

Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins-versants ruraux Nutrient transfers in smala watersheds: problems of sampling

J. M. Dorioz,, A. Orand, E. Pilleboue, P. Blanc, M. Colon and J. P. Bosse

Volume 4, Number 2, 1991

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705097ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705097ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Dorioz,, J. M., Orand, A., Pilleboue, E., Blanc, P., Colon, M. & Bosse, J. P. (1991). Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins-versants ruraux. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 4(2), 211–238. <https://doi.org/10.7202/705097ar>

Article abstract

Water and suspended matter sampling in hydrographic networks is studied through various sampling systems and procedures, and through devices used in fields and in laboratories (*fig. 1*).

Large size particles tend to be underestimated whatever the sampling procedure (manual or automatic) (*fig. 2, 3*). On the other hand, the sampling for soluble elements and small site particles (less than 50 μm) is very reliable. This is observed in suspended matter concentrations, eg < 2 g.l^{-1} .

The largest particles of suspended matter sometimes contribute to nutrient transfer, e.g. phosphorous. This however depends upon the presence of soil microaggregates and nutrient geochemistry. Moreover, natural hydrological variations give rise to another problem for sampling, especially for suspended matter (*fig. 7, 9, 10, table 2*).

Comparatively the variation due to preservation of water is of secondary importance (*fig. 11*).

However, thanks to results from monitoring in experimental watersheds, it is possible to find the best sampling station and the best time to carry out sampling (*fig. 12, 13; table 3*).

Duration of survey and intervals between each sample depend, of course, upon the objectives of the study, but also upon watershed characteristics.

Considering these characteristics, we propose an example of sampling strategy in the text (*table 6, fig. 5*).

Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins-versants ruraux

Nutrient transfers in small watersheds :
problems of sampling

J.M. DORIOZ¹, A. ORAND¹, E. PILLEBOUE¹, P. BLANC¹
avec la collaboration technique de M. COLON et J.P. BOSSE

Reçu le 2 octobre 1989, accepté le 14 novembre 1990*.

RÉSUMÉ

Cet article traite de la représentativité des prélèvements d'eau effectués dans le cadre de suivis de bassins versants ou de rivières.

Les réflexions proposées sont en premier lieu basées sur des expérimentations de laboratoire et de terrain destinées à comparer divers systèmes et modalités de prélèvements. Les résultats obtenus montrent en particulier que les prélèvements de matières en suspension de dimensions > 100 µm sont peu fiables alors que ce type de particules présente, dans certain cas, une contribution non négligeable aux flux de phosphore total.

Les suivis réalisés en divers points représentatifs de petits bassins expérimentaux fournissent des éléments de discussion complémentaires sur le choix des sites des prélèvements et sur les pas de temps de ceux-ci. Nous montrons entre autre, toute l'importance de saisir le début des crues dans les bassins à forte pollution ponctuelle et de considérer des suivis des périodes suffisamment longues pour intégrer les divers fonctionnements hydro-chimiques du bassin versant étudié.

Mots clés : bassin versant, prélèvement, préleveur automatique, crues, étiage, pollution, matière en suspension.

SUMMARY

Water and suspended matter sampling in hydrographic networks is studied through various sampling systems and procedures, and through devices used in fields and in laboratories (fig. 1).

1. Institut de Limnologie, B.P. 511 - 74203 Thonon-les-Bains Cédex, France.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 décembre 1991.

Large size particles tend to be underestimated whatever the sampling procedure (manual or automatic) (fig. 2, 3). On the other hand, the sampling for soluble elements and small size particles (less than 50 μm) is very reliable. This is observed in suspended matter concentrations, eg $< 2 \text{ g.l}^{-1}$.

The largest particles of suspended matter sometimes contribute to nutrient transfer, e.g. phosphorous. This however depends upon the presence of soil microaggregates and nutrient geochemistry. Moreover, natural hydrological variations give rise to another problem for sampling, especially for suspended matter (fig. 7, 9, 10, table 2).

Comparatively the variation due to preservation of water is of secondary importance (fig. 11).

However, thanks to results from monitoring in experimental watersheds, it is possible to find the best sampling station and the best time to carry out sampling (fig. 12, 13 ; table 3).

Duration of survey and intervals between each sample depend, of course, upon the objectives of the study, but also upon watershed characteristics. Considering these characteristics, we propose an example of sampling strategy in the text (table 6, fig. 5).

Key-words : water sampling, automatic samples, watershed, stormflow, low-flow, pollution, suspended sediment.

1 - INTRODUCTION

Dans le cadre des études concernant la qualité de l'eau, l'établissement des bilans dans les bassins versants ou les apports aux lacs, la question de la représentativité des prélèvements d'eau est largement compliquée par la variabilité des systèmes hydrologiques (CEBEDEAU, 1963 ; PLUARG, 1978 ; CIPÉL, 1984 ; BALLAND, 1983 ; DUPRAZ, 1985 ; PROBST, 1985). Le problème se pose en premier lieu au niveau du choix du (des) sites (s), du mode et de l'époque de prélèvement, mais aussi au niveau des méthodes d'intégration de données continues, les débits, et des mesures ponctuelles, les concentrations en nutriments ou micropolluants...

Les interrogations soulevées par divers auteurs portent en particulier sur :

- 1) les variations induites par le mode de prélèvement lui-même, qu'il s'agisse de substances dissoutes ou en suspension,
- 2) la variation induite par le mode de conservation des échantillons,
- 3) la variation liée au choix du site de prélèvement et à l'état hydrologique de celui-ci,
- 4) la variation liée à la « stratégie » d'échantillonnage : pas de temps de récolte des échantillons d'eau, mode de réalisation d'échantillons moyens, choix d'échantillons ponctuels.

La réponse à ces questions diffère plus ou moins selon l'élément étudié et son comportement géochimique.

Notre propos n'est pas de tenter une analyse exhaustive de ces questions, mais plutôt de proposer des réflexions sur ces thèmes, à partir de l'expérience acquise lors de l'étude des transferts de nutriments (N et P) dans le bassin versant du lac Léman (PILLEBOUE et DORIOZ, 1986). Nous laisserons en particulier en suspens plusieurs problèmes bien traités par ailleurs, tels que les erreurs systématiques liées à l'analyse chimique, la comparaison entre divers types et modalités de prélèvements automatiques (CIPEL, 1987 ; CASEY et WALKER, 1981 ; BELAMIE et al., 1981 ; de HEER, 1984), les problèmes liés à la mesure des débits (ORAND, en préparation) et aux calculs des flux de matière (DUPRAZ, 1985 ; DOLAN et al., 1981 ; BALLAND, 1983 ; KOHONEN, 1982).

En fait, notre contribution s'appuyera sur :

- la comparaison entre prélèvement automatique et manuel, à partir de tests de laboratoire et de terrain, entre divers points de prélèvement au sein de la même section et d'un type de section à un autre,
- une analyse des contraintes liées à la conservation des échantillons et à la variabilité des concentrations à diverses époques et en divers sites d'un même bassin versant.

Dans cet article à caractère méthodologique, les valeurs des flux et des concentrations ne seront pas discutées.

2 - EFFET DU MODE DE PRÉLÈVEMENT ET DE LA CONSERVATION DES ÉCHANTILLONS

2.1 Validité des échantillonnages manuels et automatiques

2.1.1 Principe et choix du préleveur

Cette comparaison repose sur des tests de laboratoire (*fig. 1*) réalisés soit sur des suspensions de granulométrie connue : 0–2 μm (kaolinite), soit sur des sédiments naturels fractionnés (0–40 μm , 40–100 μm , 100–200 μm), soit enfin sur des sédiments naturels de rivière (< 200 μm) pris tels quels.

Le préleveur, placé en conditions idéales ne défavorisant pas les granulométries élevées, prélève au fond d'un tube conique contenant des suspensions de concentrations connues (« MEST initial ») agitées continuellement. Il s'agit de conditions de brassage pas trop éloignées de ce qui existe sur le terrain dans les zones de turbulence qui sont des points de prélèvements conseillés pour les suspensions (EINSTEIN, 1964). La gamme des concentrations choisies recoupe la variabilité observée en rivière (0 à 2 g.l⁻¹). Les suspensions sont dosées après chaque prélèvement.

Les appareils automatiques de prélèvement d'eau peuvent se classer en 3 catégories selon la technique de pompage utilisée : pompe péristaltique,

pompe centrifuge ou extraction par le vide. Nous avons préféré ce dernier type, choix qui s'explique par les performances du système de prélèvement :

1) un prélèvement qui assure une vitesse de circulation dans le tuyau supérieure à la vitesse de circulation de l'eau dans la rivière (SHELLEY, 1977) ; pour une hauteur d'aspiration comprise entre 2 et 5 m, la vitesse de l'eau dans le tuyau sera de 1,5 à 1 m/s (doc. Manning),

2) une purge avant et après le prélèvement qui réduit les risques de pollution de l'échantillon,

3) un tube flexible de prélèvement de 9,5 mm de diamètre qui évite les engorgements,

4) des prélèvements de volume égal indépendants de la hauteur d'aspiration, du temps de fonctionnement ou du diamètre de la conduite,

5) afin d'assurer un prélèvement représentatif des matières en suspension, la vitesse de l'eau dans la conduite d'amenée doit être de plusieurs fois supérieure à la vitesse de sédimentation des particules et l'échantillon doit être en constant mouvement ce qui est assuré par le préleveur.

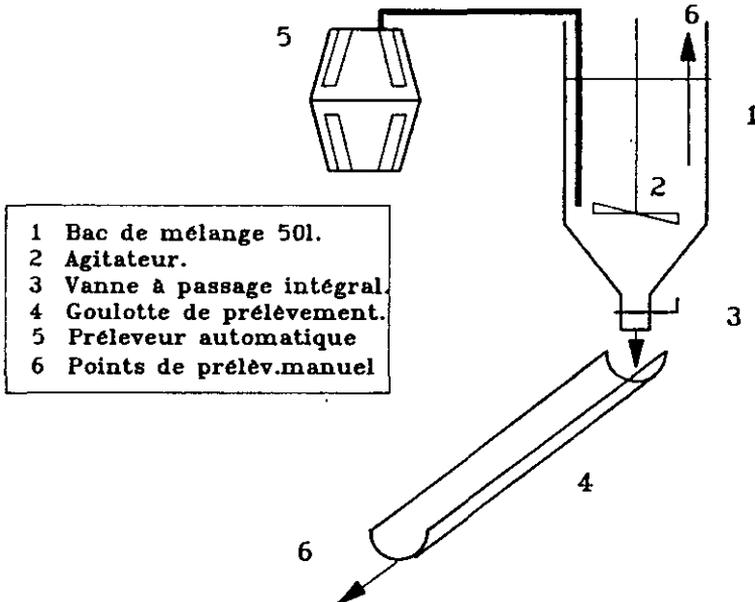


Figure 1 Dispositif utilisé pour tester les performances du préleveur automatique.

