

INCERTITUDES SUR LES METRIQUES DE QUALITE DES COURS D'EAU (MEDIANES ET QUANTILES DE CONCENTRATIONS, FLUX, CAS DES NUTRIMENTS) EVALUEES A PARTIR DE SUIVIS DISCRETS

*Uncertainties on river water quality metrics assesment (nutrients,
concentration quantiles and fluxes) based on discrete surveys*

Florentina MOATAR

Université François-Rabelais de Tours, CNRS/INSU UMR 6113 ISTO, Université d'Orléans
Université François-Rabelais de Tours, Faculté des Sciences et Techniques
Parc de grandmont, F 37200 Tours
Tél: +33 (0)2 47 36 73 16, Fax: +33 (0)2 47 36 70 90, e-mail: florentina.moatar@univ-tours.fr

François BIRGAND,

Cemagref HBAN, Antony, Parc de tourvoie, F 92163 Antony Cedex

Michel MEYBECK

UMR Sisyphe 7619, Université Paris VI, boîte 105
4 place Jussieu, F 75006 Paris
Tél: +33 (0)1 44 27 51 48, Fax: +33 (0)1 44 27 51 48, e-mail: michel.meybeck@upmc.fr

Claire FAUCHEUX

Cemagref HBAN, Antony, Parc de tourvoie, F 92163 Antony Cedex

Sébastien RAYMOND

Université François-Rabelais de Tours, CNRS/INSU UMR 6113 ISTO, Université d'Orléans
Université François-Rabelais de Tours, Faculté des Sciences et Techniques
Parc de grandmont, F 37200 Tours

Résumé

L'évaluation de la qualité des cours d'eau est réalisée à partir de deux principaux types d'indicateurs : les concentrations annuelles (moyennes arithmétiques (C_{moy}), médianes (C_{50}), quantiles supérieurs (C_{90}), moyennes pondérées par les débits, (C^ ..)) qui sont rapportées à une grille de qualité (SEQ-Eau) et les flux annuels ramenés généralement à la surface du bassin versant productrice. Ces indicateurs sont entachés d'une incertitude, rarement quantifiée, qui dépend d'abord de la variabilité des concentrations des différents constituants avec la saison et les débits, de la variabilité hydrologique et du nombre de mesures N/an . C'est la spécificité du programme VARIFLUX soutenu par le programme ECCO-ANR/INSU/CNRS dont les résultats sont présentés ici.*

Abstract

River water quality assessment is commonly based on two types of metrics : i) annual concentrations (annual means, medians, upper percentiles which are compared to water quality scales and ii) annual fluxes, generally normalized to the river basin area (specific fluxes). These metrics, when determined from discrete surveys should be associated with uncertainties, rarely quantified, which depend : i) on the concentrations variability with water discharge and/or season, ii) on the river flow variability and, ii) on the survey frequency. The VARIFLUX project is addressing these questions from a Monte-Carlo of discrete simulation surveys based on a rare set of daily records (Suspended particulate Matter, MES, total dissolved solids, TDS, nutrients) in France and in the USA.

I INTRODUCTION

L'azote, le phosphore et le carbone organique, déterminants majeurs de la qualité des eaux (convention OSPAR, Directive Cadre Européenne) sont parmi les éléments les plus difficiles à surveiller correctement pour de multiples raisons : i) chaque élément est caractérisé par de nombreuses formes spécifiques

(dissoutes, particulières, totaux, organiques, inorganiques), ii) les origines peuvent être variées (sols, rejets diffus, ponctuels ...), iii) ces éléments sont en plus très réactifs dans le milieu aquatique sous l'influence de processus chimiques, biologiques, et physiques, iv) la conservation des échantillons prélevés est délicate.

En dehors des suivis pilote mis en place sur des sites spécifiques (exemples : suivi des nutriments avec une fréquence bi-hebdomadaire de la Loire à Orléans entre 1981 et 1985, surveillance journalière aux prises d'eaux potables de Paris), l'évaluation des nutriments des cours d'eau est réalisée à partir des suivis réguliers type RNB (Réseau National de Bassin), de fréquence mensuelle, dans le meilleur des cas bimensuelle. Actuellement, l'évaluation porte sur deux types d'indicateurs : les concentrations annuelles (moyennes arithmétiques (Cmoy), médianes (C50), quantiles supérieurs (C90), moyennes pondérées par les débits, C*..) qui sont rapportées à une grille de qualité (SEQ-Eau) et les flux annuels ramenés généralement à la surface du bassin versant productrice. Ces indicateurs sont entachés d'une incertitude, rarement quantifiée, qui dépend d'abord de la variabilité des concentrations des différents constituants (en général les nutriments dissous sont moins variables que les nutriments totaux qui englobent les constituants associés aux MES) et du nombre de mesures (N/an).

Les erreurs (e) sur les flux de nutriments dépendent de ces facteurs, de la variabilité des débits pour la période considérée et de la méthode permettant de combiner les suivis discrets des concentrations aux débits en continu. On distingue les biais et les imprécisions qui peuvent être déterminées dans les études pilotes par la comparaison des indicateurs, «réels», basés sur la surveillance journalière et des indicateurs «simulés» à des fréquences variées.

