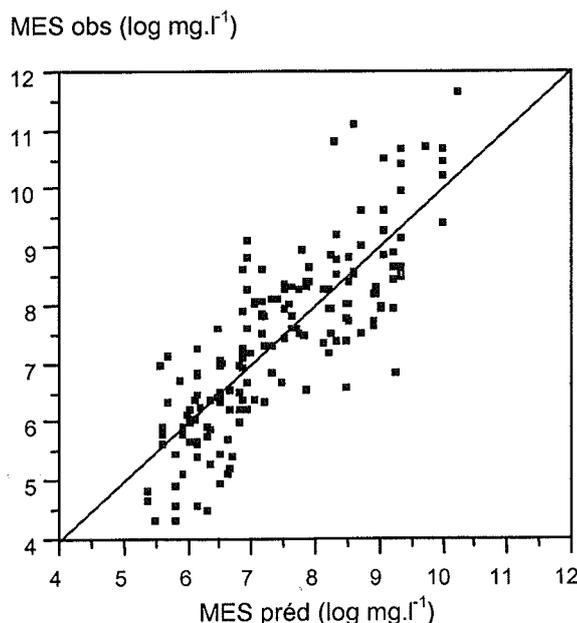


Figure 17 : Teneurs en MES observées et prédites

Les teneurs en MES dépendent à la fois de l'intensité de l'érosion des parcelles cultivées (elle-même liée au splash des gouttes de pluie et à l'énergie abrasive du ruissellement) et du potentiel de charriage du ruissellement. Plusieurs facteurs affectent l'intensité de l'acquisition de la charge en MES du ruissellement au niveau de la parcelle cultivée et son atténuation lors du parcours du ruissellement sur la bande.

Les conditions qui amènent une faible charge en MES sont des averses de faible hauteur ( $\beta_3$  positif), les situations des parcelles à forte couverture végétale ( $\beta_4$  d'autant plus négatif que la couverture végétale est forte) ou les écoulements diffus ( $\beta_2$  négatif).

Les teneurs des matières en suspension diminuent avec la longueur du trajet du ruissellement (coefficient  $\beta_1$  négatif), ce qui est à relier à des phénomènes de rétention ou de sédimentation des particules au sein des bandes. La baisse de teneurs constatée lors d'averses de faible hauteur peut également être liée à une faible énergie de transport. C'est aussi probablement la raison pour laquelle les teneurs en MES sont plus faibles lorsque le ruissellement est diffus (coefficient  $\beta_1$  plus faible pour cette modalité).

L'équation obtenue entre MES et les différentes variables explicatives permet de prédire l'efficacité des bandes pour différentes conditions topographiques, climatiques ou culturales (figures 18 et 19).

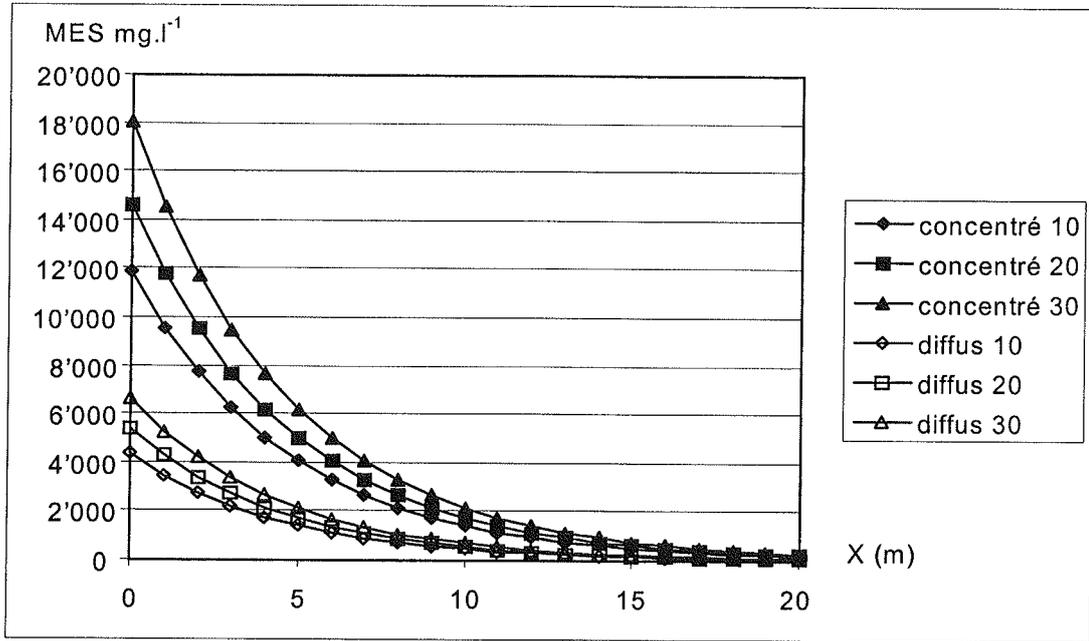


Figure 18 : MES prédites dans le cas de ruissellement diffus et concentré, pour des averses de 10, 20 ou 30 mm. Cas d'une végétation de faible hauteur, inférieure à 5 cm