Schematic diagram of the experimental device used to test the automatic sampler.

2.1.2 Résultats

Matières en suspension (MES)

Les prélèvements obtenus sur des argiles en suspension sont représentatifs quel que soit le mode de prélèvement (fig. 2). Pour des particules plus

grossières, la représentativité varie selon la taille (*fig. 2 et 3*), avec une sous-estimation systématique de la concentration en MES pour les particules supérieures à 100 μm . Cette observation vaut quel que soit le lieu de prélèvement : bac de mélange ou goulotte (*fig. 1*).

Les ordres de grandeurs observés sont équivalents à ceux fournis par REED (1981) : pour une granulométrie fine (< 0,074 mm) l'écart entre la concentration mesurée en MES et la concentration réelle de l'échantillon est de 10 % maximum. Pour une granulométrie de type sable (0,3–0,84 mm) cet écart atteint 60 %. Notons toutefois que les prélèvements offrent une bonne reproductibilité. Finalement dans le cas d'une suspension hétérogène, le prélèvement des particules fines est représentatif tandis que celui des particules de taille sable ne l'est pas avec probablement une sous-estimation systématique. Enfin le rendement du prélèvement des fractions supérieures à 0,1 mm tend à s'améliorer légèrement quand la concentration des suspensions augmente.

Le déficit de prélèvement des fractions grossières pourrait être dû surtout à des accumulations préférentielles hors de la zone de pompage. En rivière ce phénomène est d'autant plus marqué que l'écoulement est plus hétérogène et tourbillonnaire.

Enfin, sur le plan technique, nos expérimentations donnent un léger avantage au prélèvement manuel, surtout pour les suspensions grossières et/ou hétérogènes (*fig. 3*).

Charge chimique associée aux suspensions

Dans le cadre d'études sur les transferts chimiques, l'erreur commise est plus faible. Le phosphore et de nombreux éléments, éventuellement micro-polluants, sont en effet concentrés essentiellement sur la fraction fine, plus active biogéochimiquement (ONGLEY *et al.*, LOGAN, 1982 ; DONG *et al.*, 1983 ; BURRUS, 1984). Les limites proposées, par ces divers auteurs, varient entre 50 et 65 μm , ce qui définit une fraction assez bien prélevée (> 80 %) d'après nos essais de laboratoire.

Globalement, nos prélèvements de sédiments et de suspensions en rivière de montagne (DORIOZ *et al.*, 1989), confirment ces conceptions : les teneurs en P de la fraction < 50 μm sont en moyenne supérieures de 50 % à celles de la fraction 50/200 μm , ceci quelle que soit la richesse totale du sédiment.

Cependant, dans les sédiments prélevés au fond de ces rivières, les fractions grossières (> 100 μm) contiennent des quantités encore relativement élevées de P par rapport à celles contenues dans les suspensions de crues (jusqu'à 300–400 μg P par g de sédiment). En outre ce phosphore représente souvent jusqu'à 1/3 du phosphore total du sédiment. Ce résultat pourrait s'expliquer en partie par la présence de micro-agrégats de sol non détruits pendant le transfert. Ces micro-agrégats « stables à l'eau », bien connus des pédologues, sont constitués par des amas de particules élémentaires cimentées par des liants tels que acides humiques, polysaccharides, oxydes de fer. Géochimiquement ils sont aussi actifs que les argiles et les limons qui les constituent ; hydrodynamiquement ils se comportent comme des sables. Ils induisent donc une certaine perturbation au schéma

classique : fraction grossière – fraction inactive. Leur abondance s'accroît dans les ruisseaux de 3 ou 4^{ème} ordre et à proximité des zones d'érosion. Le transport les détruit par abrasion, ce qui devrait se traduire par une amélioration progressive de l'homogénéité de la répartition de la charge solide et par un prélèvement plus représentatif. Nous avons pu vérifier expérimentalement ce phénomène (*fig. 4*) en effectuant une série de prélèvements dans une suspension en agitation permanente constituée par des érodats de sol. Nous discuterons ensuite les conséquences de ce phénomène en terme de localisation des points de prélèvements.

2.2 Effets liés au point de prélèvement dans la section de la rivière et au type de section

Nous avons voulu comparer en condition naturelle, d'une part le prélèvement manuel par rapport au prélèvement automatique, et d'autre part les résultats obtenus en divers points de la rivière. Précisons que ces points de prélèvements, dans un de nos bassins expérimentaux, (Le Redon, *fig. 5*) sont situés loin de tout rejet ponctuel, ou de collecteurs d'apports diffus, dans une zone à sols perméables et à rives stabilisées par la végétation.

Nous considérons deux périodes : les étiages (concentrations en MES < 10 mg/l. MES : matières en suspension) et les crues (concentrations > 100 mg/l). Tous nos prélèvements d'eau avec préleveurs automatiques sont effectués par pompage avec une vitesse supérieure ($V > 1 \text{ m.s}^{-1}$) à celle de la rivière (schéma du dispositif, *fig. 6*). Il s'agit là d'une précaution mais les avis sur ce sujet sont partagés. Plusieurs auteurs insistent pour que le prélèvement soit effectué avec une vitesse égale ou supérieure à celle de la rivière (LAUCH, 1976 ; SHELLEY, 1977), alors que, pour d'autres (THOMAS et EADS, 1983) au contraire la vitesse de prélèvement n'entraîne pas de différence significative sur les résultats. Le prélèvement est réalisé à 90° par rapport au courant (SHELLEY, 1977).

2.2.1 En étiage

De nombreux travaux souvent anciens (CEBEDEAU, 1963) s'intéressant aux grands fleuves, concluent à une répartition relativement homogène de la charge dissoute et solide lors des basses eaux, sous réserve, bien évidemment, d'un éloignement minimum des rejets ponctuels situés en amont. Nos mesures confirment tout à fait ce point de vue. Elles montrent en outre, que la forme de la section joue peu (*fig. 7*) et que le préleveur automatique est aussi performant que le prélèvement manuel (*tableau 1*). En fait, dans ce contexte hydrologique, plusieurs phénomènes concourent à rendre homogène le milieu de prélèvement : l'écoulement est laminaire, les sédiments sont stabilisés, les suspensions sont constituées d'éléments fins plutôt organiques (< 10 μm) à comportement colloïdal. Par conséquent, et si on se réfère au calages de laboratoire (chapitre 1.1) on peut conclure à un prélèvement représentatif en basses eaux. Pour le Redon, ces périodes exportent en moyenne 50 % du volume d'eau écoulé annuellement (PILLEBOUE, 1987a).

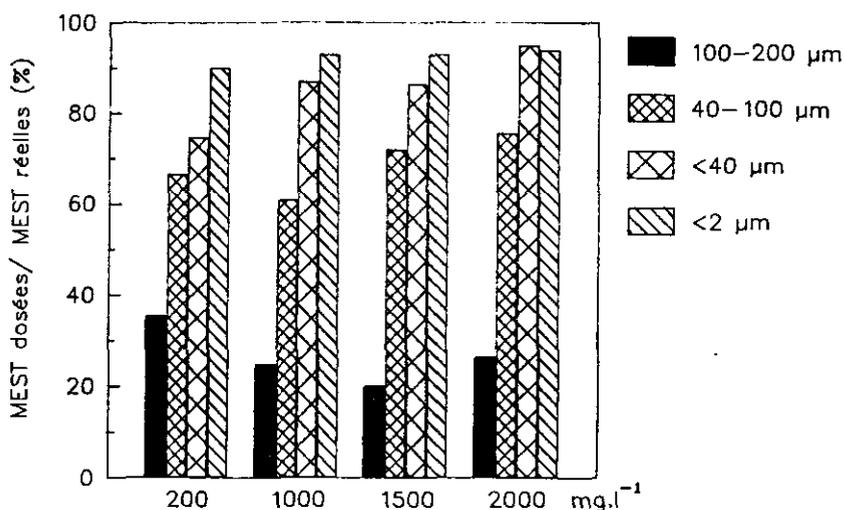


Figure 2 Taux de prélèvement des matières en suspension (MES) pour diverses concentrations (de 200 à 2 000 mg.l⁻¹) et diverses granulométries (< 200 μm). Préleveur automatique à vide.

Rate of suspended matter sampled at various concentrations and granulometry (automatic samples).

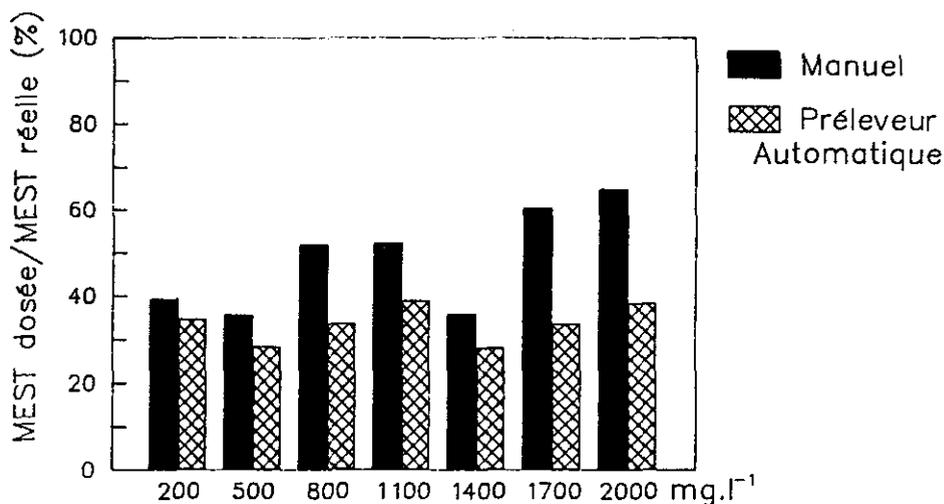


Figure 3 Comparaison entre prélèvement manuel et automatique dans des suspensions de sédiment naturel grossier, de granulométrie inférieure à 200 μm (Composition granulométrique : 0 - 40 μm : 14 % ; 40 à 100 μm : 42 % ; 100 à 200 μm : 44 %).

