



APPROCHE EXPÉRIMENTALE PAR CRUE ARTIFICIELLE DE LA PARTICIPATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE À L'EXPORTATION DE PHOSPHORE PAR UN PETIT BASSIN VERSANT RURAL

AN ARTIFICIAL FLOOD TO DETERMINE THE HYDROLOGICAL NETWORK'S CONTRIBUTION TO PHOSPHORUS EXPORTS IN A SMALL RURAL WATERSHED

L. JORDAN-MEILLE¹, J.-M. DORIOZ^{1*} et N. MATHIEU²

¹INRA, 75 avenue de Corzent, BP511, F74203 Thonon les Bains, France et ²Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, IATE, Pédologie, 1015 Ecublens, Switzerland

(Reçu août 1996; accepté en forme révisée septembre 1997)

Résumé—Une crue artificielle est réalisée sur un tronçon de ruisseau du bassin versant du Mercube (Haute-Savoie, France) afin de rendre compte du rôle du réseau hydrographique dans la transmission et l'émission de particules et de phosphore. Seul le phosphore d'origine diffuse est concerné. Cette expérimentation se déroule en injectant de l'eau naturellement marquée par une teneur élevée en sulfates et chargée de suspensions. Elle met en évidence (1) les zones de stockage et de relargage des matières en suspension dans le réseau hydrographique, (2) l'importance de l'effet piston sur le renouvellement des eaux en crue et (3) la capture du phosphore soluble au cours du transfert. L'augmentation du débit liée à l'onde de pression met en mouvement les sédiments déposés au fond du lit. De ce fait, le phosphore est émis à l'exutoire d'abord lié aux particules remises en suspension, puis associé à l'eau injectée. La contribution du réseau hydrographique à l'émission de phosphore n'est pas négligeable. Le même phénomène se retrouve dans une crue réelle d'intensité comparable. © 1998 Elsevier Science Ltd. All rights reserved

Mot clefs—pollution diffuse, sédiments, phosphore, crue artificielle, effet piston.

Abstract—Most of the phosphorus moved from watersheds to surface waterbodies is particulate and its transfer is in-stream processes dependant (Newbold *et al.*, 1983). Phosphorus retention in the hydrological network can be due to settlement, biological consumption, chemical precipitation (Pilleboue and Dorioz, 1986), adsorption (Green *et al.*, 1978) and storage in the interstitial water (Garban *et al.*, 1995). This retention is proportional to phosphorus concentration and is also dependent on hydrology (Dorioz *et al.*, 1989; Svendsen *et al.*, 1995). Inversely, most of the phosphorus is emitted during floods when soil erosion, resuspension of non consolidated stream bed sediments and stream bed erosion occur. The general objective of the work is to study the role of the hydrological network on phosphorus transfer in a small rural watershed during a minor flood.

A mass balance between phosphorus input and output in the river (Dorioz *et al.*, 1989) is difficult to establish during rainy periods because of the great number of phosphorus sources and their diffuse emissions. That is why an artificial flood (Casey and Farr, 1982) was experimented, using the addition of water at one location in a small river. The chosen river is located on a small rural watershed (310 ha) in the east of France, near Lake Geneva (Figs 1 and 2). The experimental reach is 300 m long and mostly covered with fine, non consolidated sediments (Fig. 3). There is no point source pollution entering the stream. The dryness of the experimental period allowed an easy increase in the flow from 5 to 20 l/s. The peak flow reached corresponds to summer high flows. Due to a high SO₄ concentration, the injected water could be traced (Table 1). The strength of injected water (a strong jet of drinking water expelled out of a pipe over 2 h) made turbidity increase at the input point. In the reach (Fig. 3), water was sampled at the extremities (A and D) and at two intermediate places (B and C). Suspended sediments were measured at the four locations so that zones of resuspension and settlement could be detected. Total phosphorus, soluble phosphorus (<0.7 μm), conductivity and anions (Cl, SO₄) were measured at the entry and the exit of the reach.

The main results presented in this paper are:

In spite of the increase of flow during the flood, the reach could be considered as a sink for particles and phosphorus (Table 2) entering at point A, even if the third part of the reach (from C to D) acted as a source

*Author to whom all correspondence should be addressed (Tel.: 0450 26 7800; Fax: 0450 260760).

Liste de abréviations: P_{part.}, phosphore particulaire; P_{sol.}, phosphore soluble; P_{ortho.}, orthophosphates; P_{tot.}, phosphore total; MES, matières en suspension; Q, débit; ha, hectares

(Fig. 5). The different shapes of the stream bed are responsible for such an opposing pattern.

The hydrochemical measurements at the outlet (point D) show that during the first 120 min following the artificial injection, the water quality has not changed although the flow has increased. Only after that delay, the increase in SO_4 concentration indicates the arrival of the injected water. The injected water left the reach 300 min after the artificial injection was stopped. According to Verhoff (1979), this way of water renewal is due to the kinematic wave induced by the increase of discharge. This succession of water led to the existence of two peaks of suspended matter (Fig. 6). The first was due to the increase of flow resulting in resuspension in the third part of the reach. The second, smaller, is associated with the injected water. Phosphorus emission follows the same pattern (Fig. 6). An early and short peak of phosphorus (mainly particulate) is followed, an hour later, by a second increase, of mostly soluble phosphorus. A detailed mass balance of phosphorus, comprising settlement, resuspension and direct transfer is summarized in Table 3. It shows that most of the phosphorus exiting the experimental reach (70% for particulate phosphorus) comes from resuspension. However, the levels of phosphorus released during the experimental flood were low compared to what could be expected in polluted streams, or streams containing an important biological component.

A mass balance of soluble phosphorus between A and D revealed that half of its mass was retained in the stream. During low flow periods, such a retention is not very significant. This retention during a small flood may be explained by a sorption reaction on particles.

The same patterns described during the artificial flood occurred during a real summer high flow. Two peaks of suspended matter and phosphorus (Fig. 7) were induced by (1) the increase of flow and (2) the arrival of runoff water (Fig. 8). The proportion of resuspended matter could be estimated (Table 4).

This study shows that the establishment of a detailed phosphorus mass balance in streams requires frequent sampling at the beginning of storm flow events. It also shows that the most bioavailable phosphorus form (soluble phosphorus) can be stored even during a small storm flow. This leads to a net gain towards the surface waterbodies, since P quality is modified as long as the storage goes on, and the bioavailability decreased. Finally, we show that within-stream disturbance is an important contribution of the total phosphorus emitted during small floods. © 1998 Elsevier Science Ltd. All rights reserved

Key words—non point source pollution, sediments, phosphorus, artificial flood, kinematic wave.

INTRODUCTION

Les flux de phosphore mesurés à l'exutoire d'un bassin versant mettent en évidence le caractère irrégulier de ses exportations (Svendsen *et al.*, 1995; Dorioz et Ferhi, 1994; Dorioz, 1996). Le transfert des particules de sol aux réseaux hydrographiques est très lié au ruissellement et à l'érosion (Etchandu et Probst, 1986). De ce fait, pour le phosphore, un bassin versant peut être interprété comme un ensemble de zones (Bouchardy, 1992) fonctionnant tantôt comme piège (fonction puits) tantôt comme émetteur (fonction source).