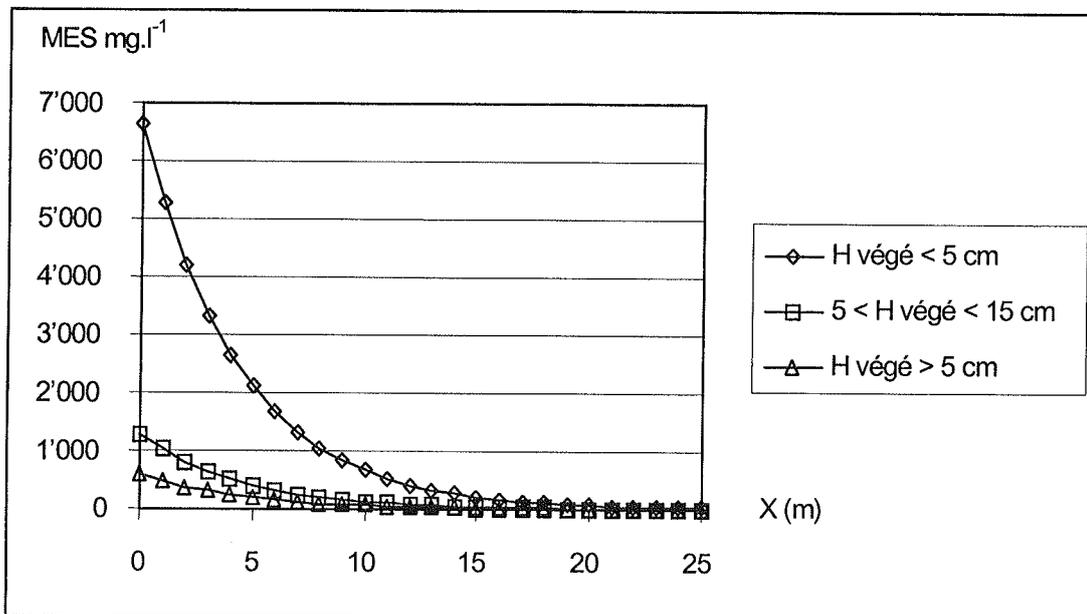


Figure 19 : MES prédites dans le cas d'un ruissellement diffus, pour des hauteurs de végétation différentes. Cas d'une averse de 30 mm

On voit qu'il existe une hiérarchie de facteur dans le contrôle des teneurs en MES en sortie de bande herbeuse. Le recouvrement végétal est déterminant. Le type de ruissellement a une importance moindre, mais néanmoins supérieure à la hauteur de pluie.

#### - Teneurs en Ptot de l'eau de ruissellement collectée par les capteurs

Logiquement et comme dans le cas de l'eau prélevée directement dans la lame de ruissellement, il y a un comportement similaire du Ptot et des MES. Les mêmes facteurs expliquent la variabilité observée du phosphore total eau brute, la forme du modèle est identique à celle obtenue pour les MES et l'ajustement a un  $r^2$  de 0.58 (fig.20) :

$$\log P_{tot} = \alpha_0 + \beta_1 \cdot X(\text{nat-ruiss}) + \beta_2 (\text{nat-ruiss}) + \beta_3 \cdot H + \beta_4 (\text{haut-veg})$$

avec  $\alpha_0 = -1.88$  ( $p < 0.0024$ )

$\beta_1 = -0.04$  si le ruissellement est concentré;  $-0.35$  si le ruissellement est diffus

$\beta_2 = 0.47$  si le ruissellement est concentré;  $-0.47$  si le ruissellement est diffus

$\beta_3 = 0.05$

$\beta_4 = 2.48$  si la hauteur est  $< 5$  cm;  $0.05$  si 10-15 cm et  $-2.53$  si  $> 15$  cm

Les facteurs jouent dans le même sens que pour les MES : on retrouve des teneurs en Ptot basses lorsque les averses ont une faible hauteur. Il y a diminution de la charge en Ptot lors du parcours du ruissellement sur la bande. L'efficacité de la rétention est plus faible lorsque le ruissellement est concentré. En fin de période de suivi, lorsque la végétation des parcelles cultivées est haute, les teneurs en Ptot sont plus faibles.

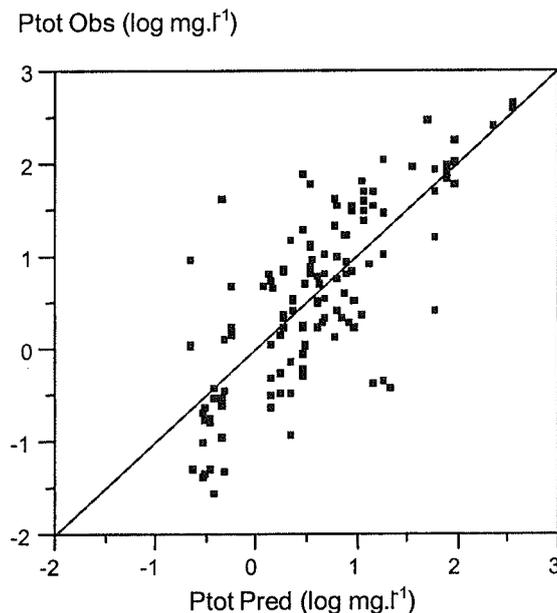


Figure 20 : Teneurs en phosphore total (Ptot) observées (Obs) et prédites (Pred)

### - Teneurs en Ps du ruissellement collecté par les capteurs

Au contraire de ce qui a été observé pour les matières en suspension et le phosphore total eau brute, on constate qu'il existe une liaison positive entre la distance X et les teneurs en phosphore soluble du ruissellement. Cependant, cette liaison n'est pas significative ( $p = 0.20$ ).