Comparison between manual and automatic sampling for suspended sediments (grain size < 200 μm).

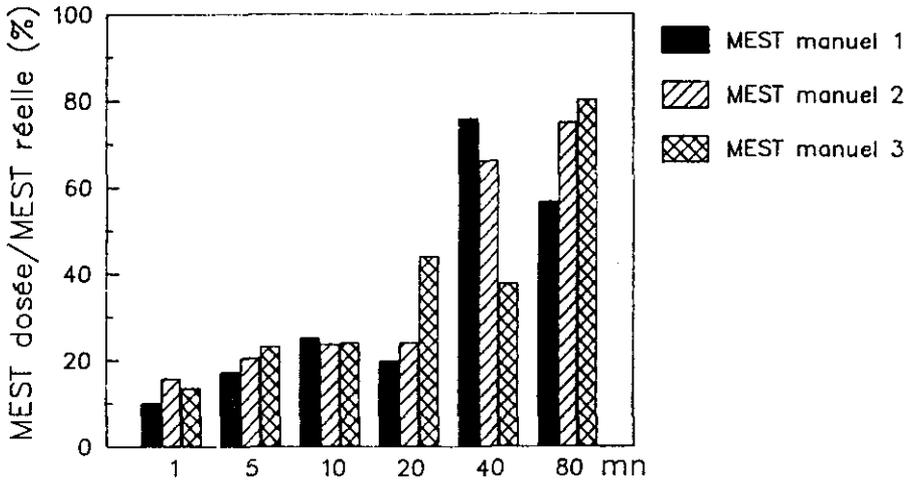


Figure 4 Influence du temps de brassage sur le taux de prélèvement d'une suspension d'érodats provenant d'un sol agricole.

Changes in the rate of sampling of suspended matter with the mixing time retrieval. Suspend matter originates from erosion products of an agricultural soil (Laboratory experiment).

Tableau 1 Comparaison de prélèvements automatiques et manuels d'eau en rive droite et en rive gauche dans la section 1, lors des étiages (le Redon 27/8/84 ; $Q = 100 \text{ l.s}^{-1}$; $V \text{ moy.} = 0.12 \text{ m.s}^{-1}$).

Table 1 *Impact of automatic and manual sampling on chemical composition of water during lowflows periods (Redon river 8/27/1984 ; water discharge $Q = 100 \text{ l.s}^{-1}$, mean velocity $V_m = 0.12 \text{ m.s}^{-1}$). Manual sampling near the two river banks, automatic sampling in the middle of the river./*

		Prélèvement manuel		Prélèvement automatique (A)
		Rive droite (A)	Rive gauche (D)	
orthophosphate	mg P.l ⁻¹	0,137	0,138	0,139
phosphore sol.	mg P.l ⁻¹	0,179	0,178	0,180
phosphore part.	mg P.l ⁻¹	0,181	0,196	0,194
NH ₄	mg N.l ⁻¹	0,012	0,011	0,011
NO ₃	mg N.l ⁻¹	3,2	3,4	3,3
K	mg.l ⁻¹	5,2	5,0	5,0
Cl	mg.l ⁻¹	15,9	16,1	16,0
MES	mg.l ⁻¹	2	3	3

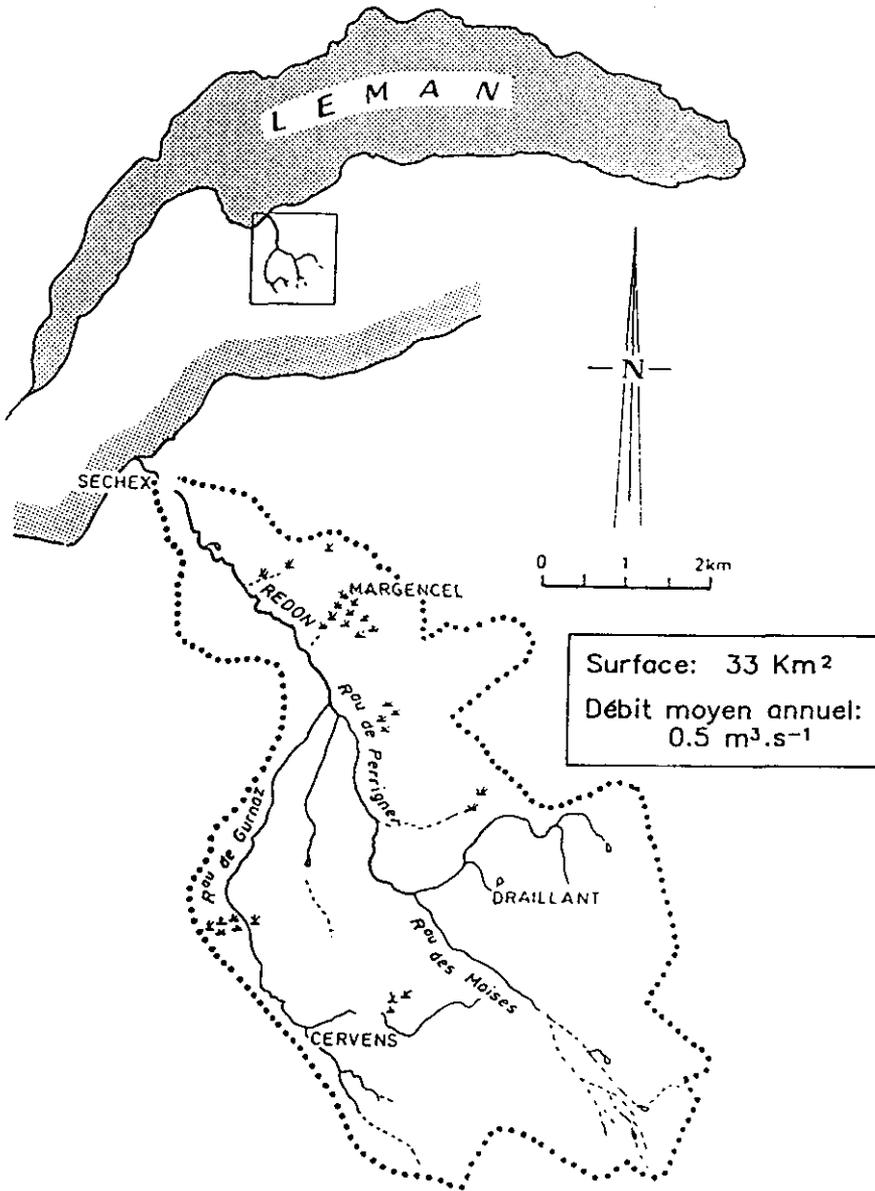


Figure 5 Situation du bassin expérimental du Redon dans la région lémanique ($Q = 0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; surface 33 km^2).
The experimental watershed of Redon in the lac Léman (area = 33 km^2 – mean water discharge $Q = 0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

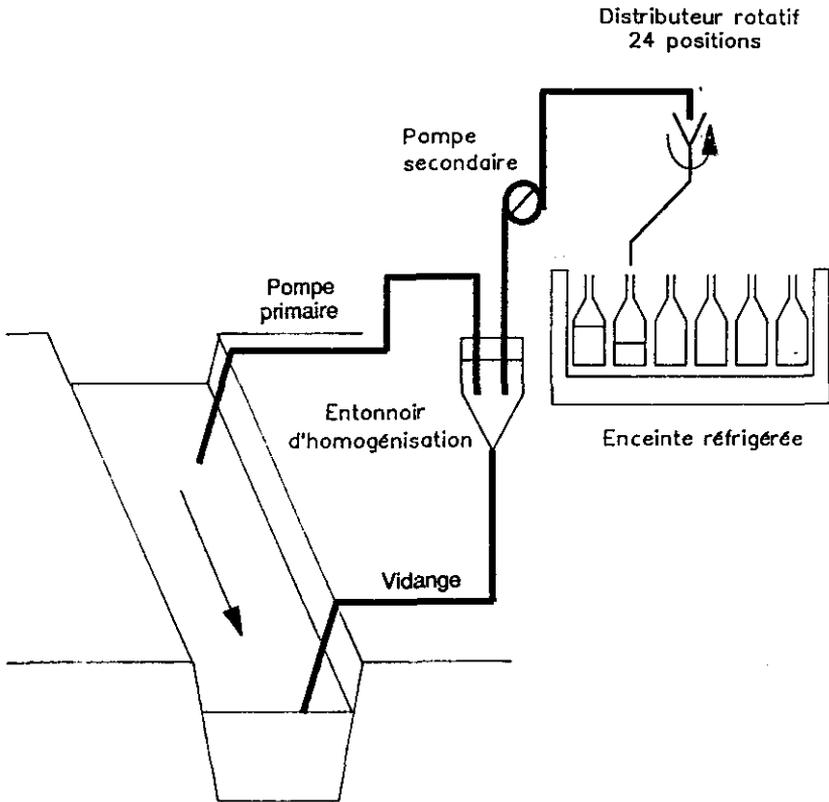


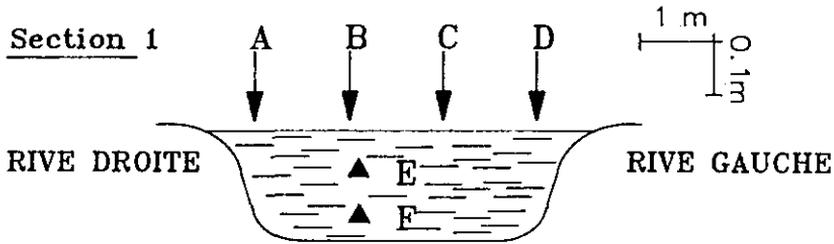
Figure 6 Dispositif de prélèvement en rivière (le double pompage favorise l'homogénéisation des prélèvements).

Sampling station of the experimental watershed. The use of two successive pumps lead to a good mixing of water sampled.