C'est la spécificité du programme VARIFLUX soutenu par le programme ECCO/CNRS qui étudie les variations temporelles des concentrations et des flux de matière (nutriments, matières en suspension, ions dissous, ...) sur 90 stations MES, 40 stations ions dissous, 13 stations x 5 nutriments (N et P) dissous et totaux avec des suivis entre 3 et 30 années par station (au total 2500 années) pour des bassins allant de 100 à 1 000 000 km² en France, Europe et aux Etats-Unis [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8].

Nous présentons ici les résultats obtenus pour le cas des nutriments pour des bassins versants de 100 à 40 000 km² avec comme objectifs de : i) quantifier l'incertitude sur le quantile C90 annuel, utilisé comme indicateur dans le cadre du SEQ-Eau pour N= 12, 24, 52, [8] ii) évaluer les performances de 7 méthodes de calcul des flux pour proposer des méthodes à privilégier ou à proscrire pour les différents types de nutriments étudiés, iii) quantifier les incertitudes en terme de biais et imprécision des flux annuels en fonction de la variabilité des flux d'eau, des constituants pour différentes fréquences de suivis, iv) prédire, pour la meilleure méthode de calcul, les incertitudes en fonction des indicateurs de variabilité choisis. Deux applications sont présentées à travers l'exemple de la Loire moyenne [1]: i) quelles sont les fréquences optimales pour un objectif de précision de (+-10%) sur les flux annuels, ii) comment utiliser les données du RNB pour l'analyse des tendances sur le long terme en tenant compte de l'incertitude connue ?

II MÉTHODOLOGIE

L'évaluation des incertitudes sur les indicateurs de qualité peut se faire de deux façons principales : de manière théorique, en supposant connue la loi de distribution de l'indicateur [9] ou alors de façon empirique, en partant des chroniques acquises à haute résolution temporelle [1]. Nous présentons ici cette deuxième démarche, en ce plaçant dans le cas des bassins versants pour lesquels on peut postuler que la variation sub-journalière des concentrations et des débits est très inférieure, voire nulle, à la variation inter-journalière. On se base alors sur des chroniques continues dans lesquelles on simule un échantillonnage tel qu'il est pratiqué dans la réalité, par exemple dans le cadre du RNB (12 à 24 échantillons par an avec un pas de temps de 30 ± 4 jours et de 15 ± 2 jours, respectivement). Sur 100 séries simulées par une méthode de Monte Carlo on établit la distribution des indicateurs (quantile C90 et flux annuel) par rapport aux indicateurs de référence calculés sur la base des concentrations et débits journaliers.

Les incertitudes sont ainsi évaluées à travers deux grandeurs : le biais qui mesure l'écart entre la médiane des indicateurs simulés et la valeur réelle de l'indicateur sur la période considérée et l'imprécision qui mesure la dispersion des erreurs relatives. Elle est considérée égale à deux fois l'écart type des erreurs relatives pour les distributions symétriques des erreurs et par la différence de deux quantiles « extrêmes » pour le cas des distributions asymétriques.

Le critère d'erreur quadratique moyenne (RMSE, Root Mean Square Error) qui combine le biais et l'imprécision permet ainsi de comparer les incertitudes.

$$RMSE = \sqrt{\varepsilon^2 + s^2}$$

En ce qui concerne les flux, on teste les fréquences d'échantillonnage et plusieurs méthodes de calcul (Tableau 1) pour une variable qualité donnée et pour une station donnée suivie à pas de temps journalier pendant une période de 3 à 4 années minimum de façon à couvrir des situations hydrologiques et/ou biogéochimiques variées. Lorsque les chroniques sont très longues (> 10 ans) on considère qu'on couvre l'intégralité des variations interannuelles de la variabilité visée (MES, nutriments, etc.), ce qui reste exceptionnel.

Lorsqu'elle est possible, la comparaison des tests d'incertitudes pour un grand nombre de stations représentatives de nombreux régimes hydrologiques permet de relier les incertitudes à des descripteurs généraux de variabilité des débits et des matériaux transportés, dans un gradient de conditions hydrologiques, géomorphologiques, trophiques, etc. et pour des bassins versants de tailles variables. La méthodologie générale de ce travail est exposée dans plusieurs travaux : [1, 4, 5, 7].

III RÉSULTATS

III.1 Caractéristiques de la base de données journalières sur les nutriments

En dehors des stations françaises dans le bassin de la Seine (données SEDIF, Seine à Choisy, Marne à Neuilly, Oise à Méry), de la Loire à Orléans, et de l'Elorn (Finistère), nous avons utilisé les chroniques de 9 affluents du Lac Erie (Etats Unis).