Les facteurs qui se sont révélés avoir un effet significatif sur  $\log Ps$  sont la hauteur H de pluie cumulée précédant la collecte des échantillons d'eau ( $p = 0.03$ ), fert-band ( $p < 0.0001$ ) le niveau de fertilisation organique récent avec trois classes correspondant à des niveaux d'apport très forts (fff, apport de fumier en début d'hiver), forts (ff pâture d'automne) ou faibles (f pas d'apport récent) et enfin le volume d'eau vech recueilli dans les récipients collecteurs ( $p < 0.0001$ ). Le modèle obtenu a un  $r^2$  de 0.54 (figure 21) et est de forme :

$$\log Ps = \alpha_0 + \beta_1 \cdot H + \beta_2 \cdot \text{vech} + \beta_3 (\text{fert-band})$$

avec  $\alpha_0 = -0.37$  ( $p < 0.0001$ )

$$\beta_1 = -0.05$$

$$\beta_2 = -0.002$$

$$\beta_3 = -0.57 \text{ si f; } +0.18 \text{ si ff; } +0.31 \text{ si fff}$$

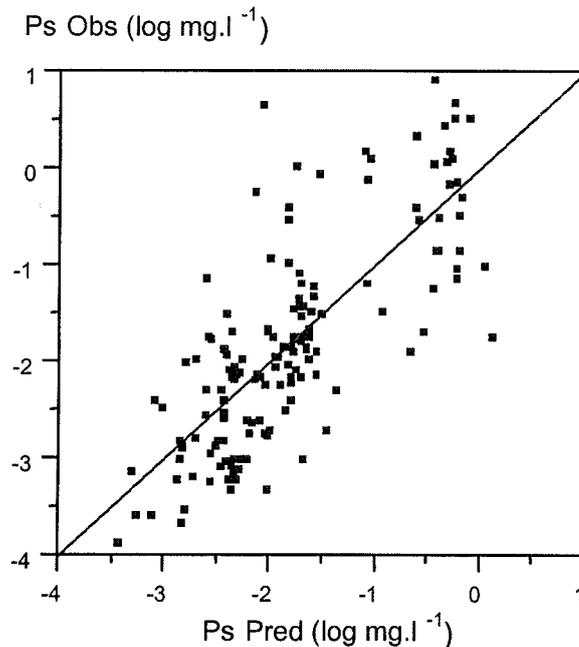


Figure 21 : Teneurs en phosphore soluble (Ps) observées (Obs) et prédites (Pred)

Le fait que les bandes récemment fertilisées par des amendements organiques aient des eaux de ruissellement plus riches en Ps relève certainement d'une augmentation de la masse de P mis en solution. Les eaux de ruissellement seraient donc enrichies par le stock de P soluble présent à la surface des bandes herbeuses.

Logiquement, la concentration du ruissellement est d'autant plus forte que les volumes d'eau écoulés sont faibles, comme c'est le cas de ruissellement issu de faibles hauteurs d'averses, ou encore lorsque les capteurs collectent peu d'eau de ruissellement (filets d'eau périphériques). Comme suggéré dans le cas des prélèvements directs de la lame d'eau de ruissellement, ces éléments vont également dans le sens d'effets dilution du ruissellement par des flaques d'eau issues de la saturation des bandes. Cette dilution masquerait peut-être l'effet relargage, les deux phénomènes se compensant l'un l'autre, ce qui expliquerait l'absence de relation statistique entre Ps et X.

Comme observé précédemment dans le cas de la lame d'eau ruisselante, on retrouve un comportement du Ps très différent de celui des contaminants particuliers, avec des phénomènes de relargage de P depuis la bande.

► **Efficacité des bandes vis-à-vis de la rétention des produits phytosanitaires**

Les teneurs en 2,4 MCPA, Dichlorprop et Fluroxypyr des eaux collectées par les capteurs sont données à la figure 22.

On constate que les capteurs situés à une même distance de la parcelle cultivée amont ont des teneurs en produits phytosanitaires assez variables, en raison peut-être de l'hétérogénéité spatiale initiale des teneurs en produits phytosanitaires de la surface de la parcelle cultivée. Cependant et pour les trois molécules, il y a une décroissance des teneurs en fonction de la longueur du trajet du ruissellement, ce qui peut être lié à une rétention des différents composants et une épuration du ruissellement, ou à une contamination des premiers mètres de la bande par suite de la dispersion des aérosols lors de la pulvérisation du produit phytosanitaire.