2.2.2 Variations au cours des crues

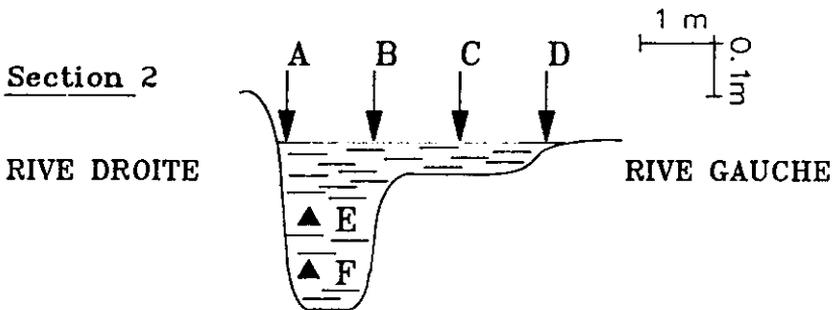
D'un point à l'autre de la rivière (fig. 8), lors de petites crues de débit maximum inférieur à $< 2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ les concentrations en MES (matières en suspension), PO_4 (phosphore soluble), P_{total} (phosphore total) diffèrent peu, qu'il s'agisse de prélèvements effectués lors de la montée de la crue ou lors de la décrue en surface ou en profondeur. La forme de la section échantillonnée n'induit pas de variation notable à cette règle, si l'on se réfère aux configurations moyennes typiques de la rivière (fig. 9 et 10).

Toutefois, on ne peut généraliser ce résultat. Lors des crues plus puissantes (débit moyen $> 2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), on enregistre des différences atteignant 50 % dans les concentrations en MES et en phosphore particulaire entre les divers points de prélèvement. On notera que le prélèvement automatique n'induit pas de biais particulier et que les substances dissoutes, à l'exception des formes de phosphore soluble, offrent, par contre, des variations négligeables (tableau 2).



Prélev. N	A mg.l ⁻¹	B mg.l ⁻¹	C mg.l ⁻¹	D mg.l ⁻¹	E mg.l ⁻¹	F mg.l ⁻¹
1	5.7	5.5	5.4	5.4	5.5	4.8
2	4.4	5.4	5.1	5.6	5.8	6.7
3	5.2	4.8	5.2	4.9	5.8	5.1

$$\bar{x} = 5.3 \pm 0.5 \text{ mg.l}^{-1}$$



Prélev. N	A mg.l ⁻¹	B mg.l ⁻¹	C mg.l ⁻¹	D mg.l ⁻¹	E mg.l ⁻¹	F mg.l ⁻¹
1	4.5	4.1	4.3	5.1	4.6	5.5
2	3.6	4.0	3.6	3.5	5.7	5.6
3	4.7	4.2	5.5	5.4	3.4	3.9

$$\bar{x} = 4.5 \pm 0.8 \text{ mg.l}^{-1}$$

Figure 7 Variations des concentrations en matière en suspension dans trois séries successives de prélèvements manuels d'eau en période d'étiage selon la forme de la section et la place du point de prélèvement dans celle-ci (le Redon ; $Q = 80 \text{ l.s}^{-1}$, $V \text{ moy.} = 0,11 \text{ m.s}^{-1}$).

Concentrations in suspended matter during lowflows in relation with the river morphology and the location of the sampling in the river (Redon river ; water discharge $Q = 80 \text{ l.s}^{-1}$; mean velocity $= 0,11 \text{ m.s}^{-1}$).

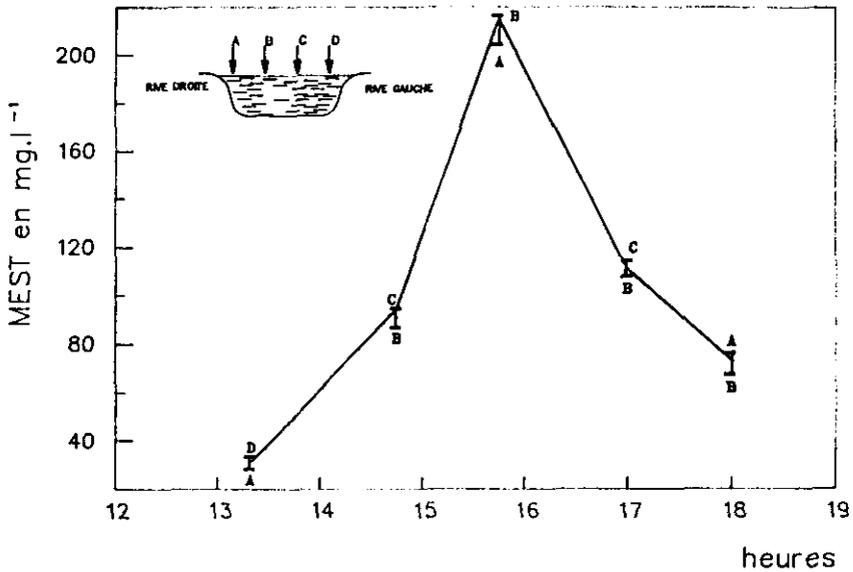


Figure 8 Variation des teneurs en MES en divers points d'une section au cours d'une crue (bassin du Redon 7/6/85 : $Q_{max} = 2 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$, $V_{moy.} = 1 \text{ m.s}^{-1}$, (points de prélèvement ABCD).

Rate of suspended matter in a river during a stormflow in various sampling point (« Redon » basin ; water discharge maximum = $2 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$; mean velocity = 1 m.s^{-1}) (A,B,C, D).

En fait, lors des crues puissantes deux phénomènes s'additionnent pour rendre hétérogène la répartition des suspensions dans une section donnée.

1) La rivière transporte des sédiments de toute taille et la variabilité de la charge solide reflète, en particulier en décrue, les champs de vitesse. De ce point de vue, le choix d'une section turbulente et rugueuse est préférable dans la mesure où cette propriété limite l'hétérogénéité verticale typique des eaux profondes, fleuves ou biefs dont le rapport largeur/profondeur est, selon CARLING (1984), inférieur à 15.

2) La déstabilisation des sédiments du lit, l'érosion des berges, la mise en action des sources diffuses, équivalent à une multiplication des points de rejets à proximité même du point de prélèvement et limitent les possibilités de mélange. Ce phénomène varie selon les saisons et l'origine des sédiments. En été, les berges et le lit représentent les origines essentielles des suspensions qui s'avèrent souvent plus sableuses. En hiver, plus généralement en période pluvieuse, les MES sont plus fines et plus directement liées à l'érosion des sols. Dans ce cas, si les précautions concernant l'éloignement de collecteurs de pollution diffuse sont respectées, le prélèvement est probablement plus représentatif surtout en décrue.

Tous ces facteurs de variations ont beaucoup moins d'impact sur les éléments en solution, même dans les fleuves (BURRUS, 1984) sauf pour ceux, qui comme le phosphate, sont susceptibles d'échanges rapides avec la phase solide.

Tableau 2 Variation des concentrations en éléments dissous et en suspension en divers points d'une section rectangulaire (1). Prélèvements manuels et automatiques (le Redon 24/01/85 ; $Q = 2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $V \text{ moy.} = 1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$).

Table 2 Variations of concentrations in dissolved and particulate elements during a stormflow (Redon river ; $Q = 2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $V_m = 1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) in relation with sampling point (manual sampling near the two river banks and in the middle of the river ; automatic sampling in the middle).

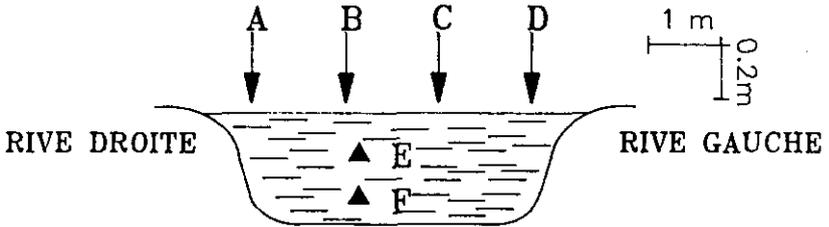
		Prélèvement manuel			Prélèvement automatique (A)
		Rive droite (A)	Milieu (B)	Rive gauche (D)	
orthophosphate	mg P.l ⁻¹	0,100	0,123	0,106	0,110
phosphore sol.	mg P.l ⁻¹	0,119	0,184	0,117	0,120
phosphore part.	mg P.l ⁻¹	0,079	0,040	0,067	0,070
NH ₄	mg N.l ⁻¹	0,197	0,191	0,192	0,190
NO ₃	mg N.l ⁻¹	1,92	1,86	1,86	1,88
K	mg.l ⁻¹	2,45	2,50	2,35	2,30
Cl	mg.l ⁻¹	9,6	9,6	9,4	9,2
MES	mg.l ⁻¹	99	107	150	170
Teneur en P des MES		0,8 %	0,37 %	0,4 %	0,4 %

Au total, lors des crues, aux difficultés de prélèvement des MES grossières (sable) mises en évidence au laboratoire, s'ajoutent les problèmes d'hétérogénéité du cours d'eau et donc de représentativité du point de prélèvements de la charge solide. Dans le cas de rivière à caractère torrentiel, ces difficultés peuvent être compensées par le choix d'une section favorable au mélange.