En rivière, le cycle du phosphore est marqué par des phénomènes de stockage et de relargage. La dynamique est alors décrite comme une spirale par Newbold *et al.* (1983). Les mécanismes interférant lors du transfert sont complexes et, de surcroît, très diversifiés (Dorioz, 1996). Ils incluent, pour la rétention (1) la sédimentation du phosphore particulaire, ou stockage, importé ou créé par des processus de coagulation, (2) la consommation biologique du phosphore, dans des proportions non négligeables, (3) la précipitation des orthophosphates avec le calcium (Pilleboue et Dorioz, 1986), (4) l'adsorption du phosphore soluble sur des particules (Green *et al.*, 1978) et (5) la capture du phosphore soluble dans l'eau interstitielle (Casey et Farr, 1982). L'intensité de ces phénomènes est contrôlée par l'hydrologie et la concentration en phosphore (Dorioz *et al.*, 1989; Svendsen *et al.*, 1995). Bien qu'un relargage chimique de phosphore soit possible dans les zones les plus anoxiques en étiage (Garban *et al.*, 1995), c'est la remise en suspension lors des crues des sédiments non consolidés (relargage physique), qui participe le plus à l'exportation de phosphore hors du réseau hydrographique. Le cours d'eau n'est donc pas une simple conduite; il contrôle les rythmes d'exportations, les quantités et les formes du phosphore. Il est

donc un facteur essentiel du bilan pollutif du phosphore vis à vis des milieux récepteurs situés en aval.

Transfert, rétention et relargage en rivière peuvent être étudiés soit (1) par une approche globale basée pour l'essentiel sur des bilans entrées-sorties de tronçons de rivières (Dorioz *et al.*, 1989) ou de portions de bassins versants, soit (2) par une série de mesures ponctuelles et répétées, réparties sur tout le tronçon (Svendsen et Kronvang, 1993). Chaque méthode a ses inconvénients. La première ne donne pas accès aux mécanismes isolés et ne donne des résultats qu'en considérant des tronçons de tailles suffisantes pour que les variations observées soient significatives. La deuxième approche, qui sépare les mécanismes, donne des résultats précis mais dont il est difficile d'établir les règles de généralisation, tant la variabilité spatiale est grande. Face à ces difficultés, une approche expérimentale a fait le jour pour l'étude globale de la rétention: les expériences d'atténuation. Celles-ci consistent à injecter une quantité déterminée de solutés à l'entrée d'un tronçon et d'y constater un stockage éventuel en mesurant les flux en aval (Bencala *et al.*, 1984; Triska *et al.*, 1989; University of Mississippi, 1989). Ces expérimentations se réalisent par exemple avec des orthophosphates et déterminent les mécanismes globaux de leur rétention et de leur régulation (Sebetich *et al.*, 1985). Elles ont été également utilisées pour étudier la dynamique des nitrates (Richey *et al.*, 1985). Dans cet article, nous proposons de rendre compte de l'expérimentation inverse: la crue artificielle. En isolant le cours d'eau de ses zones d'alimentation pendant une crue, il nous est possible de mettre en évidence le fonctionnement d'un tronçon de réseau hydrographique et son rôle aussi bien sur la dynamique interne des dépôts alluvionnaires que sur le mode de renouvellement des eaux. Enfin, l'influence de la crue sur la spéciation globale du phosphore restitué sera analysée.

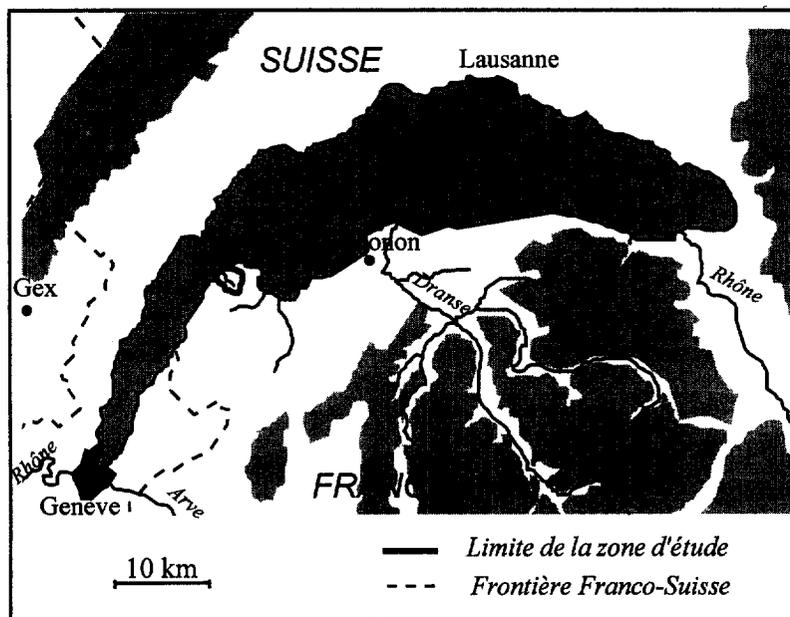


Fig. 1. Situation du bassin versant du Mercube.
Fig. 1. Location of Mercube watershed.

La crue artificielle décrite dans cet article est réalisée lors d'un étiage, avec une eau marquée naturellement par sa forte teneur en sulfates, dans un petit bassin versant (310 ha) affecté exclusivement par des sources de pollutions diffuses. Les eaux de la rivière ont alors une très faible concentration de phosphore ($< 15 \mu\text{g/l}$). Les résultats obtenus sont interprétés en termes de mécanismes hydrochimiques et comparés avec des phénomènes se déroulant lors d'une crue réelle de même intensité.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Description du bassin versant

Le bassin versant du Mercube (310 ha) se situe sur les rives Sud du Léman, sur un substrat morainique calcaire localement argileux (Fig. 1). Des sols bruns calciques profonds permettent, sur la moitié de la surface, la culture de blé et de maïs principalement. La forêt recouvre des sols lourds sensibles à l'hydromorphie. Enfin, 10 ha de la surface sont imperméabilisés (habitat, routes, chemins), autour du hameau Essert. Le raccordement au réseau d'assainissement des habitations est total sur le bassin versant, ce qui exclut toute pollution ponctuelle. Néanmoins, certaines surfaces du bassin, situées à proximité d'une branche de réseau hydrographique, sont soumises à des dépositions de matières riches en phosphore (cours de fermes), qui constituent ainsi des stocks localisés dans l'espace et immédiatement mobilisables en cas de pluies.

Hydrologie et réseau hydrographique

Le régime hydrologique du bassin versant est très contrasté. On distingue d'une part les périodes de basses eaux pendant plus de 200 jours par an à moins de 10 l/s ; elles sont entrecoupées de petites crues dont le débit maximum ($< 50 \text{ l/s}$) est atteint moins de 2 h après le début des précipitations. Lors de ces petites crues, on estime qu'un échantillonnage au pas de temps d'environ 20 min rend bien compte des variations de la qualité de l'eau. Il existe d'autre

part les crues importantes ($Q_{\text{max}} = 500 \text{ l/s}$) qui ne se produisent que pendant la phase hivernale de saturation en eau des sols. La crue artificielle et la crue estivale de comparaison décrites interviennent pendant un étiage. Pendant cette période, le bassin versant est sec et le réseau hydrographique est alimenté par trois sources dont la composition des eaux est bicarbonatée calcique, très pauvre en phosphore ($< 15 \mu\text{g P}_{\text{tot}}/\text{l}$) et à teneur en nitrates modérée ($< 4 \text{ mg/l N-NO}_3$).