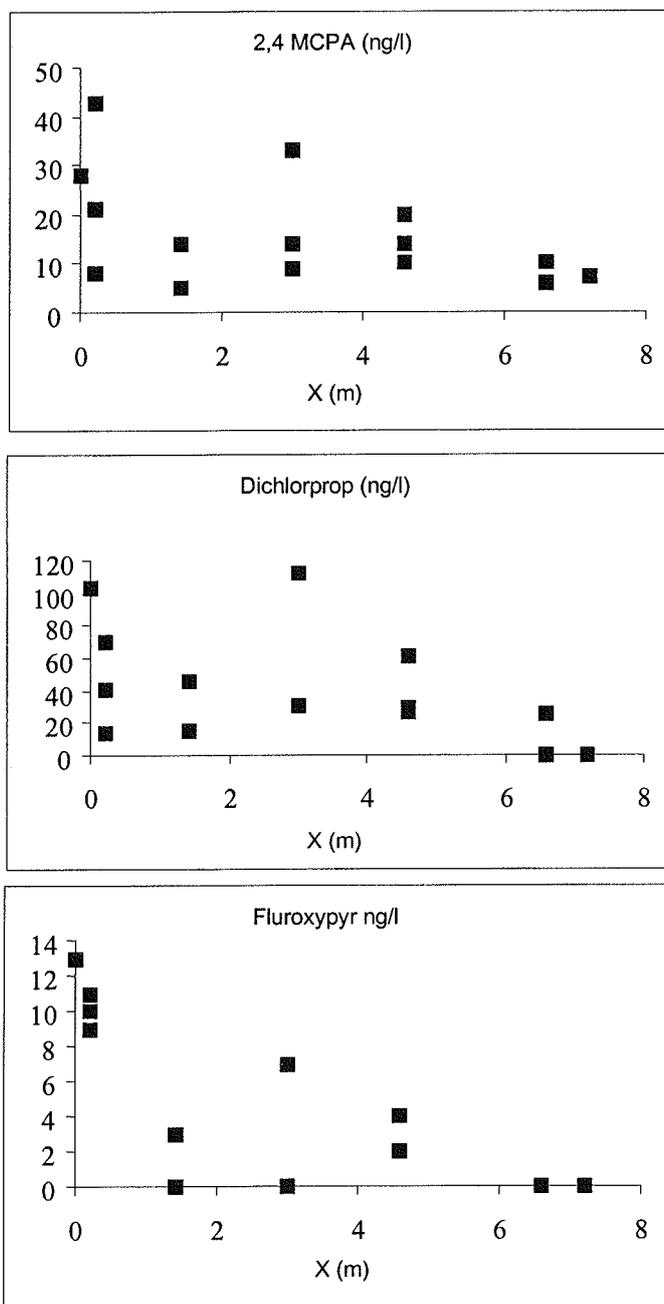


Figure 22 : Variation des teneurs en 2,4 MCPA, Dichlorprop et Fluroxypyr des eaux collectées par les capteurs en fonction de la distance X du trajet du ruissellement

En calculant la concentration  $C(X)$  moyenne des capteurs situés à une même distance  $X$  de la culture amont et  $C(0)$  la concentration moyenne à la distance  $X = 0$ , on observe que l'évolution des rapports  $C(X) / C(0)$  est différente d'une molécule à l'autre (figure 23).

La baisse relative des teneurs est la plus faible pour le 2,4 MCPA (environ 50 % de baisse pour un trajet de ruissellement de 5 mètres) et la plus prononcée pour le fluroxypyr (80 % de baisse), le dichlorprop montrant un comportement intermédiaire (60 % de baisse). Dans la mesure où les baisses des teneurs diffèrent selon la nature des molécules et ne sont pas ordonnées selon leur sensibilité à la dégradation (cf. tableau 3), ces résultats suggèrent bien des effets d'adsorption des molécules lors du parcours du ruissellement sur la bande et non pas une dispersion de l'aérosol lors du traitement de la culture.

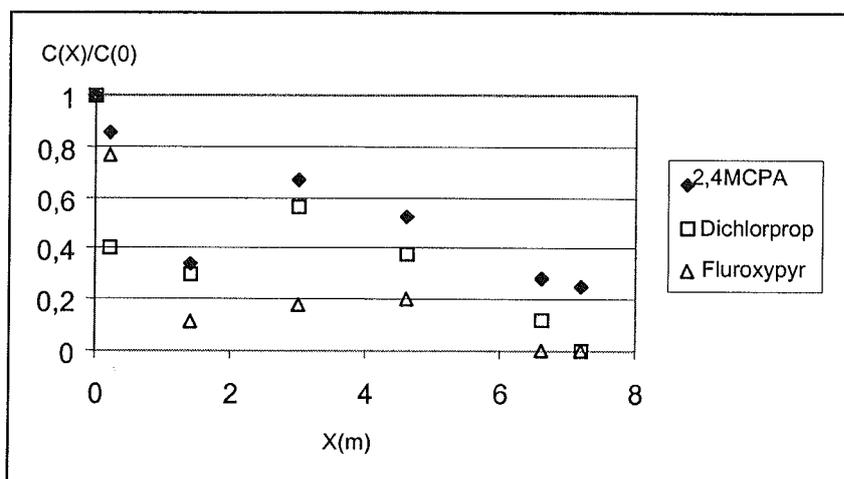


Figure 23 : Evolution de  $C(X)/C(0)$  en fonction de la distance  $X$

On constate d'ailleurs qu'il y a une relation assez étroite entre la baisse relative des teneurs du ruissellement en fonction de la distance  $X$  et les coefficients théoriques d'adsorption  $K_{oc}$ , calculés selon LYMAN et al., 1990 (figure 24).