2.3 Variation due aux analyses

2.3.1 L'erreur analytique

Les fluctuations de concentrations dues aux erreurs analytiques dépassent rarement 5 %. Pour des analyses interlaboratoires la variabilité analytique atteint 5 % (BLANC *et al.*, en prépar.). Dans les dosages sur l'eau brute non filtrée, la présence de suspensions est à l'origine de difficultés d'homogénéisation. De plus les dosages de N et P totaux nécessitent de nombreuses manipulations pouvant être à l'origine d'erreurs. Enfin, pour les éléments tels que les nitrites et l'ammoniaque qui sont en faibles quantités, la méthode se trouve parfois en limite de détection. Au total, selon BURTON (1973), la



Matières en suspension en mg.l^{-1}

Prélev. N	A	B	C	D	E	F
1	26.0	29.0	29.0	28.5	29.5	34.5
2	30.5	30.5	30.0	31.5	32.0	29.5
3	27.5	27.5	27.0	25.5	28.0	30.5

$$\bar{x} = 29.2 \pm 2.2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ (variation 7 \%)}$$

Phosphore en mg.l^{-1}

	A	B	C	D	E	F
P total	0.323	0.328	0.319	0.330	0.338	0.348
P soluble	0.274	0.279	0.270	0.273	0.277	0.277
P Particul.	0.049	0.049	0.049	0.057	0.081	0.071

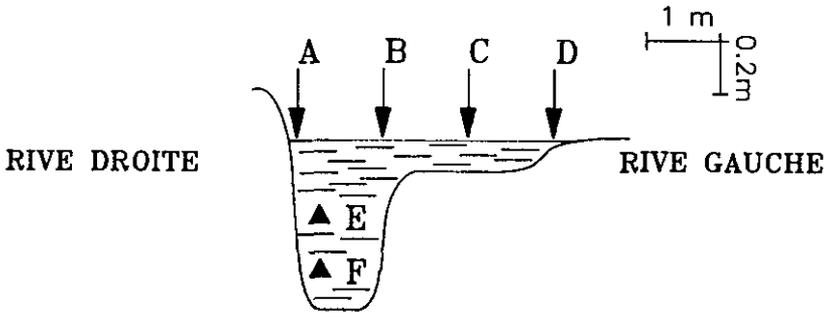
$$\bar{x} = 0.331 \pm 0.010 \text{ mg.l}^{-1} \text{ (variation 3 \%)}$$

$$\bar{x} = 0.275 \pm 0.003 \text{ mg.l}^{-1} \text{ (variation 1.2 \%)}$$

Figures 9

Figures 9 Variations des concentrations en matière en suspension et en phosphore et 10 lors d'une décrue (débit = $1,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) dans deux sections du Redon : fig. 9 : section rectangulaire, fig. 10 : section irrégulière. Données de phosphore, fig. 9 : 3^e échantillonnage ; fig. 10 : premier échantillonnage.

Concentrations in suspended matter and in phosphorus during a stormflow (in different point of the Redon river (peak of the stormflow $Q = 10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ water discharge during taking off of water = $1,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)). Phosphorus data, fig. 9 : 3rd sampling set ; fig. 10 : 1st sampling set.



Matières en suspension en mg.l^{-1}

Prélev. N	A	B	C	D	E	F
1	26.5	29.0	30.5	29.5	26.5	28.0
2	25.5	27.0	29.5	29.0	25.5	27.0
3	28.0	30.0	28.0	24.0	27.0	24.5

$$\bar{x} = 27.4 \pm 1.82 \text{mg.l}^{-1} \text{ (variation 6.6 \%)}$$

Phosphore en mg.l^{-1}

	A	C	D	E	F
P total	0.319	0.328	0.325	0.330	0.312
P soluble	0.303	0.271	0.276	0.277	0.273

$$\bar{x} = 0.324 \pm 0.004 \text{ mg.l}^{-1} \text{ (variation 1.4 \%)}$$

$$\bar{x} = 0.280 \pm 0.013 \text{ mg.l}^{-1} \text{ (variation 4.6 \%)}$$

Figures 10

variabilité analytique est de 100 % pour des concentrations en P ortho de $1 \mu\text{g P.l}^{-1}$, de 11 % pour $26 \mu\text{g P.l}^{-1}$ (ordre de grandeur de la concentration des eaux non polluées) et de 3 à 4 % dès que la concentration dépasse $100 \mu\text{g P.l}^{-1}$.

Pour l'azote ammoniacal la variabilité analytique est analogue à celle du phosphore orthophosphorique si l'on utilise une méthode au bleu d'indophénol.

Pour les nitrates et aux niveaux de concentration rencontrés de 0,52 à 2 mg N/l le coefficient de variation inter laboratoires est de l'ordre de 5 à 2 % respectivement.

Le dosage de l'azote total aux niveaux relativement bas rencontrés dans les eaux de surface de notre région n'est pas pratiqué par un nombre de laboratoires suffisant pour chiffrer une variabilité interlaboratoire. Nous obtenons à l'aide de la méthode de Koroleff (1969) et sur des eaux de lacs des écarts-types relatifs d'environ 2 % aux niveaux de 0,5 à 2 mg N/l (CHIARENZA, 1980). Sur des solutions synthétiques de composés organiques azotés le coefficient de variation varie de 8 à 20 % pour 0,1 mg N/l et de 1 à 2 % pour 1 mg N/l.

2.3.2 L'erreur due à la conservation des échantillons

Les conditions de stockage des échantillons ont fait l'objet de nombreuses publications (voir par exemple CASEY et WALKER, 1981).

Pour les formes du phosphore et de l'azote, SHELLEY (1977) recommande une analyse au plus 24h après le prélèvement. Par contre, BELAMIE *et al.* (1981) considèrent que l'erreur introduite par le stockage est négligeable vis-à-vis du résultat global des bilans. Des tests de conservation ont donc été réalisés pour vérifier l'impact du stockage des échantillons à 4 °C.

Un échantillon ponctuel de plusieurs litres est prélevé dans la rivière. Après son homogénéisation, il est réparti dans 5 flacons. L'un des flacons est analysé le jour même, les 2 autres dans le courant de la semaine, le 4^{ème} le lundi suivant. Le 5^{ème} et dernier est congelé le jour du prélèvement et analysé après décongélation le lundi suivant.

La conservation de l'eau à 4 °C durant 7 jours, modifie peu la minéralisation globale. Seules les formes solubles des nutriments présentent quelques fluctuations probablement dues à la présence de micro-organismes (fig. 11).

Les variations observées après 7 jours de conservation ont une amplitude maximale de 7 % excepté pour les nitrites (+ 16 %) dont la concentration initiale est faible.

Au contraire, la congélation modifie beaucoup la minéralisation, suite à la précipitation de sels (à partir du calcium, sulfate, bicarbonate et phosphore) qui ne sont pas totalement remis en solution à la décongélation : la conductivité diminue de 30 %, les orthophosphates de près de 50 %. Les formes de l'azote donnent des résultats équivalents à ceux obtenus par la conservation à 4 °C. On arrive aux mêmes conclusions avec une conservation à 4 °C durant 22 jours des eaux d'une rivière voisine, la Dranse.

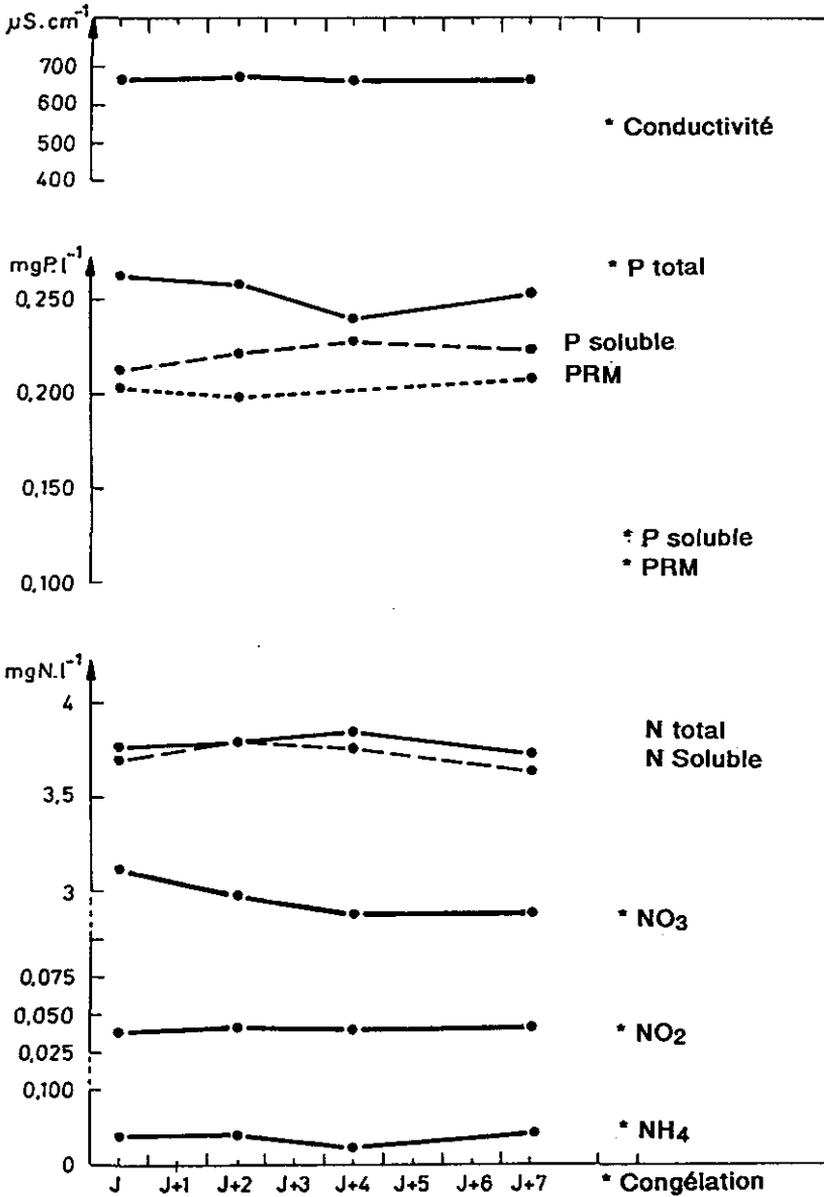


Figure 11 Influence du mode de conservation sur la teneur en quelques éléments : conservation à 4 °C durant 7 jours (de J à J + 7) et congélation. PRM = Phosphore Réactif au Molybdate.

Effect of water conservation on the chemistry : conservation at 4 °C during 7 days (from J to J + 7) and freezing. (PRM = Molybdate Reactive Phosphorus).

Par conséquent, alors que la conservation à la température ambiante est à l'origine d'importantes variations, les erreurs que l'on peut faire en conservant l'eau une semaine à 4 °C sont relativement peu importantes, de l'ordre de l'erreur analytique soit 3 % pour P et 1 % pour N. Les autres éléments présentent une variation moyenne de 5 %.

3 - MODALITÉS ET PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

La stratégie d'échantillonnage est très dépendante de l'élément étudié, des conditions pratiques spécifiques de l'étude, y compris des problèmes de financement, ainsi que des objectifs précis. Elle dépend aussi de la taille du bassin, de la complexité de sa structure, de la répartition des sources de polluants et de la variabilité hydrologique.