Le réseau hydrographique à l'étiage (conditions de la crue expérimentale). Le cours aval du Mercube, soumis à la crue artificielle ("tronçon expérimental"), se situe sous forêt, ce qui limite le développement du périphyton par manque de lumière. Ce tronçon, d'une longueur de 300 m, est constitué d'une succession de "réservoirs" naturels (dont le volume d'eau total est estimé à 100 m^3) créés par surcreusement et élargissement du lit, et de tronçons encaissés à écoulements rapides (Figs 2 et 3). Des mesures simultanées de débits lors des étiages en amont et en aval du tronçon expérimental montrent que son lit est étanche. La présence des réservoirs provoque des temps de concentration relativement élevés (près de 2 h pour le tronçon expérimental à l'étiage) et permettent aussi la sédimentation des matières en suspension même très fines à cause du mouvement de vortex pris par l'eau dans ces secteurs. Une couche de sédiments non consolidés de plusieurs décimètres d'épaisseur les tapissent. Ces sédiments sont calcaires, sableux, et contiennent environ 15% d'argile et 3% de matière organique. Dans les tronçons à écoulements rapides, la moraine argileuse constitue directement le lit. Au contact de l'eau, subsiste une fine couche d'argile, facilement érodable.

Le réseau pendant les crues estivales (conditions de la crue de comparaison). Les crues des périodes estivales n'ajoutent au réseau permanent décrit précédemment que quelques fossés récoltant pour l'essentiel les eaux des surfaces imperméabilisées urbaines du hameau Essert. Ces fossés bordent les routes et sont tapissés de végétation; ils acheminent rapidement l'eau de la zone active au cours principal, du fait des dénivellations importantes et de leur linéarité (Fig. 2). Les longueurs cumulées des fossés en eau lors de la crue estivale étudiée sont de 1700 m. Le temps

de concentration des eaux n'augmentent cependant pas dans les mêmes proportions.

Conditions expérimentales et dispositif de suivi des flux

On provoque la crue artificielle en injectant au temps t_0 de l'eau en provenance d'une conduite d'eau potable sous pression (Fig. 3). Cette eau est marquée naturellement par une forte teneur en sulfates par rapport aux eaux du Mercube (210 mg/l contre 36 mg/l). L'ouverture de la vanne qui provoque un débit de 15 l/s (soit 3 fois plus que le débit de base) ainsi que sa fermeture sont provoquées

manuellement et sans période transitoire. L'injection d'eau provoque la remise en suspension des sédiments et une érosion localisée des berges. L'eau acquiert ainsi, au point considéré comme l'entrée dans le réseau hydrographique, une charge en matières en suspension (MES) conformément à la situation d'une crue réelle. Le débit de pointe, volontairement proche de celui d'une crue estivale, est maintenu constant pendant 120 min. Sa mesure s'effectue à l'exutoire à l'aide d'une lame déversante en V reliée à un limnigraphe.

Quatre points divisent le segment étudié (Fig. 3): le point A, considéré comme le départ du tronçon expérimental, se

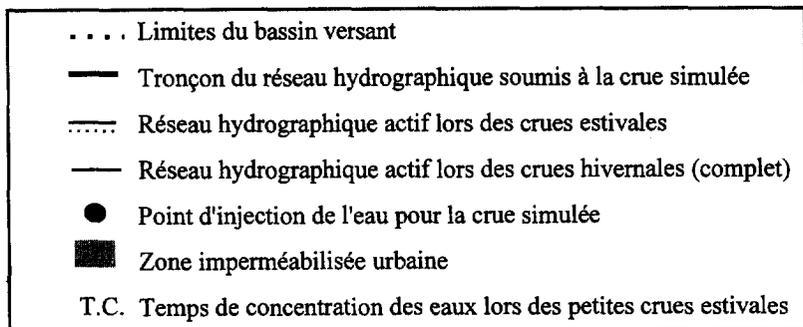
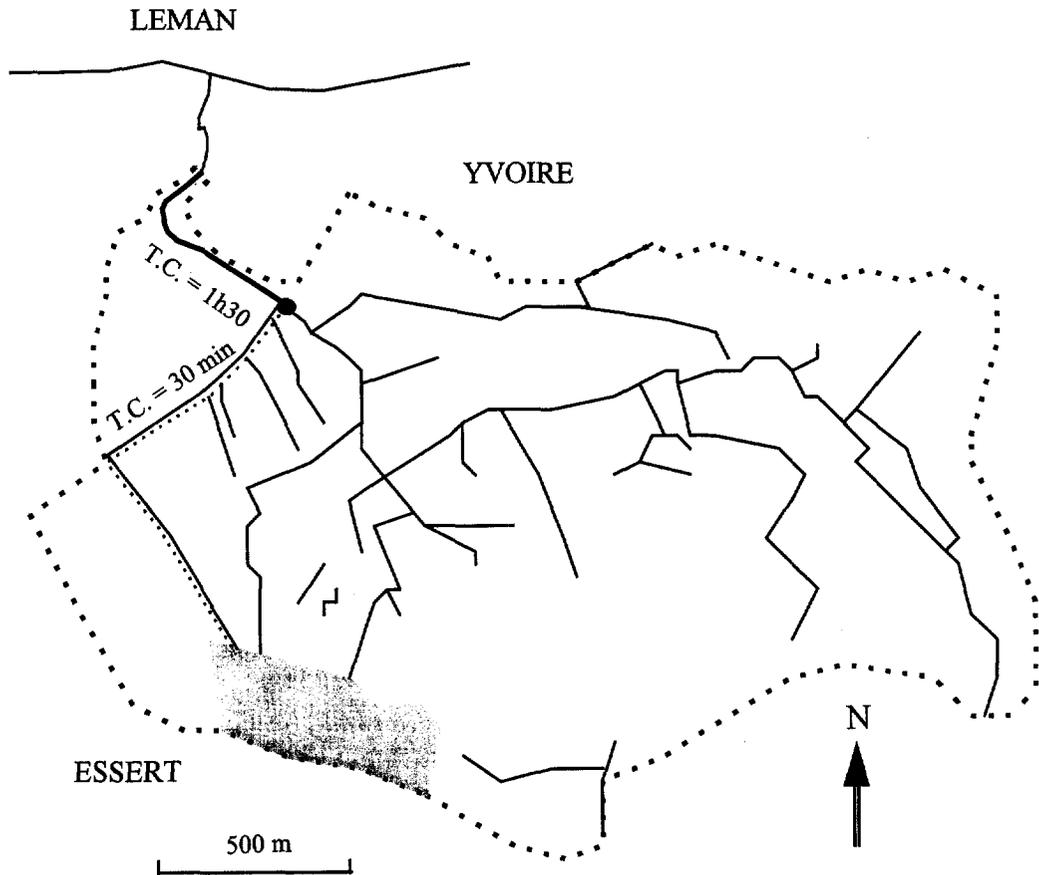


Fig. 2. Le bassin versant du Mercube et son réseau hydrographique.
Fig. 2. Mercube watershed and its hydrological network.