Les teneurs en nitrates couvrent une large gamme de concentrations moyennes allant d'une contamination légère (0.6 mg NO₃/l) à très forte (25.7 pour la Seine à Choisy) (Tableau 2). La gamme des phosphates est aussi assez large. En l'absence des stations Seine, Marne et Oise non renseignées en phosphates, c'est la rivière Great Miami à l'aval de Miamisburg qui correspond au maximum (0.16 mg P-PO₄/l) avec la Loire à Orléans (0.11 mg P-PO₄/l). Le phosphore total sur eau non filtrée comprend à la fois P-PO₄ et P particulière, inorganique et organique. Il varie dans la base entre 0.13 et 0.42 mg P/l (Maumee River), de même l'azote Kjeldahl total (TKN) varie de 0.8 à 1.7 mg/l (Sandusky). Dans l'ensemble les nutriments correspondent à des bassins versants moyennement à fortement impactés, plutôt par l'urbanisation pour les affluents du lac Erie et par l'agriculture pour la Loire Moyenne et les trois stations disponibles sur le bassin de la Seine en amont de Paris (Tableau 2).

III.2 Evaluation des incertitudes sur le quantile 90% des concentrations en nutriments

Pour toutes les fréquences et les rivières étudiées, les biais du quantile C90 des différents paramètres sont pratiquement nuls (tableau 3). Par contre les imprécisions diffèrent suivant le paramètre : L'ordre des imprécisions est le suivant :

$$\text{NO}_3 < \text{TKN} \text{ et } \text{PO}_4 < \text{P}_{\text{tot}}$$

Les plus faibles imprécisions, obtenues pour les nitrates, varient entre 9% pour la Marne et 39 % pour Vermillon, rivière avec la plus faible taille de bassin versant. Les plus fortes imprécisions sont obtenues pour le phosphore total (22% pour la Great Miami à 73% pour Vermillon). Pour l'azote dissous, total et le phosphore dissous, les imprécisions ont des gammes intermédiaires (21% à 48%). Ces résultats sont en relation avec la plus ou moins forte asymétrie des distributions des concentrations décrites à l'aide du rapport C*/C50 ou du coefficient d'asymétrie (g1) Fisher. En effet, On peut considérer trois gammes du rapport C*/C50 : 0.8 à 1.8 pour les nitrates, 1.2 à 4.5 pour le phosphore total, les autres nutriments ayant des valeurs intermédiaires.

III.3 Analyse des performances des méthodes de calcul de flux annuel pour une fréquence donnée

La comparaison des méthodes a été faite pour deux rivières contrastées : Loire à Orléans, 36970 km², pour NO₃⁻, PO₄³⁻, P_{tot} et P particulière sur 6 méthodes (M1 à M6) et l'Elorn, 252 Km², sur NO₃⁻ et NH₄⁺ sur 8 méthodes (M1 à M9 sauf M6)

Elorn. Les méthodes de calcul ont été testées d'une part pour une année témoin (1993-94) d'autre part sur la période complète disponible (13 ans). Dans les deux cas les performances des méthodes sont dans le même ordre, des meilleures aux pires:

NO₃⁻: M5= M8 > M3 > M4 > M2 > M1 > M9.

Les incertitudes des flux ont été calculées pour l'Elorn pour des fréquences allant de 6/an à 52/an. Sur la Figure 1 sont reportés les pourcentages d'erreurs par rapport aux flux réels – ici déterminés sur des échantillons toutes les 12 h – pour chaque fréquence testée. On distingue ensuite les médianes (e50) des erreurs qui vont correspondre aux biais et les percentiles (e10 et e90) des erreurs qui définiront les imprécisions, avec leur allure particulière de « trompette ». La Figure 1 représente une sélection des performances pour les méthodes M1, M2, M3 et M5

Loire à Orléans : les distributions idéalisées des erreurs pour une fréquence mensuelle (d'après la moyenne et l'écart type des erreurs) sont présentées à la

. On distingue aisément les méthodes non biaisées (M2, M5 et M6), quel que soit le nutriment considéré, des méthodes biaisées (M1, M3, M4 et M7). Les biais peuvent légèrement varier d'un type de nutriment à l'autre et être positif (M7) ou négatif (toutes les autres méthodes). Les précisions sont aussi très diverses : par exemple la méthode M7 appliquée aux nitrates est biaisée positivement de 10% mais offre la meilleure précision sur les flux annuels. Pour le phosphore particulaire, par contre, toutes les méthodes présentent des grandes imprécisions. Enfin la méthode M6 est toujours imprécise quel que soit le nutriment.

Influence des débits échantillonnés sur les erreurs des flux. Certaines méthodes de calcul sont très sensibles aux débits correspondant aux jours de prélèvements pour l'analyse chimique ; il s'agit des méthodes $M1 > M2 > M5 > M3 > M6 > M4$, de la plus à la moins sensible ;

Suivant les tirages au sort des prélèvements mensuels, les débits moyens des jours d'échantillonnage (Q_{ech}) peuvent être nettement supérieurs aux débits annuels moyens (\bar{Q}) ; il y a alors une surestimation des flux pouvant aller jusqu'à +80% pour M1 et M2 ; si $Q_{ech}/\bar{Q} < 1$ on observe une sous-estimation.

Le Tableau 4 synthétise les performances des méthodes de calcul pour les nutriments de l'Elorn (252 km²) et de la Loire moyenne (36970 km²) : la méthode M5 est la plus souvent recommandée suivie par les méthodes M6, M3 et M4. Les méthodes M1 et M2 sont à proscrire dans tous les cas. Dans la suite de cette étude nous nous focaliserons sur la méthode M5 seule.