Au-delà de cette évidente diversité, il existe pourtant quelques règles générales caractéristiques de ce type d'étude, avec des variantes selon que l'objectif se rapporte plus à une étude de bilan qui privilégie les flux, où à une étude de mécanismes qui privilégie le « signal », c'est-à-dire l'évolution relative des concentrations et des débits.

A l'aide d'exemples tirés de l'étude du transfert des nutriments dans notre bassin expérimental, nous proposons quelques éléments de réflexion concernant le choix des sites et le pas de temps des prélèvements ainsi que leur intégration en divers échantillons moyens.

3.1 Choix du site de prélèvement par rapport à l'emplacement des sources de pollution

Ce choix est prépondérant. En premier lieu, la station de mesure des niveaux doit répondre aux critères classiques en hydrométrie (ROCHE, 1962) : stabilité du seuil, vitesse d'écoulement toujours supérieure à 10-15 cm/s, profondeur minimum supérieure à 10 cm, direction d'écoulement perpendiculaire à la section de mesure, absence d'obstacle et perméabilité aussi faible que possible du lit de la rivière.

La station de prélèvement doit satisfaire aux critères précédents et, dans la mesure du possible, se trouver le plus près possible des lieux de mesure du débit. Mais le choix des sites d'implantation des préleveurs dépend aussi de la structure du bassin et de la proximité des sources de pollutions. De ce point de vue il est indispensable de s'éloigner suffisamment des rejets ponctuels (type égouts) pour permettre l'homogénéisation des flux en basses eaux. Cette règle élémentaire s'applique aussi à la pollution diffuse, qui, malgré son appellation, est rejetée en général... ponctuellement dans la rivière, lors des crues (ruissellement urbain, drains et fossés des zones agricoles). Dans le cas de sources diffuses agricoles la présence, dans les MES, d'agrégats de sol,

constitue, comme nous l'avons signalé précédemment, une difficulté supplémentaire qui pousse à éloigner le site de prélèvement des zones d'érosion. D'une manière générale cette précaution augmente la représentativité des prélèvements et, en outre, évite de masquer le fonctionnement du bassin dans son ensemble, par un signal produit par la source la plus proche. On trouve une illustration de ce phénomène avec la figure 12 qui présente le résultat du suivi d'une crue, avant et après une parcelle particulièrement érodée, dans un sous-bassin agricole (15 ha).

3.2 Eléments pour le choix du pas de temps des prélèvements

Le pas de temps de prélèvement doit s'adapter à une double variabilité temporelle : celle de l'hydrométéorologie et celle des rejets. Ces conditions sont elles-mêmes liées à la taille du bassin versant. Mais il faut aussi prendre en considération les inerties intervenant, lors du transfert, en divers points du réseau hydrographique.

3.2.1 Considération générale sur la durée minimum des suivis

La rivière et les sédiments sont des compartiments actifs du système bassin versant dans la mesure où il s'y développe des processus physiques, biologiques et chimiques susceptibles de modifier l'état de l'élément considéré (sédimentation, absorption, adsorption, précipitation...) voire de provoquer sa sortie du système (dénitrification). Il existe de très nombreuses références sur ces processus (JOHNSON *et al.*, 1976 ; VERHOFF *et al.*, 1979 ; GREEN *et al.*, 1978). Les processus cités n'existent pas tous et pour toutes les conditions. Ainsi le courant limite l'impact des phénomènes biologiques en gênant le développement des macrophytes. De même, on peut imaginer que certains processus trop lents (des précipitations chimiques par exemple) perdent leur importance dès lors que le temps de transport est trop court. Quel que soit le type de processus d'interception impliqué, ces phénomènes contrôlent, dans un bassin donné, en interaction avec l'hydrologie, le temps moyen et le rythme de transfert d'un élément. Or, ces deux paramètres sont essentiels pour organiser l'échantillonnage, la durée des suivis et le traitement de l'information.

Ainsi, dans notre bassin expérimental, nous avons pu montrer qu'on ne peut présenter un bilan annuel de phosphore sans tenir compte des quantités retenues dans la rivière au début et à la fin de la période considérée. De fait, un bilan correct à l'échelle annuelle des entrées-sorties dans la rivière d'éléments à forte affinité avec les sédiments, ne peut être établi que si la période de suivi englobe, au minimum, les saisons humides adjacentes. En effet les quantités de polluants dans le réseau hydrographique d'un bassin versant peuvent représenter dans certain cas, une quantité qui est loin d'être négligeable. Ainsi dans le Redon, à l'issue de longs étiages il peut s'accumuler jusqu'à l'équivalent de 1/4 du flux annuel (PILLEBOUE, 1985). Par prudence, il convient donc pour les polluants ayant une forte affinité pour la phase solide, de débiter et de terminer les mesures à l'issue d'une période pluvieuse ayant permis une « chasse » complète du réseau hydrographique. Le stock est alors à son minimum et correspond au bruit de fond. On peut tenir le même

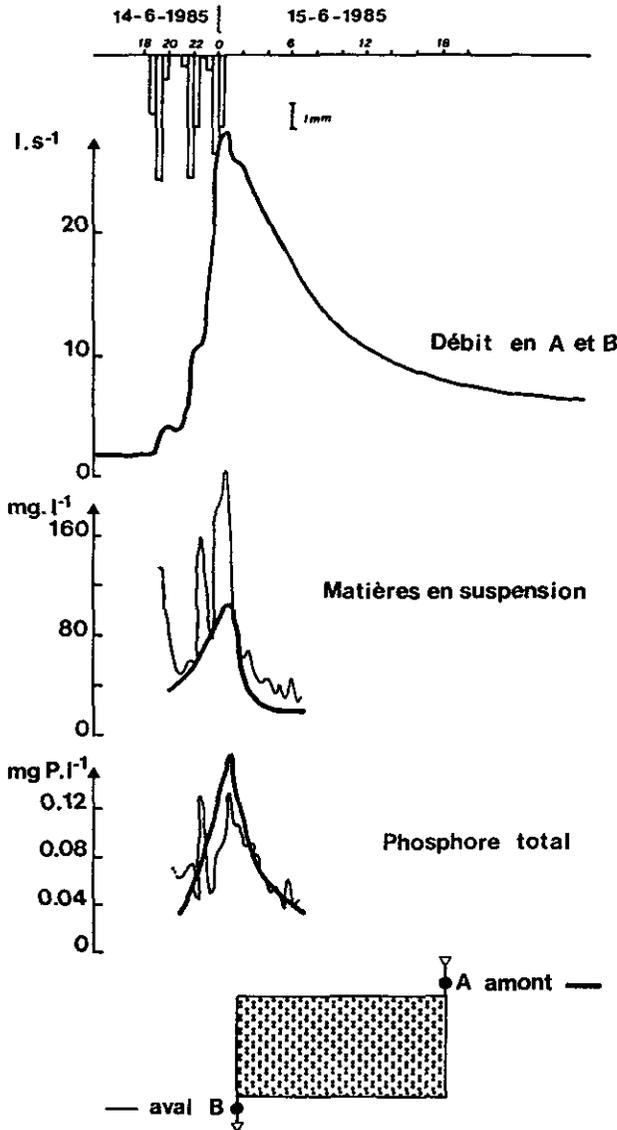


Figure 12 Suivi simultané d'une crue en 2 points distants de 20 m situés de part et d'autre d'une petite parcelle très érosive (900 m²) le long d'un fossé agricole : sous bassin de Perrignier, 15 ha, trait gras : avant la parcelle ; trait fin : après la parcelle (BV du Redon : préleveur automatique ; échantillon élémentaire toutes les 30 mn ; analyses toutes les 2 h).

Simultaneous monitoring of a stormflow on two points stations located upstream and down stream in a highly erodible field (basin of 15 ha ; thick line : before ; fine line : after).

raisonnement aussi bien pour des bassins dominés par les pollutions ponctuelles ou par les pollutions diffuses. Au total, il s'agit, comme pour les bilans hydrologiques, de choisir comme référence le moment où les stocks sont minimums. Un bilan de masse n'est pas la seule façon pratique de caractériser un bassin-versant. En effet, à l'échelle hebdomadaire, lors des semaines sans pluie, il existe une très bonne relation entre le taux de rétention du phosphore et le débit moyen (DORIOZ *et al.*, 1989). Ce type de relation pourrait bien être une fonction type de chaque bassin et sous-bassin. Son établissement améliore l'estimation de la pollution diffuse (PILLEBOUE, 1987b).

A l'échelle des petits bassins versant (1 à 100 ha) considérés comme des sous-unités « élémentaires », il est nécessaire de prêter une attention particulière aux alternances de sédimentation et de resuspension. Ce phénomène est généralisé de l'échelle du m² à celle de la parcelle. La multiplication de zones de rétention plus ou moins efficaces, complique largement l'interprétation et la modélisation des relations entre intensité de la pluie et flux exporté. En fait il convient, soit de prendre des pas de temps suffisants (mensuels) susceptibles d'effacer les effets des événements hydrométéorologiques précédents, soit de tenir compte de ceux-ci dans le détail. A nouveau, l'enchaînement d'événements interdépendants représente une contrainte à prendre en compte pour le pas de temps total de l'étude, surtout s'il s'agit de bilans.

3.2.1.1 En basses eaux

Les flux observés résultent du bruit de fond naturel qui assure un apport relativement constant et des rejets ponctuels qui varient au rythme des activités humaines. L'observation de la variabilité des concentrations en N, P, Cl (*fig. 13*) dans un petit bassin recevant surtout de la pollution domestique, illustre bien l'existence de cycles journaliers (N, P, Cl) et même hebdomadaires pour P, avec un pic tous les lundis, jour traditionnel de la lessive dans la région (PILLEBOUE, 1987). Dans ce cas, le pas de temps du prélèvement élémentaire ne doit pas dépasser l'heure. Cette durée augmente avec la taille du bassin et les amortissements qui en résultent.

Les études menées dans des bassins non perturbés par la pollution (DUPRAS, 1985) montrent une grande stabilité des concentrations en basses eaux. Les variations sont d'ordre saisonnières et souvent reliées au fonctionnement du système sol-végétation. Dans de telles conditions, les prélèvements ponctuels sont fiables.