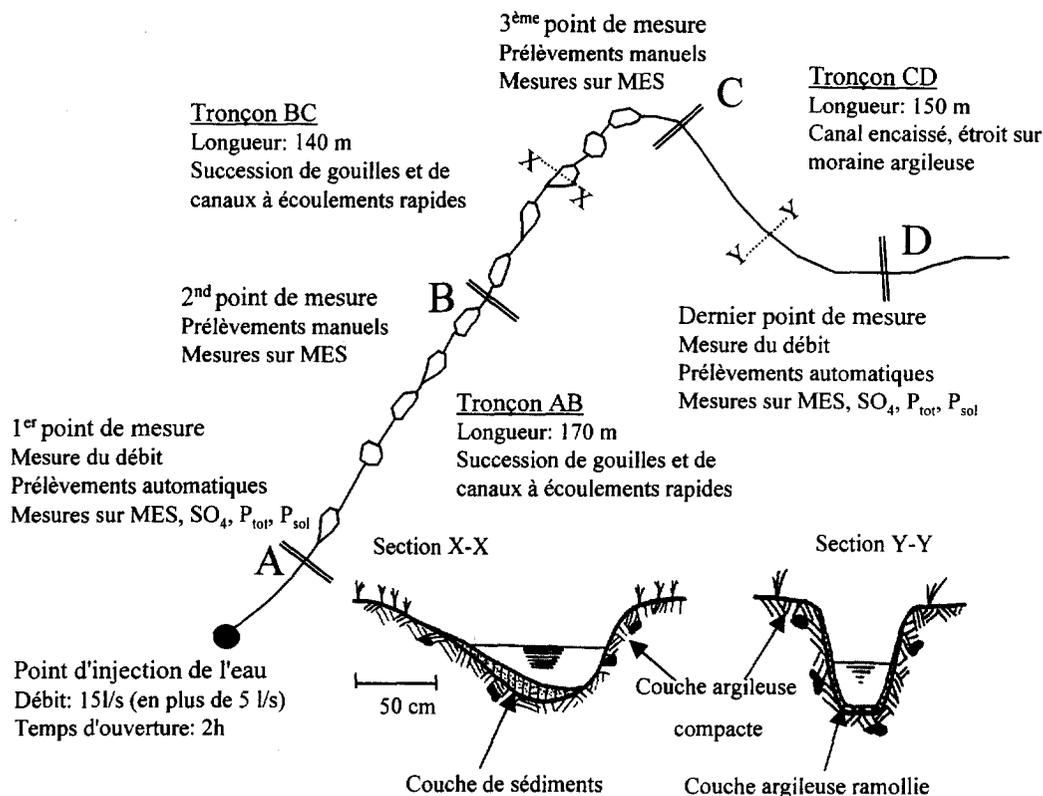


Fig. 3. Description du tronçon expérimental et des mesures effectuées.
Fig. 3. Experimental reach and sampling.

situé une dizaine de mètres en aval du point d'injection afin que le mélange entre les eaux naturelles, introduites et les suspensions soit complet. Le point D, représentant la sortie du tronçon est situé à l'exutoire du bassin versant. L'échantillonnage des eaux aux points A et D est automatisé (préleveurs ISCO). Des mesures sont également effectuées sur deux autres points intermédiaires (B et C) afin de localiser les zones éventuelles propices à la sédimentation et à l'érosion et de connaître l'amplitude de ces phénomènes. Les prélèvements y sont manuels.

Ayant pour double objectif (1) de calculer les flux le plus exactement possible (Dorioz *et al.*, 1991) et (2) d'établir des relations entre débit et concentrations en MES ou en solutés, les échantillons sont récoltés à un pas de temps de 10 min. Dans le cas d'une crue estivale réelle, plus longue, nous choisissons le pas de temps de 30 min. Les eaux, conservées à 4°C, sont analysées moins de 24 h après leur échantillonnage. Les points B et C ne font l'objet que de mesures de MES. Aux points extrêmes, en revanche, sont analysés, outre les MES, les ions de références tels que les chlorures, sulfates et nitrates (exprimés en N-NO₃) ainsi que le phosphore sur eaux brutes, filtrées (Whatman, 0.7 µm) et les orthophosphates (respectivement désignés par P_{tot}, P_{sol} et P_{ortho}). La part de ces derniers dans le phosphore dit soluble est majoritaire (> 60%). La différence entre P_{tot} et P_{sol} est désignée par phosphore particulaire (P_{part}). La méthode chimique de détermination du phosphore se fait selon la norme Européenne EN 1189 (1997). La minéralisation du P_{tot} est effectuée par le peroxydisulfate en milieu acide à l'autoclave.

RÉSULTATS

Conditions initiales de la crue artificielle

La veille de la crue artificielle, les MES et les solutés décrits précédemment ont été mesurés aux points A et D, sur une durée de 4 h et à partir de prélèvements effectués toutes les 30 min. Ces mesures sont comparées à celles effectuées sur l'eau entrant dans le tronçon lors de la phase expérimentale (Tableau 1).

Les caractéristiques hydrochimiques de l'étiage, qui durait depuis un mois, sont celles habituellement observées pour un tel régime. A l'étiage, les débits sont identiques en amont et en aval du tronçon expérimental; ils sont multipliés par 4 en phase expérimentale. Si les concentrations du P_{sol} sont identiques entre A et D (conditions pré-expérimentales), les concentrations en P_{part} (demeurant toujours faibles) traduisent le rôle de puits joué par le tronçon pendant la mesure. Le même abattement est observé pour les MES. La durée de l'échantillonnage portant sur les concentrations initiales n'est cependant pas suffisante pour extrapoler ces résultats à une plus longue période et en déduire une rétention significative du phosphore en basses eaux. Quant aux autres solutés mesurés la veille à l'étiage, leurs flux se conservent.

En ce qui concerne l'eau pénétrant le Mercube au point A lors de la crue artificielle (constituée pour 75% d'eau injectée), sa qualité s'est révélée quasi-

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux en périodes d'étiage et de crue simulée
Table 1. Water discharge and chemical content, before and during the artificial flood

| | Débit _{moyen} (l/s) | MES _{moyen} (mg/l) | P _{partmoyen} (μg/l) | P _{solmoyen} (μg/l) | NO _{3moyen} (mg/l) | Cl _{moyen} (mg/l) | SO _{4moyen} (mg/l) |
|---------------------------|------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| Avant expérimentation A | 5 | 15 | 10 | 4 | 3.3 | 15.3 | 35.6 |
| Avant expérimentation D | 5 | 5 | 1 | 4 | 3.1 | 15.9 | 35.3 |
| Pendant expérimentation A | 20 | Variable | 3 | 7 | 0.7 | 7.0 | 207.9 |

ment constante pour les concentrations en sulfates, nitrates et chlorures. L'ion sulfate, présent dans l'eau d'injection à des concentrations six fois plus fortes que l'eau sert de traceur.