III.4 Prédiction des incertitudes sur les flux annuels par la Méthode M5

III.4.1 Taille du bassin versant

L'incertitude commise sur les flux a été décomposée en biais (e50) et imprécision (e90-e10). On peut intégrer ces deux composantes dans un seul critère, l'erreur quadratique moyenne (RMSE). C'est un indicateur de performance du calcul des flux qui dépend : i) de la méthode utilisée, ii) de la fréquence du suivi, iii) du constituant de qualité choisi, iv) de sa variabilité générale. La Figure 4 concerne le RMSE pour la méthode M5 (recommandée) et une fréquence mensuelle (la plus habituelle) pour 3 constituants : MES, Ptotal et nitrate en fonction de la taille des bassins versants qui est un très bon facteur de contrôle de la variabilité des constituants [10, 4, 5]. Les erreurs quadratiques décroissent toutes avec la taille des bassins. Cette décroissance est forte pour les MES, moyenne pour le Ptotal qui est composé de phosphate dissous et de P particulaire et pour les nitrates. Elle semble donc fonction de la nature dissoute, mixte et particulaire des constituants.

III.4.2 Abaque des imprécisions en fonction de la fréquence des suivis et du M2%

Les données journalières des flux de MES de 36 stations américaines et européennes couvrant une gamme importante de tailles de bassin versant et de régimes hydrologiques tempérés, nous ont permis de construire une relation générale (un abaque) entre les incertitudes (biais et imprécision) et le descripteur de durée des flux (M2%) pour différentes fréquences de suivi ([4]; Figure 5). Le M2% correspond au pourcentage du flux annuel qui s'écoule en 2% du temps.. Cet abaque est valable aussi pour d'autres polluants, M2 étant différent suivant le type de polluant : 4 à 27% pour les sels dissous, 15 à 46 % pour les nutriments, 16 à 98% pour les MES ([7]). Il permet ainsi de montrer que pour avoir des flux annuels estimés avec des biais inférieurs à $\pm 1\%$ et des imprécisions à $\pm 20\%$, les intervalles requis entre deux mesures consécutives sont les suivants : > 3 jours pour des rivières ayant un M2% > 40%, entre 3 et 5 jours pour des rivières ayant un M2% compris entre 30 et 40%, entre 5 et 12 jours pour des rivières avec M2% entre 20% et 30%, entre 20 et 12 jours pour M2% entre 15 et 20%.

III.4.3 Fréquence optimale à atteindre pour une précision donnée pour les flux et les déciles supérieurs

Optimisation des flux

L'optimisation de l'échantillonnage pour le calcul des flux dépend i) du constituant, ii) du type de variation avec le débit, avec la saison etc. Il est donc nécessaire d'effectuer une étude préalable à la station considérée notamment pour avoir le coefficient b de la relation $C = f(Q)$, la saisonnalité, l'indicateur des flux à 2% du temps (M2%) ou les concentrations médianes (C50) et la moyenne pondérée C^* qui permettent de reconstituer le M2%. Pour un même constituant comme les nitrates, la fréquence optimale peut être très variable par exemple pour la Loire et pour l'Elorn.

Loire ([1]). Pour obtenir des flux (méthode M5) avec la même précision il faut prélever tous les 5 jours pour le Pparticulaire (constituant obtenu ici par différence entre Ptot et P-PO43-), 10 jours pour P-PO43- et Ptot et tous les 15 jours pour NO3-.

Elorn. En choisissant la meilleure méthode, M5 pour NO3- et pour NH4+ et pour des erreurs e_{90} inférieures à 10%, la fréquence d'échantillonnage requise est inférieure à 6 échantillons par an ($e_{90} < 7\%$) tant pour le flux annuel que pour le flux interannuel de NO3- et de 19 échantillons par an pour le flux interannuel de NH4+.

Il y a une différence marquée entre les simulations des flux de nitrates et d'ammoniaque ; pour ce dernier les biais annuels peuvent être élevés mais sont tantôt négatifs tantôt positifs, il en résulte un biais proche de zéro, alors que les biais des flux de nitrates sont généralement positifs (ce qui correspond à une dilution des nitrates avec les débits).

Cas général : Il faut passer par l'abaque des imprécisions (voir Figure 5) basé sur la durée des flux à 2% du temps (M2%). Comme M2% n'est pas déterminé sur un échantillonnage discret on l'estime pour chaque constituant par deux indicateurs ou métriques de qualité des eaux: le rapport $C^*/C50$ (moyenne pondérée par les débits et médianes) et le coefficient b , pente de la relation $C=f(Q)$ ($b > 0$ pour des concentrations qui augmentent avec Q et $b < 0$ pour les constituants dilués) ([7]).