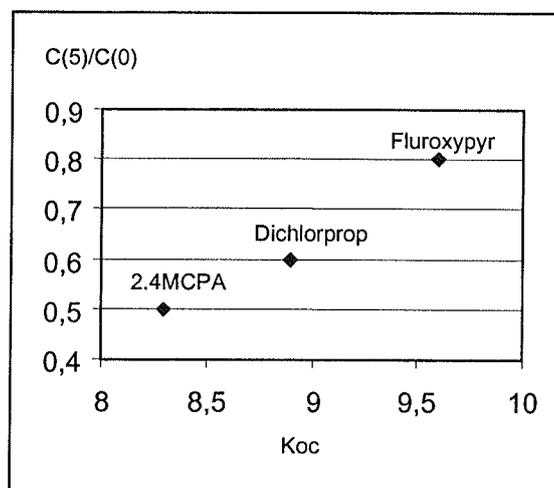


Figure 24 : Relation entre la constante d'adsorption sur la phase organique du sol et la baisse relative des teneurs du ruissellement à 5 mètres de la limite culture-bande herbeuse

La nature des sols et en particulier leur statut organique détermineraient le potentiel de rétention des produits phytosanitaires dans les bandes.

## 6. DISCUSSION-CONCLUSION

Pour apporter des références sur l'efficacité des bandes herbeuses dans le contexte du Bas-Chablais et définir des règles relatives à leur implantation et leur gestion, on a réalisé une série d'observations de plein champ, portant sur l'évolution des concentrations du ruissellement en divers contaminants lors de son parcours sur des bandes enherbées.

Les résultats acquis montrent que l'efficacité des bandes varie en fonction de la nature des polluants et des conditions météorologiques, pédologiques, topographiques ou culturales.

### 6.1 Efficacité des bandes selon le type de sol

Les distances parcourues par le ruissellement sont liées au potentiel d'infiltration de l'eau dans les sols. Logiquement, lorsqu'il est élevé comme dans le cas des sols LA (limon fortement argileux) en période estivale ou en toutes périodes pour certaines situations alluviales limono-sableuses, le ruissellement ne parcourt pas plus d'un mètre. Dans ces périodes ou situations de forte infiltration, les lames d'eau de ruissellement ont sur les bandes un profil en long très biseauté, avec une épaisseur maximale en entrée de bandes, qui s'amenuise au fur et à mesure de l'infiltration du ruissellement.

Dans le cas des sols LA, à faible perméabilité ( $K_s < 5 \cdot 10^{-3} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ), l'eau de ruissellement s'infiltré mal durant la période hivernale. Durant cette saison, il y a une évolution du fonctionnement hydrique du sol des bandes. Durant la période d'entrée d'hiver, au fur et à mesure du remplissage progressif de la réserve en eau du sol, la capacité d'infiltration diminue progressivement et les lames d'eau de ruissellement ont sur les bandes un profil en long de moins en moins biseauté vers l'avant. Avec les apports d'eau successifs et assez rapidement, la saturation en eau des bandes se généralise. Un deuxième type de fonctionnement hydrique se met en place, avec un épaissement de la lame de ruissellement au fur et à mesure de son parcours sur la bande. Au ruissellement de nature hortonien, s'ajoute donc dans ces conditions, un ruissellement lié à des barrières de perméabilité du sol.

Du fait de la faible capacité d'infiltration des sols en période hivernale, les débits de ruissellement en entrée de bandes sont quasiment identiques à ceux de sortie de bandes, si bien que les abattements des flux de contaminants sont du même ordre de grandeur que les abattements des teneurs observées.

### 6.2 Efficacité des bandes vis-à-vis du transfert des produits phytosanitaires

Le statut organique des sols des prairies détermine par ailleurs le taux de rétention des produits phytosanitaires. Malgré un nombre de données assez restreint, on montre un comportement variable des molécules selon leurs propriétés physico-chimiques, en particulier leur aptitude à l'adsorption sur la phase organique du sol. De tels comportements ont déjà été signalés (PATTY et al., 1994). Ces résultats demanderaient cependant des compléments d'observation sur une gamme plus large de situation de sol et sur une plus grande diversité de molécules. Ils montrent néanmoins la nécessité d'adapter le dimensionnement des bandes en fonction du traitement phytosanitaire le plus à risque dans les rotations et du statut organique des sols.

La nature des sols, en déterminant les modalités de l'écoulement du ruissellement et les propriétés d'adsorption des produits phytosanitaires est donc un élément important pour le raisonnement de l'implantation et du dimensionnement des bandes.