Modalités de transfert de l'eau injectée

L'augmentation du débit à l'exutoire liée à l'apport artificiel d'eau dans le réseau se manifeste au temps $t_0 + 50$ min suivant le début de l'injection (Fig. 4). Le débit atteint alors en 20 min sa valeur maximale à 20 l/s et s'y maintient pendant les 90 min suivantes. De même que pendant l'étiage, les débits de pointe en A et D sont identiques. Le retour au débit de base est obtenu après un laps de temps de 100 min suivant l'arrêt de l'injection. L'augmentation de la concentration en sulfates mesurée à l'exutoire, qui trace l'arrivée de l'eau injectée, se produit au temps $t_0 + 100$ min, soit avec un retard de 50 min par rapport à celle du débit. Ce délai supplémentaire traduit donc un mode de transfert différent de l'eau et des solutés introduits et suggère un fonctionnement hydrologique en deux phases: dans un premier temps l'augmentation du débit est liée à la progression de l'eau par "effet piston", dans un second temps l'écoulement est constitué de l'eau introduite après élimination préalable du stock d'eau existant. Ce phénomène se vérifie aussi en décrue: l'analyse chimique de l'eau à l'exutoire, 240 min après la réapparition du débit d'étiage, porte encore la signature de l'eau d'injection. Etant donné ce fonctionnement, on considère la fin de la crue lors du retour des concentrations en sulfates à leur valeur d'étiage, soit 35 mg/l à $t_0 + 480$ min.

Bilans de masses dans le tronçon expérimental en crue

Les valeurs inscrites au Tableau 2 présentent les bilans de masse effectués lors de la crue artificielle entre le point A et l'exutoire D sur une durée de 480 min.

Une fois encore les anions nitrates, chlorures et sulfates se transmettent intégralement alors qu'il y a rétention partielle des matières en suspension et du phosphore, y compris de sa forme soluble. En effet, les différences de masses calculées pour les anions (de -5 à +4%) sont peu significatives et liées aux imprécisions de la mesure du débit et des concentrations (Dorioz *et al.*, 1991). Ces différences sont huit à dix fois inférieures à celles observées sur les formes du phosphore et des MES. La rétention des

MES et du phosphore dans le tronçon se traduit par une teneur moyenne en P des MES plus faible à la sortie qu'à l'entrée (600 μg/g et 800 μg/g respectivement). Il est cependant souvent fait mention du phénomène inverse, à savoir que la sédimentation sélective au cours du transfert des particules les plus grossières, possédant par ailleurs les surfaces spécifiques les plus faibles, se traduit par un enrichissement relatif du contenu en P des MES (Smith *et al.*, 1993). Ceci suggère que les MES exportées ne résultent pas seulement d'un transfert passif de celles introduites au sein du cours d'eau.

Les mécanismes de rétention et de transport des MES peuvent se décomposer par l'analyse de l'évolution de leur concentration aux 4 points de mesures (Fig. 5). Si on exprime par 100 les 19.4 kg de matières en suspension introduites au point A, les valeurs 57 sont obtenues pour l'immobilisation entre les points A et B, 11 pour l'immobilisation entre les points B et C. Cet effet puits très important entre A et B, plus faible entre B et C s'explique à la fois par l'abondance des matières en suspension en A et par l'existence de nombreuses zones de sédimentation au sein du chenal d'écoulement (Fig. 3). Entre le point C et l'exutoire, on note une reprise significative de la mise en suspension (23% par rapport aux matières introduites) traduisant une érosion des dépôts sédimentaires et/ou une abrasion du fond du lit. Aucune érosion des berges n'a été notée le long du ruisseau.

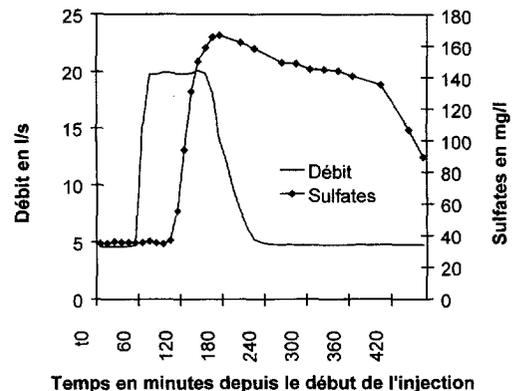


Fig. 4. Evolution de la concentration en SO₄ à l'exutoire pendant la crue artificielle.

Fig. 4. Evolution of SO₄ concentration at the outlet during the artificial flood.

Tableau 2. Bilan de masse des matières particulaires et en solution pendant la crue artificielle, sur 480 min
Table 2. Soluble and particulate matter mass balance during the artificial flood (480 min)

| | Volume (m ³) | SO ₄ (kg) | Cl (kg) | NO ₃ (kg) | MES (kg) | P _{part} (g) | P _{sol} (g) |
|--------------------|--------------------------|----------------------|---------|----------------------|----------|-----------------------|----------------------|
| Point A | 245 | 25.6 | 3.39 | 0.57 | 19.4 | 15.3 | 2.5 |
| Exutoire (point D) | 251 | 27 | 3.24 | 0.55 | 10.6 | 6.3 | 1.7 |
| Entrée-sortie | 6 | -1.4 | 0.15 | 0.02 | 8.8 | 9 | 0.8 |
| Taus de rétention | Négligeable | -5% | 4% | 4% | 45% | 59% | 31% |

Comparaison des courbes d'évolution du débit et des concentrations en MES et P lors de la crue artificielle

L'augmentation de la concentration des MES et du P_{tot} à l'exutoire (Fig. 6) se fait aussi brutalement que celle du débit. Il faut environ 20 min pour passer du bruit de fond naturel ([MES] = 10 mg/l, [P_{tot}] = 5 µg/l) à la valeur maximum ([MES] = 130 mg/l, [P_{tot}] = 140 µg/l). Les pics de concentration sont étroits, d'une durée inférieure à 20 min. Si la décroissance des concentrations en matières en suspension est brutale après le maximum, elle connaît un ralentissement à t₀+130 min (stabilisation à 50 mg/l pendant 30 min). Cette discontinuité apparaît encore plus nettement avec les mesures de phosphore qui montrent une seconde augmentation de sa concentration (augmentation de 20 mg/l à t₀+130 min). Si on se réfère à l'origine de l'eau telle qu'indiquée par les sulfates, le premier pic se produit avant l'arrivée de l'eau injectée (Fig. 4) et correspond donc à la mobilisation des sédiments de la rivière. Le deuxième pic de phosphore coïncide avec l'arrivée de l'eau injectée et des sédiments associés. Ce phénomène nous permet d'affiner le bilan de masse global en tenant compte désormais de l'origine des matières transportées selon qu'elles soient issues de la resuspension ou du transfert.