III.4.4 Application des incertitudes aux flux de nutriments calculés pour la station RNB –Villandry (fréquence 12 à 18 mesures/an)

Les travaux précédents nous permettent maintenant d'affecter une incertitude aux estimations des flux annuels à partir des données du RNB. L'exemple de la Figure 6 pour la Loire (station de Villandry) montre qu'on peut mettre en évidence une augmentation de la concentration en nitrate de 44% et une diminution des orthophosphates de 33% entre les deux périodes considérées (1976-1987/ 1988-1999) ([1]).

IV TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1. Méthodes de calcul des flux à partir des suivis discrets de concentrations

| Method | Nom | Numerical procedure |
|---|---|--|
| M1 | Produit des moyennes C_i et Q_i des échantillons | $Flux=K\left(\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{n}\right)\left(\sum_{i=1}^n \frac{Q_i}{n}\right)$ |
| M2 | Moyennes des flux instantanés: $F_i = C_i \cdot Q_i$ | $Flux=K \sum_{i=1}^n \frac{C_i Q_i}{n}$ |
| M3 | Hypothèse concentration constante autour de l'échantillon | $Flux=K' \sum_{i=1}^n C_i \overline{Q_{i,i-1}}$ |
| M4 | Produit débit annuel moyen \overline{Q} x concentration moyenne arithmétique | $Flux=K \overline{Q} \left(\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{n}\right)$ |
| M5 (M18 = Phillips et al 1999) | Produit débit annuel moyen (Q) x concentration moyenne pondérée par les débits échantillonnés | $Flux=K \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \overline{Q}$ |
| M6 | Interpolation linéaire des concentrations x débits journaliers Q_j | $Flux=K^n \sum_{j=1}^{365} C_j^{int} Q_j$ |
| M7 | Extrapolation : régression concentrations – débits et débits journaliers Q_j | $Flux=K' \sum_{j=1}^{365} C_j^{ext} Q_j$ |
| M8 | Méthode M5 corrigée par un facteur multiplicatif . Il prend en compte la covariance entre le flux instantané et le débit aux instants ou l'on échantillonne, divisée par la variance des débits. | |
| M9 | Méthode M2 corrigée par un facteur multiplicatif prenant en compte les débits aux instants ou l'on n'effectue pas de prélèvements. | |
| K, K', K'' | Facteurs de conversion pour tenir compte de la période d'estimation et de l'unité des mesures Pour exprimer le flux en tonnes / an | |
| C_i | Concentration mesurée au moment de prélèvement « i » (mg/l) | |
| Q_i | Débit mesuré au moment de prélèvement (m^3/s) | |
| Q_j | Débit journalier (m^3/s) | |
| \overline{Q} | Module annuel (calculé à partir des données en continu) (m^3/s) | |
| $\overline{Q_{i,i-1}}$ | Moyenne des débits entre les moments de prélèvement i and i-1 (calculé à partir des données en continu) (m^3/s) | |
| C_{int} | Concentration journalière interpolée de façon linéaire entre deux prélèvements | |
| C_{ext} | Concentration journalière, évaluée par la régression Concentration – Débits, si la relation est significative | |
| n | Nombre de prélèvements et analyses chimiques | |