### 6.3 Efficacité des bandes et nature du ruissellement

Lorsque le débit de ruissellement est fort, en raison de la concentration des filets d'eau, l'efficacité des bandes est amoindrie. En moyenne, après un parcours de 5 mètres sur les bandes, la concentration du ruissellement est doublée lorsque les écoulements sont concentrés. L'effet du débit du ruissellement sur la rétention des sédiments a déjà été signalé dans différents travaux. DILLAHA et al. (1986) donnent par exemple des taux de rétention qui varient entre 50 et 100 % pour une bande de 8 mètres lorsque le ruissellement varie de 1 à 14 cm/semaine.

En pratique, ceci implique des adaptations de dimensionnement des bandes en fonction de la configuration topographique de leur site d'implantation, mais aussi des adaptations de pratiques de travail du sol (limiter les motifs linéaires de surface liés aux semoirs, traces de roues qui concentrent le ruissellement) ou des aménagements du contact parcelle - bande herbeuse (favoriser les formes en butée des contacts).

### 6.4 Utilisation culturelle des bandes

La fertilisation des bandes, quelles que soient les configurations topographiques, la nature des sols et le type de contaminant, a pour effet d'enrichir les eaux de ruissellement en substances solubles (phosphore soluble, nitrate, chlorure). La mise en place de bandes herbeuses dans le parcellaire des exploitations ne peut donc avoir un double objectif de protection des eaux de surface et de production agricole. L'utilisation pastorale, la valorisation des déchets organiques sont également à proscrire.

## 6.5 Nature des contaminants et dynamiques saisonnières

Dans le contexte étudié, les bandes retiennent efficacement les composés particulaires (matières en suspension, phosphore total). Les teneurs en sortie de bandes sont variables selon les modalités de circulation du ruissellement sur la bande et la quantité de composés particuliers émise par les parcelles cultivées, variant elle-même au cours des saisons culturales, en relation avec l'évolution du recouvrement végétal.

Durant la période estivale et dans le cas d'un ruissellement diffus, 90 % des MES sont retenues en 5 mètres par des phénomènes de sédimentation ou de filtration (par effet tamis). En début de période hivernale, alors que les sols des bandes sont encore non complètement saturés, ce taux de rétention est plus faible, de l'ordre de 70 à 80 %. En période de saturation hivernale des prairies, le taux de rétention est le plus faible, avec des valeurs qui approchent 50 %.

L'efficacité des bandes vis-à-vis de l'épuration de contaminants en solution dans l'eau de ruissellement est très différente de celle des MES et composés particulaires, avec une dynamique saisonnière très marquée. Les bandes herbeuses peuvent, par effet d'infiltration du ruissellement, retenir les composés solubles durant les périodes estivales ou de début de saison hivernale. En dehors de ces périodes d'infiltration et compte tenu de la richesse en phosphore facilement mobilisable à la surface des prairies (CASTILLON, 1991), qu'elles soient faiblement ou fortement fertilisées, les bandes du contexte étudié sont susceptibles de relarguer du phosphore soluble et d'enrichir ainsi le ruissellement.

L'intensité du relargage hivernal ne serait pas constant au cours de la saison, avec un épuisement progressif du stock solubilisable de surface, avec la succession des épisodes de ruissellement.

## 6.6 Modèle saisonnier de fonctionnement et règles d'implantation des bandes

Ces différents éléments peuvent être synthétisés dans un modèle saisonnier du comportement des bandes herbeuses (figure 25).

Plusieurs éléments sont pris en compte :

- la nature des sols du site d'enherbement;
- le profil en long des lames d'eau de ruissellement (coupe longitudinale de la lame d'eau entre l'entrée et la sortie de bande), avec trois types de configurations : (i) diminution de l'épaisseur de la lame de ruissellement en saison estivale ; (ii) épaisseur presque constante de la lame en période de faible intensité d'infiltration et (iii) une épaisseur croissante lors du flaquage des bandes;
- la grandeur des stocks de contaminants particuliers (MES, P<sub>tot</sub>) ou solubles (PS) émis par les parcelles cultivées et les bandes;
- les critères d'efficacité et les risques de transfert de polluants.

Pour ces sites à ruissellement diffus, les risques de transfert sont faibles durant la période estivale et, quel que soit le type de sol d'implantation des bandes, un dimensionnement de cinq mètres des bandes sera suffisant pour garantir une rétention intense des différents types de polluants (MES et nutriments). Dans la mesure où la teneur en matière organique de la surface des bandes est forte, un tel dimensionnement semble également adapté pour la rétention des produits phytosanitaires. Cette largeur de bande peut en outre être conservée durant la période hivernale dans les situations de sols les plus filtrants (sols LaS - limon sableux limoneux) ou dans les situations où les rotations pratiquées ne présentent pas de risque de ruissellement durant la période hivernale (situations culturales de déchaumage ou de chaumes de céréales à paille, chantier de récolte de maïs grain, VANSTEELANT et al., 1997).

Dans le cas contraire de sols peu perméables LA ou LA/AL présentant des risques de ruissellement élevés, la largeur des bandes doit être élevée à au moins 10 mètres, ce qui, malgré les éventuels problèmes de saturation des bandes, peut être suffisant pour restreindre le transfert des polluants particuliers.