Détermination de l'origine des MES et du P_{tot}

La décomposition des flux de matières à l'exutoire lors de la crue simulée se base sur l'existence des doubles pics de MES et de P_{tot} (Fig. 6). La séparation des pics ne peut pas être effectuée de manière très précise et nous considérons comme limite entre les deux périodes de l'arrivée de l'eau marquée par le changement de concentration en sulfates à t₀+120 min. Ainsi, le calcul des masses exportées lors de la première période (par intégration de l'aire sous la courbe des concentrations entre t₀ et t₀+120 min) permet d'estimer la quantité minimale provenant du lit de la rivière (relargage). Le deuxième pic permet de calculer la quantité de matières qui a été transférée depuis le point d'injection jusqu'à l'exutoire (part transférée) et qui peut être considérée, au contraire, comme une valeur maximale. La différence entre la masse de matières injectées au point d'entrée et la part transférée permet de connaître la quantité stockée dans le tronçon. Le Tableau 3 résume l'ensemble de ces résultats.

La contribution relative du réseau hydrographique lui-même représente 58% des MES transférées à l'exutoire, 70% du P_{part} et 24% du P_{sol}. Malgré la quantité relativement importante des particules introduites au point d'entrée, la part émise à l'exu-

toire par le tronçon reste plus importante que celle des matières injectées et transférées. C'est donc plus le rôle d'émetteur de particules et de phosphore que de canal passif qu'a joué le tronçon expérimental du Merube.

La rétention des matières par stockage est également très forte puisqu'elle atteint jusqu'à 88% pour le P_{part} introduit. Une telle rétention, on l'a signalé, est due aux fortes concentrations de matières en suspension à l'entrée du tronçon et au faciès de la rivière. On note également la part importante du P_{sol} retenue (48%), alors que le transfert des autres anions (SO₄, Cl, NO₃) est conservatif.

Tous ces phénomènes mis en lumière lors de la crue simulée existent également pour des crues réelles, et la méthode de décomposition des flux leur est transposable.

Analogies entre la crue estivale et la crue simulée

La crue estivale analysée se produit le 11/07/95 et fait suite à une averse de 20 mm en moins de 2 h. La montée brutale, nette et limitée du débit (Fig. 7) suggère l'origine uniquement urbaine de l'eau provenant des surfaces imperméables, ce que confirme une tournée de terrain lors de l'averse. De même que pour la crue artificielle, la fin de la crue est définie lorsque les concentrations des anions retournent à leur niveau de base, soit 36 h après le début de la crue. Les pics de concentration (850 mg/l de MES et 1100 µg/l de P_{tot}) sont au niveau des maxima annuels.

Des rapprochements entre la crue estivale et expérimentale peuvent être faits aussi bien sur le déroulement des phénomènes que sur les réponses hydrochimiques mesurées à l'exutoire. La crue esti-

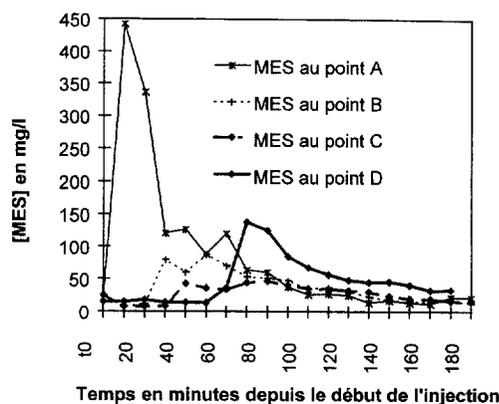


Fig. 5. Evolution comparée des concentrations en MES aux 4 points de prélèvements.

Fig. 5. Suspended matter measured at the four locations of the experimental reach during the artificial flood.

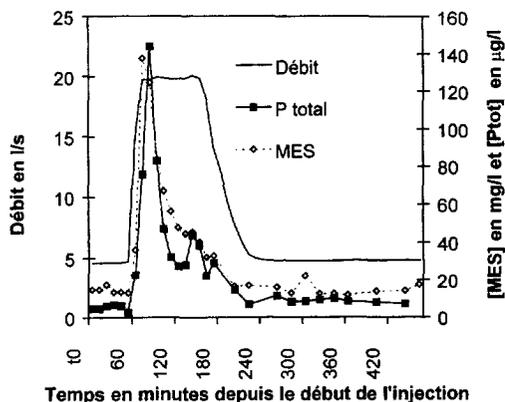


Fig. 6. Evolution de la concentration des MES et du P à l'exutoire pendant la crue artificielle.

Fig. 6. Evolution of total P and suspended matter at the outlet during the artificial flood.

vale est comparable à la crue artificielle sur les points suivants:

—elle intervient dans un contexte hydrologique similaire, pendant un étiage. Le débit de pointe est sensiblement plus fort (33 l/s contre 25) et le volume d'eau enregistré équivalent,

—il n'existe pas d'arrivées latérales d'eaux dans le ruisseau, une seule zone d'alimentation étant mise en jeu,

—les variations de la concentration en sulfates servent à indiquer l'arrivée de l'eau en excès; mais, contrairement aux augmentations de concentration enregistrées lors de la crue artificielle, c'est leur dilution par l'eau de ruissellement (teneur de la pluie: 3 mg/l de SO_4) qui est prise en compte. La conductivité et les chlorures, qui présentent le même comportement, auraient aussi pu servir de traceurs,

—un net décalage d'environ 90 min dû à l'effet piston se produit entre l'augmentation de débit et la variation de la concentration en sulfates (initialement de 33 mg/l, elle chute à 23 mg/l) se produit (Fig. 8),

—deux pics principaux distincts de MES se détachent, espacés d'environ une heure (Fig. 7). Par contre, le premier pic n'est que relatif (650 mg/l et 850 mg/l pour le second) et les valeurs atteintes bien plus importantes. Ceci suggère pour la crue estivale que la resuspension des sédiments du réseau hydrographique a lieu dans une première phase, suivie de l'arrivée des MES exogènes introduites dans le réseau par du ruissellement,

—de même que pour les MES, un maximum relatif de P_{tot} est atteint lors de la crue (450 μ g/l), le

maximum absolu (> 1 mg/l) étant situé en phase de décrue; le décalage entre les deux pics de phosphore est d'environ une heure, temps nécessaire au renouvellement des eaux du ruisseau.

Décomposition des flux de phosphore émis pendant la crue estivale

Les ressemblances entre les crues simulée et la crue réelle nous permettent de raisonner les résultats de la crue estivale de manière identique à ceux de la crue artificielle: les doubles pics de MES et de P_{tot} impliquent une double origine. Celle-ci est en outre confirmée par la qualité différente des MES: La teneur en phosphore des sédiments remis en suspension, de 800 μ g/g, les différencie clairement des sédiments transférés depuis la zone active urbaine qui contiennent jusqu'à 1500 μ g/g. Nous décomposons donc les flux de la même façon que pour la crue artificielle et établissons un bilan de matières précises tenant compte de la contribution propre du réseau et de son rôle en tant que vecteur de pollution (Tableau 4). Les entrées dans la Mercube étant inconnues pendant cette crue, il est possible de calculer la part du stockage.

Ces résultats montrent que, contrairement à ce qui s'était passé pendant la crue simulée, la part du P et des MES transférée est prépondérante: même si le cours d'eau lui-même fournit six fois plus de sédiments que pendant la crue simulée (Table 3), cette part ne représente que 20% et 35% des exportations globales de la crue en P_{tot} et MES respectivement. La masse de P et de MES transférée à l'exutoire est respectivement 16 et 10 fois plus importante que lors de la crue simulée. Cette différence notable s'explique par un réseau hydrographique trois fois plus long, soumis à des rejets temporaires de pollution organique constituant un stock lointain, et à travers l'existence d'une zone active imperméable inexistante dans le cas de la crue artificielle. La part de phosphore transférée est majoritairement particulaire ($> 75\%$). La fraction particulaire est encore plus forte pour le destockage (94%). Pour la crue estivale, la source externe demeure donc prépondérante pour l'exportation de phosphore soluble et particulaire.