3.2.1.2 En crue

Dans nos bassins versants expérimentaux les crues représentent souvent une part importante dans les bilans de matière (PILLEBOUE, 1987a ; HUBERT *et al.*, 1969). Elles ont en commun les tendances suivantes :

- augmentation brutale des concentrations en MES et en formes particulières (Npart. ; Ppart...) ;
- dilution progressive de certains éléments solubles comme K, Cl, Na... ;
- fort effet d'hystérésis, la montée des eaux étant plus efficace pour concentrer ou diluer, que la décrue (seul NO₃ échappe parfois à cette règle).

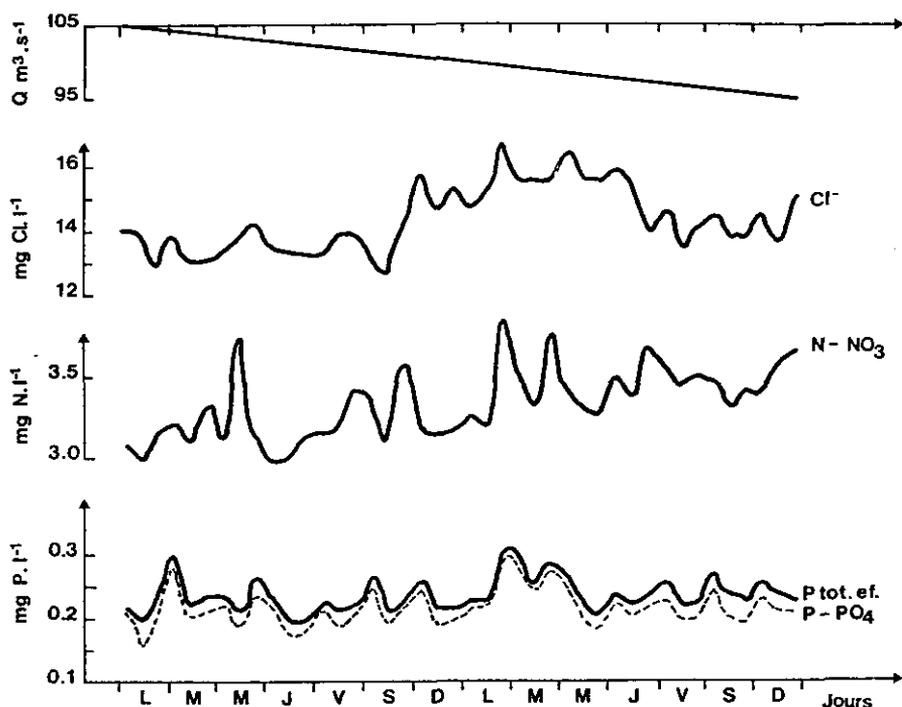


Figure 13 Variations des concentrations en étiage dans une rivière polluée par les égouts (bassin du Redon (18 au 31 juillet 83) : $Q = 0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; 1 échantillon moyen par 2h).

Daily changes in nitrogen and phosphorus concentrations in a small polluted river during base flow period (« Redon » ; $Q = 0,100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; a integrated sample for each two hours).

Ces faits sont observés dans la plupart des bassins qu'il s'agisse de bassins urbains, ruraux ou naturels et quelles que soient leurs tailles (FOREL, 1926 ; KLUESENER et LEE, 1974 ; PROBST, 1985 ; BELAMIE, 1978).

Cependant, tous les éléments n'ont pas un comportement constant d'une crue à l'autre et d'un point à l'autre du bassin (*tableau 3*). En effet, certains éléments comme NO_3 , NH_4 et PO_4 peuvent, selon les crues, être ou légèrement dilués, ou reconcentrés parfois assez brutalement. Dans quelques cas extrêmes, ils se présentent sous forme d'une ou plusieurs bouffées successives très concentrées.

Ces phénomènes ne sont pas aléatoires et dépendent de l'état du bassin versant avant la crue, en particulier de l'état des stocks d'éléments au niveau des sols et des sédiments (BULDGEN *et al.*, 1984 ; DORIOZ *et al.*, 1989) ainsi que des trajets préférentiels de l'eau.

En définitive, pour les nutriments, la variabilité lors des crues est très forte sur de courtes périodes surtout dans les bassins pollués. Ceci rend difficile

l'établissement de relations statistiques significatives entre débit et concentration. Par conséquent, les protocoles construits à partir de telles relations pour interpoler les concentrations des échantillons ponctuels prélevés (DUPRAZ *et al.*, 1982), ne peuvent donc pas être utilisés pour le calcul des flux de nutriments dans les bassins pollués.

Tableau 3 Comportement des nutriments à divers niveaux d'organisation d'un bassin expérimental (bassin du Redon). MES = matières en suspension ; PP = phosphore particulaire.

Table 3 *Nutrients behaviour in relation with the water discharge at three organization levels of an experimental watershed. MES = total suspended matter ; PP = particulate phosphorus.*

Surfaces concernées	Bassin versant entier	Sous bassin agricole	Marécages
Surface concernée	3 300 ha	15 ha	100 ha
Cycles journaliers hors période de crue	NO ₃ ; PO ₄	aucun	aucun
Cycles hebdomadaires hors période de crue	PO ₄ ; NO ₃	aucun	-
Cycles saisonniers	Cl concentration des MES en P	NO ₃	NO ₃
Comportement lors de crues typiques	effet hystérésis, diminution X, pH, TAC		
- crues de périodes sèches	bouffées très concentrées de NH ₄ , PO ₄ , PP MES : NO ₃ dilué	rien	
- crues de périodes humides	bouffées de PP MES, PO ₄ constant ou dilué NO ₃ augmente ou baisse légèrement	bouffées de PP ; en général augmentation de NO ₃ au début de la crue ; parfois pics PO ₄	signaux chimiques très amortis

Dès lors, il existe peu de choix en dehors d'un système de prélèvement en quasi continu avec confection éventuelle d'échantillons moyens à partir d'échantillons élémentaires. Le pas de temps de ce prélèvement élémentaire doit alors être inférieur au temps de réponse hydrologique du bassin (KLUESENER et LEE, 1973). Dans tous les cas, il doit permettre de saisir correctement le début des crues, période correspondant au changement le plus brutal de la qualité des eaux. Ceci suppose, selon l'expérience acquise sur des petits bassins, c'est-à-dire des surfaces à pluviosité régulièrement répartie, de fixer ce temps minimum au 1/3 ou au 1/4 du déphasage pluie-débit (ou temps de réponse selon ROCHE, 1963).

A titre d'exemple pour un bassin urbain de 2 ha KLUESENER et LEE (1973) fixent l'intervalle de prélèvement à 10 mn et débutent l'échantillonnage avec le ruissellement. KOHONEN (1982) montre qu'un prélèvement toutes les 2 h,

dans un bassin agricole de 120 ha, est insuffisant pour fournir des résultats représentatifs en période de ruissellement. Pour le Redon un pas de temps de 20 mn nous a semblé indispensable à l'échelle d'un sous-bassin agricole de 15 ha et *a fortiori* sur le bassin total (3 300 ha). Cependant des études isotopiques destinées à préciser l'origine de l'eau lors des crues (HAMID *et al.*, 1989) suggèrent qu'un pas de temps plus serré (10 mn) permettrait de mieux suivre les fluctuations liées à l'origine de l'eau. Le même ordre de grandeur est utilisé sur le bassin agricole de l'Orgeval (BELAMIE, 1982).

Bien entendu, le problème se pose différemment pour les cours d'eau dont le bassin-versant est supérieur à 500 km² en raison de forte différenciation dans la répartition régionale des pluies. Le pas de temps des prélèvements peut être alors supérieur à la demi-journée (BURRUS, 1984 ; PROBST, 1985).

Techniquement, il est toujours nécessaire d'assurer un déclenchement du prélèvement très tôt par rapport à la crue. En effet, des augmentations des débits très faibles suffisent pour déstabiliser les sédiments et provoquer une augmentation des flux. Malheureusement le déclenchement automatique asservi à la hauteur d'eau s'est avéré très délicat à régler. En fait il serait judicieux d'asservir le prélèvement aux précipitations.

Un tel système pourrait être déclenché par un nombre donné de basculement des augets d'un pluviographe. Pour des bassins de grandes dimensions, on peut imaginer une télétransmission du signal de pluie.

3.2.2 Choix d'un plan de prélèvement

Compte tenu de tous ces éléments, nous avons opté à l'exutoire de notre principal bassin versant expérimental pour un double prélèvement à même pas de temps de base (20' ou 30') : un prélèvement de crue à déclenchement manuel et un prélèvement de routine permanent : tableau 4.

Le prélèvement de routine sert à confectionner des échantillons moyens proportionnels aux débits et permet surtout le calcul des flux et des concentrations moyennes.

Tableau 4 Exemple d'échantillonnage pour le suivi d'un bassin très pollué par les égouts (bassin du Redon : $Q_{max} : 12 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $Q_{moyen} = 0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Table 4 Example of sampling strategy used for the monitoring of a watershed with a high level of domestic pollution.

Système de prélèvement	
en routine calcul des flux	en crue suivi des concentrations
24 prélèvements de base par flacon de 2 l par 8 h pour réaliser un échantillon hebdomadaire pondéré par le débit	4 prélèvements de base par flacon de 0,5 l par 2 h constitue l'échantillon analysé

Le prélèvement de crue aboutit à des échantillons indépendants du débit et qui sont utilisés pour l'analyse des mécanismes de transfert, des relations concentrations débits, etc. Pour des bassins plus petits, sans cycle journalier et hebdomadaire, les périodes d'étiage qui offrent, comme nous l'avons vu, des concentrations assez stables, peuvent faire l'objet de prélèvements ponctuels.

4 - CONCLUSION

Les prélèvements d'eau peuvent donc se faire indifféremment à la main ou à l'aide d'un préleveur automatique, sous réserve que celui-ci soit performant. Pour la conservation des échantillons, la réfrigération à 4 °C n'induit pas de modification trop importante de la chimie des eaux, en tous cas pas de modifications incompatibles avec l'étude des transferts de nutriments ou d'éléments majeurs. L'incertitude se situe surtout au niveau de la représentativité du prélèvement des matières en suspensions. Si l'on ne considère que la fraction dite géochimiquement active (< 50 μm NF ou 63 μm NA selon les auteurs), les essais que nous avons conduits, prouvent que les prélèvements manuels ou automatiques sont représentatifs. Mais cette limite granulométrique et géochimique n'est pas acceptable pour des rivières de petites dimensions trop proches des sources d'érodats et dont les suspensions sont constituées en grande partie de microagrégats de taille sable. En outre, en ce qui concerne le phosphore même en rivière, la fraction de dimension supérieure à 100 μm contribue de manière non négligeable au flux. Ceci explique que nous ayons porté une attention particulière à cette fraction. Nos observations de laboratoire montrent que celle-ci est systématiquement sous estimée par les prélèvements automatiques et manuels. Ce phénomène s'accroît si l'échantillonnage a lieu dans un écoulement non turbulent ou dans des sections inadaptées (trop profonde et trop large, zone de ralentissement...). Une solution envisageable pratiquement serait de multiplier les points d'échantillonnage grâce à une rampe de prélèvement.