Les problèmes de relargage de phosphore soluble seront probablement limités si on veille à maintenir par l'intermédiaire de chaulages, un pH assez élevé à la surface des bandes. Des compléments d'étude devraient être programmés pour vérifier au préalable les effets du chaulage, de même que ceux d'un ensemble de pratiques (coupes, amendements) susceptibles d'influencer les teneurs et propriétés de la phase organique de la surface des sols enherbés et de contrôler le comportement du P et des produits phytosanitaires.

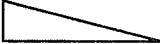
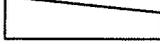
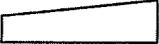
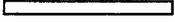
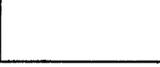
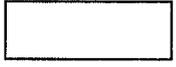
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tous types de sols été</li> <li>• Sols LaS hiver</li> <li>• Situations culturales à faible risque de ruissellement</li> </ul>	Sols LA début hiver	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sols LA fin hiver</li> <li>• Sols LA/AL hiver</li> </ul>
Profil de la lame de ruissellement			
Stock de MES émis en entrée de bande			
Risque transfert MES	-	++	+
Stock de Ps émis par la bande			
Efficacité rétention Ps	Rétention par infiltration	Relargage	Relargage
Risque transfert Ps	-	++	++
Dimensionnement souhaitable Ruissellement diffus	<b>5 m</b>	<b>10 m</b>	<b>10 m</b>
Dimensionnement souhaitable Ruissellement concentré	<b>10 m</b>	<b>20 m</b>	<b>20 m</b>

Figure 25 : Efficacité des bandes en fonction des propriétés pédologiques et des conditions saisonnières. Cas d'un ruissellement diffus

Dans le cas de *ruissellement concentré* par un modelé en talweg du site, la bande herbeuse devra être plus large. En situation estivale, 10 m de bande devraient permettre de retenir par effet sédimentation - filtration 70 % des MES. Avec 20 m de bande, le gain est légèrement plus fort, de 80 %. Durant la période hivernale, les valeurs correspondantes sont de 50 et 60 %. Dans ces situations critiques de ruissellement concentré, différents aménagements, tels la mise en place de banquettes enherbées, devraient permettre de limiter au maximum l'accroissement des volumes de ruissellement (DILAHHA et al., 1986; LIVINGSTON et HEGG, 1981; MAGETTE et al., 1989). Dans notre contexte, ces aménagements peuvent difficilement être envisagés dans la mesure où les parcelles cultivées sont de faible taille (un à deux hectares). Cependant, lors d'aménagements liés à des remembrements ou à des successions visant la restructuration du parcellaire des exploitations agricoles, de tels dispositifs pourraient être suggérés.

Cette étude montre finalement que les bandes peuvent être utiles pour retenir une fraction non négligeable de polluants. Les périodes critiques de faible efficacité des bandes sont celles où le recouvrement végétal des cultures est faible et où la saturation des sols des bandes se généralise par suite des apports successifs d'eau de ruissellement amont. Il importe en conséquence de ralentir au maximum l'imperméabilisation des sols cultivés. Il s'agit notamment, par la promotion de différentes pratiques de travail du sol et le raisonnement des rotations (VAN STEELANT et al., 1997), de reporter les périodes de ruissellement le plus tard dans la saison, ce qui avec le développement du couvert végétal et la réduction des volumes cumulés de ruissellement, permettra de garantir une pleine efficacité des bandes herbeuses.

### Remerciements

Ce travail n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide et la contribution de nombreuses personnes. Nous tenons à remercier les agriculteurs du Bas-Chablais qui nous ont chaleureusement accueillis et aidés pour la mise en place et le suivi des différents sites d'observation. Merci en particulier à MM. MOUCHET, MATHIEU, BOUVET, BETEMPS et LAVY pour nous avoir prêté leurs parcelles et accepté la gêne que nos dispositifs de mesure leur ont occasionnée. Merci également à F. CENA de la Chambre d'Agriculture pour son aide et son investissement dans ce travail.

Cette étude a également bénéficié du concours des agents de l'INRA pour les prélèvements sur le terrain, la maintenance des sites (J. GAGNAIRE, J.-P. MOILLE) et des analyses de laboratoire (J.-P. BOSSE). Nous tenons à remercier tout particulièrement P. BLANC pour son aide précieuse dans l'interprétation des données d'analyse.

Sans les efforts gracieux de l'équipe du laboratoire du Service de la protection de la consommation de Genève, les analyses des produits phytosanitaires n'auraient pas pu être effectuées.

Enfin, ce travail a fait l'objet de nombreuses rencontres d'experts que nous avons sollicités pour sa mise en place et son pilotage. Nous remercions vivement P. VUILLOUD et J.P. CHARLES (RAC Changins), C. SOUILLER (CEMAGREF), S. KHIM HEANG (laboratoire du Service de la protection de la consommation de Genève) et L.E. CRÉMILLE (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse) pour leur aide et analyse critique.

Merci enfin à C. CORVI (Service de la protection de la consommation de Genève) et G. BALVAY (INRA) pour les remarques et corrections qu'ils ont apportées au manuscrit.