Tableau 2. Caractéristiques générales de la base de données des nutriments

| | years nb | km ² S | l/s/km ² qmoxy | occupation du sol | | | (% Vw2 | Nitrate | | | Tkn | | | Po4 | | | Ptot | | | |
|--------------------------------------|-------------|----------------------|------------------------------|-------------------|-----------|--------|-----------|---------|--------|-------|--------|------|------|--------|------|------|--------|------|------|--------|
| | | | | agriculture | urbainisé | forêts | | autres | C90 | C' | C'/C50 | C90 | C' | C'/C50 | C90 | C' | C'/C50 | C90 | C' | C'/C50 |
| Vermilion à Mill Hollow, OH | 3 | 679 | 11.2 | 71.4 | 0.7 | 25.9 | 2.0 | 33 | 23.55 | 16.44 | 1.84 | 1.35 | 1.45 | 1.96 | 0.19 | 0.16 | 5.24 | 0.23 | 0.27 | 4.54 |
| Grand à Painesville, OH | 9 | 1777 | 15.0 | 40.0 | 0.9 | 45.2 | 13.1 | 17 | 4.48 | 2.83 | 1.56 | 0.88 | 0.80 | 1.51 | 0.11 | 0.03 | 1.05 | 0.14 | 0.13 | 2.34 |
| Cuyahoga à Independence, OH | 22 | 1834 | 15.1 | | | | | 12 | | | | 1.47 | 1.15 | 1.44 | | | | 0.41 | 0.32 | 1.59 |
| Raisan à Monroe, MI | 21 | 2699 | 8.4 | 79.0 | 2.3 | 14.0 | 4.7 | 14 | 26.71 | 20.02 | 1.81 | 1.40 | 1.15 | 1.38 | 0.15 | 0.09 | 1.76 | 0.23 | 0.19 | 1.82 |
| Sandusky à coté de Fremont, OH | 12 | 3245 | 11.1 | 84.1 | 0.9 | 13.0 | 2.0 | 19 | 37.27 | 27.08 | 1.59 | 1.79 | 1.74 | 2.00 | 0.18 | 0.13 | 3.26 | 0.39 | 0.37 | 3.35 |
| Great Miami en dessous de Miamisburg | 6 | 6954 | 12.2 | 82.1 | 4.7 | 10.3 | 2.9 | 14 | 26.03 | 20.48 | 1.22 | 1.66 | 1.24 | 1.39 | 0.99 | 0.48 | 0.93 | 9.93 | 0.39 | 1.21 |
| Scioto à Chillicothe | 7 | 9982 | 10.7 | 80.2 | 4.6 | 12.9 | 2.3 | 12 | 23.82 | 19.33 | 1.18 | 1.41 | 1.14 | 1.36 | 0.84 | 0.40 | 1.00 | 0.44 | 0.32 | 1.19 |
| Marne à Neuilly | 10 | 12710 | 9.7 | 69.2 | 4.2 | 25.9 | 0.7 | 8 | 120.29 | 22.14 | 1.06 | | | | | | | | | |
| Maumee à Waterville, OH | 21 | 16395 | 9.5 | 89.9 | 1.2 | 7.3 | 1.6 | 16 | 36.18 | 26.69 | 1.37 | 1.86 | 1.77 | 1.42 | 0.27 | 0.18 | 1.41 | 0.40 | 0.42 | 2.19 |
| Oise à Mery | 10 | 16972 | 7.2 | 71.0 | 6.0 | 22.5 | 0.5 | 8 | 108.53 | 21.15 | 0.99 | | | | | | | | | |
| Muskingum à McConnelsville, OH | 9 | 19218 | 11.8 | 52.0 | 1.7 | 43.4 | 2.9 | 9 | 10.33 | 7.96 | 1.18 | 0.93 | 0.74 | 1.23 | 0.19 | 0.10 | 1.06 | 0.20 | 0.18 | 1.52 |
| Seine à Choisy | 10 | 30710 | 7.6 | 58.7 | 4.9 | 35.6 | 0.8 | 7 | 134.80 | 25.69 | 1.03 | | | | | | | | | |
| Loire à Orléans | 5 | 36970 | 11.3 | 54.0 | 1.0 | 28.0 | 17.0 | 11 | | | | | | | | | | 0.38 | 0.27 | 1.17 |

Tableau 3. Biases et imprécisions (valeurs interannuelles) sur le quantile C90 évalué à partir de 24 mesures par an : nitrate, TKN, PO4, Ptot

| | Nitrate | | Tkn | | Po4 | | Ptot | |
|--------------------------------|---------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|
| | Biais | Impréc. | Biais | Impréc. | Biais | Impréc. | Biais | Impréc. |
| Vermilion à Mill Hollow, OH | 0.3 | 39 | -0.7 | 41 | 3.3 | 48 | -2.6 | 73 |
| Grand à Painesville, OH | 0.0 | 25 | 0.3 | 39 | 2.3 | 69 | 1.3 | 59 |
| Cuyahoga à Independence, OH | | | -1.8 | 48 | | | | |
| Raisan à Monroe, MI | 0.3 | 30 | -0.3 | 37 | -1.1 | 36 | -0.3 | 57 |
| Sandusky à Fremont, OH | -0.7 | 22 | -2.5 | 35 | -0.7 | 36 | 0.0 | 54 |
| Great Miami à Miamisburg | -0.7 | 22 | 1.1 | 25 | 0.0 | 19 | -0.1 | 22 |
| Scioto à Chillicothe | 0.1 | 14 | -0.2 | 29 | -0.2 | 27 | 0.9 | 26 |
| Marne à Neuilly | 0.4 | 9 | | | | | | |
| Maumee à Waterville, OH | 0.0 | 21 | -0.6 | 27 | -0.1 | 28 | 1.1 | 48 |
| Oise à Mery | -0.1 | 23 | | | | | | |
| Muskingum à McConnelsville, OH | 0.1 | 13 | -1.3 | 31 | -1.4 | 27 | -1.7 | 39 |
| Seine à Choisy | 0.0 | 21 | | | | | | |
| Loire à Orléans | | | | | | | -0.7 | 24 |

Tableau 4. Classement des méthodes de calcul des flux de nutriments : exemple de la Loire Moyenne et de l'Elorn

| Paramètre | | A recommander | Possible | A proscrire |
|----------------|-------|----------------|----------|--------------|
| NO3 | Loire | M6 >= M5 | M3 >= M4 | M2 > M1 |
| NO3 | Elorn | M8 = M5 | M4 > M3 | M2 > M1 > M9 |
| PO4 | Loire | M5 = M6 | M4 > M3 | M2 > M1 |
| Ptot | Loire | M5 > M6 > M3 | M4 | M2 = M1 |
| P Particulaire | Loire | M4 > M6 > M5 | M3 | M2 > M1 |
| NH4 | Elorn | M3 >= M4 >= M5 | | M1 >= m2 |

Figure 1. Performances des méthodes de calcul des flux, M1, M2, M3 et M5 pour les nitrates de l'Elorn (1992/1993)