DISCUSSION—CONCLUSION

Le déroulement de la crue artificielle a eu lieu sur un tronçon de ruisseau (300 m) ne recevant pas de pollution ponctuelle et dont la teneur des eaux en P est très faible en étiage. L'augmentation du débit est restée modeste, correspondant à celle de petites

Tableau 3. Bilan de masse détaillé des MES et du P dans le tronçon expérimental lors de la crue artificielle
Table 3. Detailed P and suspended matter mass balance in the experimental reach during the artificial flood

| Composantes du bilan | Entrée en A | | | Stockage | | Part transférée | | Destockage | | Sortie en D |
|----------------------|-------------|------|----------|----------|----------|-----------------|-----|------------|----------|-------------|
| | Masse (m) | m | % entrée | m | % entrée | % sortie | m | % sortie | % entrée | |
| MES en kg | 19.4 | 14.9 | 77 | 4.5 | 23 | 42 | 6.1 | 58 | 55 | |
| P_{part} en g | 15.3 | 13.4 | 88 | 1.9 | 12 | 30 | 4.4 | 70 | 41 | |
| P_{sol} en g | 2.5 | 1.2 | 48 | 1.3 | 52 | 76 | 0.4 | 24 | 68 | |

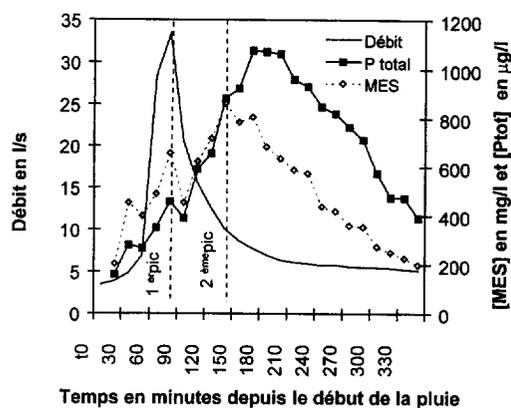


Fig. 7. Evolution des concentrations en P et en MES à l'exutoire lors de la crue estivale.

Fig. 7. Evolution of P and suspended matters concentrations at the outlet during the summer flood.

crues estivales. Quatre enseignements principaux peuvent être retenus:

Malgré l'augmentation de débit, la rivière s'est globalement comportée comme un piège à sédiments. Vis à vis des particules, les 200 premiers mètres ont joué le rôle de décanteur, les 100 derniers étant au contraire plus sensibles à l'abrasion du lit et à la remise en suspension de sédiments non consolidés. Ces comportements opposés s'expliquent par des modes d'écoulements différents selon la morphologie du ruisseau. Ils impliquent qu'à une plus grande échelle, le réseau hydrographique ne peut être considéré que comme une boîte noire, modifiant les entrées et participant aux sorties comme le soulignent de nombreux auteurs (Hoffmann *et al.*, 1996; Svendsen *et al.*, 1995; Casey et Farr, 1982).

Le renouvellement de l'eau du tronçon expérimental s'est fait par effet piston, l'augmentation du débit précédant l'arrivée de l'eau injectée. Ce phénomène, décrit par Verhoff *et al.* (1979) est lié à une transmission plus rapide de l'onde cinématique que de l'eau elle-même. De ce fait, dès le début de la crue, un premier pic de particules apparaît, correspondant à une contribution du lit de la rivière et principalement à la remise en suspension des sédiments non consolidés; un second plus tardif et ténu provient du transfert des matières de l'eau injectée. L'émission de phosphore s'effectue selon le même schéma, essentiellement sous la forme d'un pic de P_{part} précoce et limité dans le temps. Le second pic de P_{tot} lié à l'eau injectée est surtout composé de P_{sol} .

Le transit dans le ruisseau se traduit par une rétention de la moitié du flux de P_{sol} , alors que ce phénomène de rétention ne semble pas exister en étiage. Cette rétention du phosphore soluble lors de la crue artificielle pourrait s'expliquer par une réaction de sorption, au point d'injection, entre les particules (450 mg/l) et le P_{sol} . Le phosphore soluble du deuxième pic, associé aux sédiments mus par l'onde de pression, doit sa présence aux phénomènes inverses de désorption et de dissolution, ainsi qu'à l'apparition probable de l'eau interstitielle.

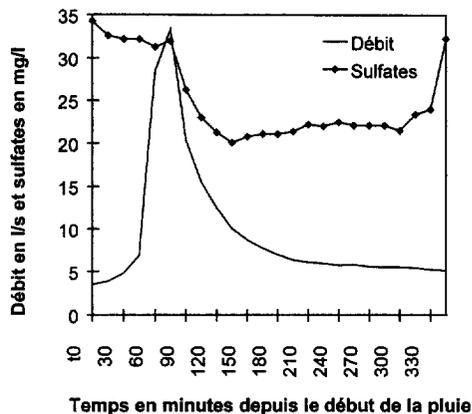


Fig. 8. Evolution de la concentration en SO_4 à l'exutoire lors de la crue estivale.

Fig. 8. Evolution of SO_4 concentration at the outlet during the summer flood.

Ces phénomènes hydrochimiques apparaissent également lors d'une crue estivale de même ampleur, l'exportation des eaux en deux temps impliquant deux pics successifs de MES et P liés au destockage et au transit. Lors de crues hivernales plus importantes (évacuation de cent fois plus de matières qu'en été), il est possible que le phénomène de juxtaposition des flux soit masqué à cause des volumes considérables déferlant à l'exutoire et des temps de transfert considérablement raccourcis. Il est donc nécessaire d'augmenter la fréquence des échantillonnages en début de crue. Les échantillonnages automatiques proportionnels au débit, ne sont pas vraiment adaptés à ce genre de situation.

Le relargage de phosphore mis en valeur demeure tenu à cause de l'absence de pollution en période d'étiage. Dans des bassins versants où les eaux sont très concentrées en P_{sol} lors des étiages, de telles expérimentations pourraient confirmer le rôle joué par le phosphore stocké au niveau des sédiments, en marquant mieux les mécanismes de relargage; Dorioz *et al.* (1989) ont montré que le stockage de P pouvait atteindre 70% des flux introduits par un égout dans une rivière à l'étiage. Il est également probable qu'une rivière riche en périphyton aurait donné des résultats différents des nôtres en cas de crue.