Enfin, nous tenons à remercier tout particulièrement H. ADAM et F. RAPIN de la CIPEL, sans qui ce projet n'aurait pas pu voir le jour.

### BIBLIOGRAPHIE

- BARFIELD, B.J., TOLLNER, E.W., HAYES, J.C. (1979) : Filtration of sediment by simulated vegetation. I- Steady state flow with homogeneous sediment. *Trans of the ASAE*, 22(3), 540-545.
- BOIFFIN, J., EIMBECK, M., PAPY, F. (1988) : Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. I- Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. *Agronomie* 8(8), 663-673.
- CASTILLON, P. (1991) : Les essais de longue durée sur la fertilisation phosphatée des cultures annuelles et des prairies. *Convention 2214A, DPE/INRA, ITCF, Baziège*.
- COOPER, J.R., WILLIAM, J.W., JACOBS, T.C. (1985) : Riparian aeras as control of non point pollutants. In : *Watershed research perspectives*. David L Correl (ed.) Smithsonian press, Washington DC, 166-188.
- DILLAHA, T.A., SHERRARD, J.H., LEE, D. (1986) : Long term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips. *Virginia Water resources Research Center, Bull.* 153, 39p.
- DILLAHA, T.A., RENEAU, R.B., MOSTAGHIMI, S., LEE, D. (1989) : Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Trans. of the ASAE*, 32(2), 513-519.
- FAIL, J.L., NASIR HAMZAH, J.R. M., HAINES, B.L., TODD, R.L. (1985) : Above and belowground biomass. Production and element accumulation in riparian forests of an agricultural watershed. In : *Watershed research perspectives*. David L Correl (ed.) Smithsonian press, Washington DC, 193-223.
- GAUTHIER, C. (1994) : Les bandes riveraines. *Doc. interne INRS-EAU, Québec*, 40p.
- HAYES, J.C., BARFIELD, B.J., BARNHISEL, R.I. (1979) : Filtration of sediment by simulated vegetation. II. Unsteady flow with non homogeneous sediment. *Trans of the ASAE*, 22(5), 1063-1067.
- HUGHES, J.W., JOKELA, W.E., WANG, D., BORER, C. (1998) : Determination and quantification of factors buffering pollutant transfer from agricultural land to streams in the lake Champlain basin. *University of Vermont*, 52p.
- JORDAN-MEILLE, L., DORIOZ, J.M., WANG, D. (1998) : Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed. *Agronomie*, 18, 5-26.
- JORGENSEN, S.E., HALLING-SORENSEN, B., MAHLER, H. (1998) : Handbook of estimation methods in ecotoxicology and environmental chemistry. *Lewis Publishers*, 229p.
- LIVINGSTON, W.H., HEGG, R.O. (1981) : Terraced pasture for disposal of dairy yard runoff. *Proc 4th International Liestock Waste symposium, ASAE Pub* 2-81, 270-273.
- LOWRANCE, R., LEONARD, R., SHERIDAN, J. (1985) : Managing riparian ecosystems to control non point pollution. *J. Soil and Water Conservation* 40, 87-91.
- LYMAN, W.J., REEHL, W.F., ROSENBLATT, D.H. (1990) : Handbook of chemical property estimation methods. *American Chemical Society, Washington DC*.

- MAGETTE, W.L., BRINSFIELD, R.B., PALMER, R.E., WOOD, J.D. (1989) : Nutrimnt and sediment removal by vegetated filter strips. Trans. of the ASAE, Vol 32(2), 663-667.
- OFEFP (1996) : Environnement et fumure. Commentaires de la législation fédérale et des informations pratiques. L'environnement pratique. Publication Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 15p.
- PATTY, L., GRIL. J.-J. (1994) : Dispositifs enherbés. Des possibilités pour préserver la qualité des eaux superficielles. Perspectives agricoles, 196, 90-95.
- PARMELAN, E. (1994) : Rôle des bandes végétales filtrantes dans la lutte contre la pollution diffuse d'origine agricole. Revue bibliographique. Doc. int. GIS Alpes du Nord, Chambéry, 10p.
- RÉAL, B. (1998) : Etude de l'efficacité des dispositifs enherbés. Les études de l'Agence de l'eau n° 63, ISSN : 1161-0425, 29p.
- TRÉVISAN, D., VANSTEELANT, J.Y., PERRON, L., DORIOZ, J.M., ROYBIN, D. (1996) : Activité agricole et qualité des eaux superficielles dans le bassin lémanique français. Contrat INRA-GIS Alpes du Nord-Agence de l'eau R.-M.-C., DDAF 74, DIREN Rhône Alpes, SIVOM Bas-Chablais. GIS alpes du Nord, Chambéry, 85p.
- VANSTEELANT, J.Y., TREVISAN, D., PERRON, L., DORIOZ, J.M., ROYBIN, D. (1997) : Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique, relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles. Agronomie, 17, 17-34.
- WANG, D, DORIOZ, J.M., TREVISAN, D., BRAUN, D.C., VANSTEELANT, J.Y. (1999) : Use of a lanscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution in the Lac Léman basin and in the Lake Champlain basin. Soumis à Landscape Ecology.