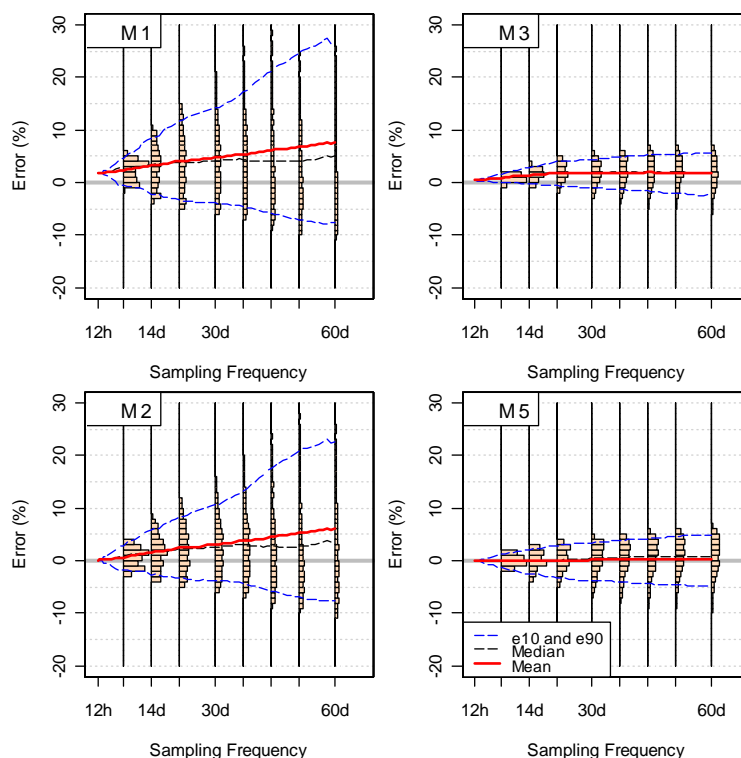


Figure 2. Distribution idéalisées des erreurs (ϵ) sur les flux annuels de nitrate, PO₄, Ptot, et Ppart=Ptot-P-PO₄ pour la Loire à Orléans (fréquence mensuelle) [1]

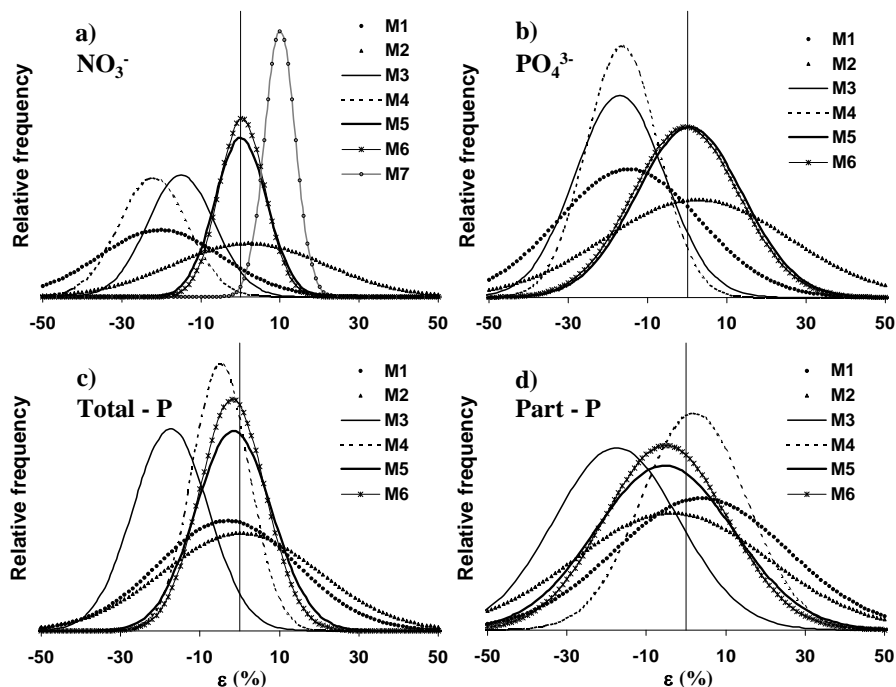


Figure 3. Erreurs sur les flux annuels en fonction du rapport des débits échantillonnés ($Q_{\text{éch}}$) au débit annuel \bar{Q} pour 6 méthodes de calcul des flux. La Loire à Orléans. Fréquence mensuelle.