La rétention du phosphore soluble peut s'expliquer par une réaction avec les particules, notamment lors des décrues lorsque des concentrations importantes de P_{sol} et de MES fines persistent encore dans le cours d'eau. Elle peut aussi être due à la précipitation du phosphore avec des carbonates. Cette rétention temporaire de la fraction la

Tableau 4. Bilan de masse détaillé des MES et du P lors de la crue estivale
Table 4. Phosphorus and suspended matter mass balance during the summer flood

| | MES (kg) | P_{part} (g) | $P_{soluble}$ (g) |
|-------------------|----------|----------------|-------------------|
| Relargage | 37 | 25 | 1.7 |
| Part transférée | 85 | 75 | 22 |
| Emissions totales | 124 | 100 | 24 |

plus biodisponible du phosphore peut contribuer à la baisse de sa bioutilisation et se traduire par un gain net vis à vis du milieu récepteur.

De nombreuses études entreprises à l'échelle du bassin versant tentent de corréliser les données hydrochimiques de l'exutoire avec ce qui se déroule sur le bassin versant en termes d'émission de pollution à partir de zones actives (ou de ruissellement). L'hypothèse de l'existence d'un lien direct entre l'observation de signes d'érosion et la présence de phosphore à l'exutoire sous-entend que le réseau hydrographique ne modifie en rien la transmission des flux et se borne à un rôle de transmetteur uniquement. Par une expérimentation de crue artificielle, nous isolons le rôle unique du ruisseau, en ne faisant pas intervenir les zones actives et en contrôlant les entrées de matières en suspension. Pendant la petite crue, le ruisseau se révèle être une zone active à part entière, puisque la majorité des sédiments exportés ne provenait pas de ceux qui avaient été injectés mais de ceux remis en suspension.

En termes d'impacts sur le milieu récepteur, la succession rapide des pics de phosphore (injecté ou remis en suspension) mise en évidence ne paraît pas avoir d'importance. Cependant, l'étude fine des mécanismes se déroulant lors d'une crue aboutit à la décomposition de l'hydrogramme et par suite à la détermination de l'origine de la pollution. Les moyens à mettre en oeuvre contre la pollution diffuse passent forcément par une meilleure connaissance de ses mécanismes de transfert, de ses zones d'émission et de leur contribution respective lors des crues.

Acknowledgements—Ce travail a pu être réalisé grâce au S.I.V.O.M. du Bas Chablais pour la mise à disposition de l'eau injectée, au laboratoire de chimie de l'INRA de P. Blanc. Nous remercions particulièrement J.-Cl Védry (Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne) et A. Ferhi (Centre de Recherche Géodynamique, Thonon) pour leur aide apportée à la rédaction de cet article, A. Cassell (Université du Vermont, U.S.A.) pour sa contribution à la traduction ainsi que A. Orand pour son appui technique.

REFERENCES

- Bencala E. B., Kennedy V. C., Zellweger G. W., Jackman A. P. and Avanzino R. (1984) Interactions of solutes and streambed sediment. An experimental analysis of cation and anion transport in a mountain stream. *Wat. Resources Res.* **20**, 1797.
- Bouchardy J.-Y. (1992) *Méthodologie pour la spatialisation des zones sensibles à la pollution diffuse agricole par le phosphore à l'aide de la télédétection et des S.I.G.*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble 1.
- Casey H. and Farr I. S. (1982) The influence of within-stream disturbance on dissolved nutrient levels during spates. *Hydrobiologia* **92**, 447.
- Dorioz J. M. (1996) Fate of sediment and nutrients in watershed. *Proceedings from an International Workshop "Sediment and Phosphorus: Erosion and Delivery, Transport and Fate of Sediments and Sediment-Associated Nutrients in Watershed"*, Silkeborg, Denmark. NERI, Technical Report No. 178.
- Dorioz J. M. and Ferhi A. (1994) Pollution diffuse et gestion du milieu agricole: transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Wat. Res.* **28**, 395.
- Dorioz J. M., Pilleboue E. and Ferhi A. (1989) Dynamique du phosphore dans les bassins versants: importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. Phosphorus dynamics in watersheds: role of trapping processes in sediments. *Wat. Res.* **23**, 147.
- Dorioz J. M., Orand A., Pilleboue E. and Blanc P. (1991) Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins versants ruraux. *Rev. Sci. Eau* **4**, 211.
- Dorioz J. M., Cassell E. A., Orand A. and Eisenman K. G. (1997) Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron river watershed. *Hydrol. Processes*. à paraître.
- Etchandu D. and Probst J. L. (1986) Erosion et transport de matière en suspension dans un bassin versant en région agricole. Méthode de mesure du ruissellement superficiel, de sa charge et des deux composantes du transport solide dans un cours d'eau. *C. R. Acad. Sci. T.* **302**(série II), 1063.
- Européenne Norm EN 1189 (1997) Dosage du phosphore. Recueil de normes Françaises 1997 Qualité de l'eau, tome III, Méthodes d'analyse 2-AFNOR.
- Garban B., Ollivon D., Poulin M., Gaultier V. and Chesterikoff A. (1995) Exchanges at the sediment-water interface in the River Seine, downstream from Paris. *Wat. Res.* **28**, 473.
- Green D. B., Logan T. J. and Smeck N. E. (1978) Phosphate adsorption-desorption characteristics of suspended sediments in the Maumee River Basin of Ohio. *J. Environ. Qual.* **7**, 208.
- Hoffman J. P., Cassell E. A., Drake J. C., Levine S., Meals D. W. and Wang D. (1996) Understanding phosphorus cycling, transport and storage in stream ecosystems as a basis for phosphorus management. Technical Report No. 20. Lake Champlain Basin Program, Grand Isle, Vermont.
- Newbold J. D., Elwood J. W., O'Neil R. V. and Sheldon A. L. (1983) Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem: a study of nutrient spiralling. *Ecology* **64**, 1249.
- Pilleboue E. and Dorioz J. M. (1986) Mass-balance and transfer mechanism of phosphorus in a rural watershed of Lac Léman, France. in *Sediment and Water Interactions. Proceedings of 3rd Sediment/Freshwater Symposium*. ed. P. G. Sly. pp. 91-102. Springer, New York.
- Richey J. S., McDowell W. H. and Likens G. E. (1985) Nitrogen transformation in a small mountain stream. *Hydrobiologia* **124**, 129.
- Sebetich M. J., Kennedy V. C., Zand S. M., Avanzino R. J. and Zellweger G. W. (1984) Dynamics of added nitrate and phosphate compared in a northern California woodland stream. *Wat. Res. Bull.* **20**, 93.
- Smith S. J., Sharpley A. N. and Ahuja L. R. (1993) Agricultural chemical discharge in surface water runoff. *J. Environ. Qual.* **22**, 474.
- Svendsen L. M. and Kronvang B. (1993) Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed. *Hydrobiologia* **251**, 123.
- Svendsen L. M., Kronvang B., Kristensen P. and Graesbol P. (1995) Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system: importance of retention and non-point sources. *Hydrol. Processes* **9**, 119.
- Triska F. J., Kennedy V. C., Avanzino R. J., Zellweger G. W. and Bencala E. B. (1989) Retention and transport of nutrient in a third-order stream: channel processes. *Ecology* **70**, 1877.
- University of Mississippi (1989) *Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystem. Stream solute workshop. J. N. Am. Benthol. Soc.* **9**, 95.
- Verhoff F. H., Melfi D. A. and Yaksich S. M. (1979) Storm travel distance calculation for total phosphorus and suspended materials in rivers. *Wat. Resources Res.* **15**, 1354.