En rivière, les situations de prélèvement sont très diversifiées et varient selon la turbulence, les profils de vitesse, le type et la densité du matériel transporté ainsi que la proximité des zones d'apports. En outre, pour les éléments comme le phosphore, la possibilité d'échange eau-sédiment ou de rétention pendant le transport est un élément supplémentaire à prendre en compte pour définir le plan d'échantillonnage d'un bassin versant.

Le site de prélèvement doit être suffisamment loin des points d'apports et se situer après une zone d'homogénéisation, dans un secteur à berges stabilisées. On choisira de préférence une section à régime turbulent si les études sont axées sur des éléments liés aux MES.

Selon les objectifs on doit tenir compte :

- des conditions hydriques du bassin versant qui déterminent les intervalles de temps entre les prélèvements,

- de la géographie et de la morphologie qui déterminent les sites de prélèvement les mieux adaptés et la durée minimum des suivis.

Pour caractériser les pollutions ponctuelles et diffuses, il est nécessaire de tenir également compte de la variabilité du rythme des rejets et des bouffées de pollution typiques de certaines crues. En pratique, les premiers prélèvements doivent précéder la crue et les intervalles de temps entre les prélèvements doivent être courts et indépendants du débit. En étiage on peut se contenter d'échantillons ponctuels. De manière générale, les exigences sont moindres pour les composés solubles comme NO_3 , que pour les formes liées aux suspensions.

En bref, peut-être n'existe-t-il pas de plan universel, tout au plus des consignes générales. A ce niveau une étude préalable de quelques indicateurs du fonctionnement du bassin étudié peut éviter bien des erreurs. Aussi doit-on orienter les premières séries de mesure, non pas vers une approche probabiliste mais plutôt vers une approche fonctionnelle : relation Q/C en tarissement, typologie des crues,...

Dans le même ordre d'idée, il est souvent utile de combiner un point fixe de prélèvement (exutoire) et un point mobile afin d'isoler le fonctionnement ou la contribution, à certaines périodes, des sous-systèmes. Ce type de dispositif permet d'éviter de trop simplifier la « boîte noire » bassin versant et de tenir compte de la structure et du fonctionnement du système.

5 - REMERCIEMENTS

Une partie de cette étude a été réalisée dans le cadre du programme GRECO-Lacs du CNRS financée par le PIREN.

Nos remerciements vont aussi aux trois lecteurs anonymes et à M. G. BARROIN pour ses minutieuses critiques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BALLAND P., 1983. Méthodologie de quantification des flux de nutriments en rivière. In « Dissolved loads of rivers and surface water quantity/quality relationships ». Inst. Ass. Sci. Hydrol. Publ. (4).
- BELAMIE R., 1978. Transferts des fertilisants vers les eaux de surface dans un petit bassin versant agricole. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 1503-1508.
- BELAMIE R., 1982. Pollutions diffuses en territoire rural. Eléments de méthodologie : application à l'étude de bassins versants représentatifs. CEMAGREF Lyon, 11 pp.

- BELAMIE R., CAUDERHER E., SAVARY M., 1981. Etude des pollutions diffuses. Essais méthodologiques concernant l'échantillonnage en vue de l'établissement des bilans « entrée-sortie ». Stratégie de mesure dans l'eau et l'air. Soc. Hydrol. de France, Lyon.
- BULDGEN P., CAJOT O., MONTJOIE A., REMACLE J., 1984. Biochimie de deux bassins-versants de l'Est de la Belgique. *Physio-Géo*, 9, 47-59.
- BURRUS D., 1984. Contribution à l'étude du phosphore dans le Rhône Alpin. Univ. Genève, thèse n° 2135, 100 pp.
- BURTON J.D., 1973. Problems in the analysis of phosphorus compounds. *Wat. Res.*, 7, 291-307.
- CASEY H., WALKER S.M. Storage and filtration of water samples International Environment and Safety, oct. 1981.
- CARLING P.A., 1984. Comparison of suspended sediment rating curves obtained using two sampling method. P.A. Carling in Channel processes water sediment catchment controls. Astier P. Schick Ed. Catener 1984, p. 43-49.
- CHIARENZA F., 1980. Dosage de l'azote total dans l'eau de lac par minéralisation au persulfate de potassium. Mémoire Diplôme d'Etudes Supérieures de Sciences, Université Claude Bernard, Lyon I, 64 pp.
- CEBEDEAU, 1963. A propos de la zone d'influence des pollutions des cours d'eau. *Centre Belge d'Etude et de documentation des eaux*, 233, 184-189.
- CIPEL, 1984. Le Léman, synthèse 1957-1982. Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman. Lausanne, 650 pp.
- CIPEL, 1987. Analyses comparatives interlaboratoires, campagne 1987. Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman. Lausanne, 2421-265.
- DOLAN D.M., YUI A.K., GEIST R.A., 1981. Evaluation of river load estimation methods for total phosphorus. *J. Great. Lakes Res.*, 7(3), 207-214.
- DONG A., SIMSIMAN G.V., CHESTERS G., 1983. Particle size distribution and phosphorus levels in soils, sediment and urban dust and dirt samples from the Memonee River watershed. *Wat. Resear- ch.*, 569-578.
- DORIOZ J.M., FERHI A., PILLEBOUE E., 1989. Dynamique du phosphore dans les bassins versants : importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Wat. Res.*, 23, 147-158.
- DUPRAZ C., 1985. Bilans des transferts d'eau et d'éléments minéraux dans trois bassins comparatifs à végétation contrastée (Mont Lozère, France). Thèse Univ. Orléans, 363 pp.
- DUPRAZ C., DUMAZET B., DUBREULE A., 1984. Echantillonnage adapté et méthode de calcul automatique pour l'évaluation de la charge soluble dans des petits bassins-versants. *Physio-Géo*, 9, p. 99-116.
- EINSTEIN H.A., 1964. River sedimentation : 1736-1764. VEN TE CHOW ed. Handbook of Applied Hydrology.
- FOREL F.A., 1892-1904. Le Léman. Monographie limnologique. Edition Rouge. Lausanne. Réédition Slatkine, Genève, 1969.
- GREEN D.B., LOGAN T.J., SMECK N.E., 1978. Phosphate adsorption desorption characteristics of suspended sediment in the Maumee River basin of Ohio. *J. Env. Qual.*, 712, 208-212.
- HEER J. (de), 1984. Etude de l'environnement de la vallée de Joux. Rapport de synthèse. Institut du Génie de l'environnement. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 210 pp.
- HUBERT P., MARIN E., MEYBECK M., OLIVE Ph., SIWERTZ E., 1969. Aspects hydrologique, géochimique et sédimentologique de la crue exceptionnelle de la Dranse du 22-9-68. *Arch. Sci. Genève*, 299-304.
- JOHNSON A.M., BOROKA B.A., BACHMAN R.W., 1976. Factors affecting nutrient loads in some Iowa streams. *Water Res.*, 10, 117-122.
- KLUESENER J.W., LEE G.F., 1974. Nutrient loading from a separate storm sewer in Madison, Wisconsin. *Jour. Water Poll. Contr. Fed.*, 46 (5), 921-936.
- KOHONEN T., 1982. Influence of sampling frequency on the estimates of run off quality. Publication of Water Research Institute n° 27, Helsinki, p. 15-130.
- KOROLEFF F., 1969. Determination of total nitrogen in natural waters by mean of persulfate oxydation. Intern. Conc. Explor. Sea ICES. CM 1969/C. 8 ; revised 1970.

- LAUCH R.P., 1976. Performance investigation of the manning model portable wastewater sampler and the model F 3000 dipper flow meter. Environmental Monitoring and support laboratory. US Env. Prot. Agency. EPA, Cincinatti, Ohio, 53 pp.
- LOGAN T.J., 1982. The role of soil and sediment chemistry in modelling non point source of phosphorus. In : *Environmental impact of non point source pollution*. Ed. Evercash f. Davidson. Ann Arbor, Michigan, 189-210.
- ONGLEY E.D., BYNDE M.C., PERCIVAL S.R., 1981. Physical and geochemical characteristics of suspended solids, Wilton Creek (Ontario). *Can. J. Earth. Sci.*, 18, 1365-1379.
- PILLEBOUE E., 1987b. Estimation de la pollution diffuse dans un bassin versant hétérogène. Limites des différentes méthodes et éléments de recherches. *Sciences de l'Eau*, 6-1, 49-65.
- PILLEBOUE E., DORIOZ J.M., 1986. Mass balance and transfer mechanisms of phosphorus in a rural watershed of Lac Léman, France. In : *Sediments and Water interactions*. P.G. SLY Ed., 91-102.
- PLUARG, 1978. Environmental management strategy for the great lakes system. International Joint Commission. Windson Ontario, 115 pp.
- PROBST J.L., 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin, France. *Journ. of Hydrology*, 76, 281-305.
- REED E.D., 1981. Evaluation of automatic suspended solid sampling procedure. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, 53 (10), 1481-1491.
- ROCHE M., 1962. Hydrologie de surface. ORSTOM Gauthiers-Villars, Paris, 430 pp.
- SHELLEY P.E., 1977. Sampling of water and waste water environmental research information center. Office of research and development. US Envir. Prot. Agency. EPA 600/4-77-039, Cincinatti, Ohio, 322 pp.
- THOMAS R.B. et EADS R.E., 1983. Contamination of successive samples in portable pumpings systems. *Water. Res. Res.*, 1912, 436-440.
- VERHOFF E.H., MELFI D.A., YAKSICH S.M., 1979. Storm travel distance calculation of total phophorus and suspended materials in rivers. *Water Res. Res.*, 15, 1354-1360.