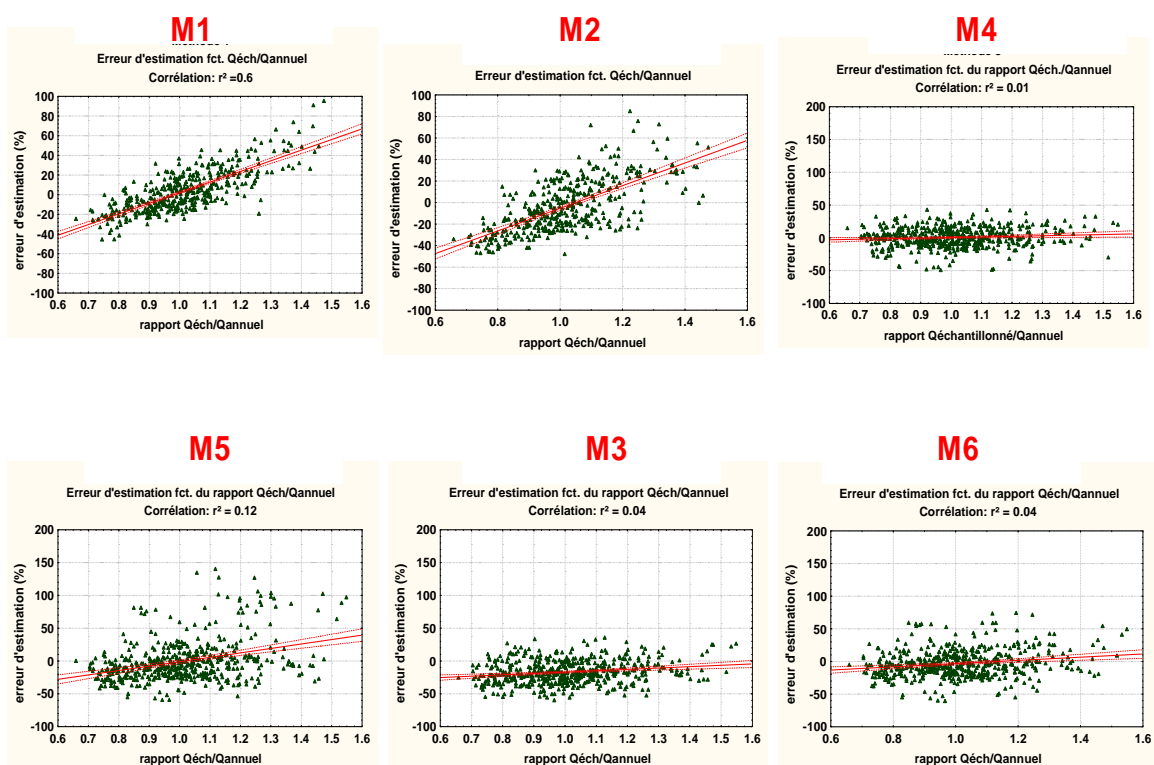


Figure 4. Performance relative par l'erreur quadratique moyenne (RMSE) des flux (M5) pour les MES, le P total et les nitrates en fonction de la taille des bassins versants. Fréquence mensuelle.

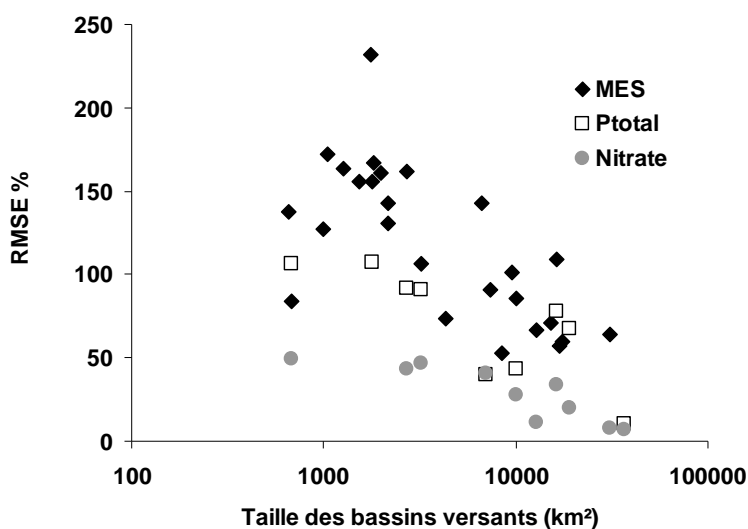


Figure 5. Abaque des imprécisions des flux annuels de matière (méthode M5/M18) en fonction de l'indicateur M2% de durée des flux (intervalles de mesure : 3 jours (d=3), 7 jours (d=7) ... , 30 jours (d=30) et domaine de variation des M2% pour les nutriments et les MES) [4, 5, 7]

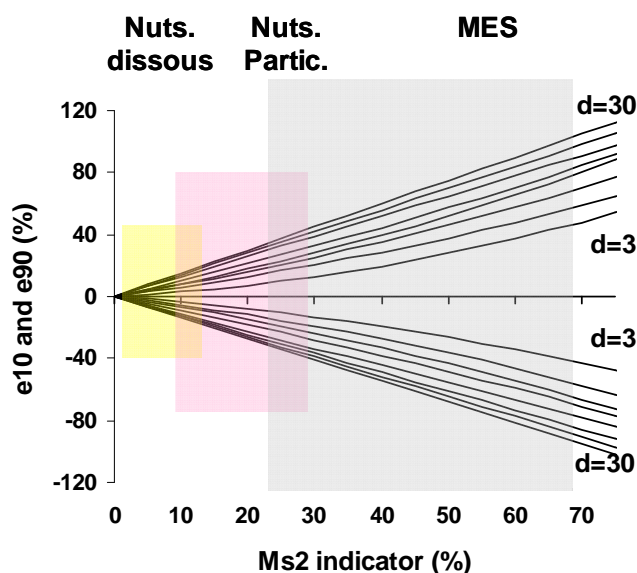
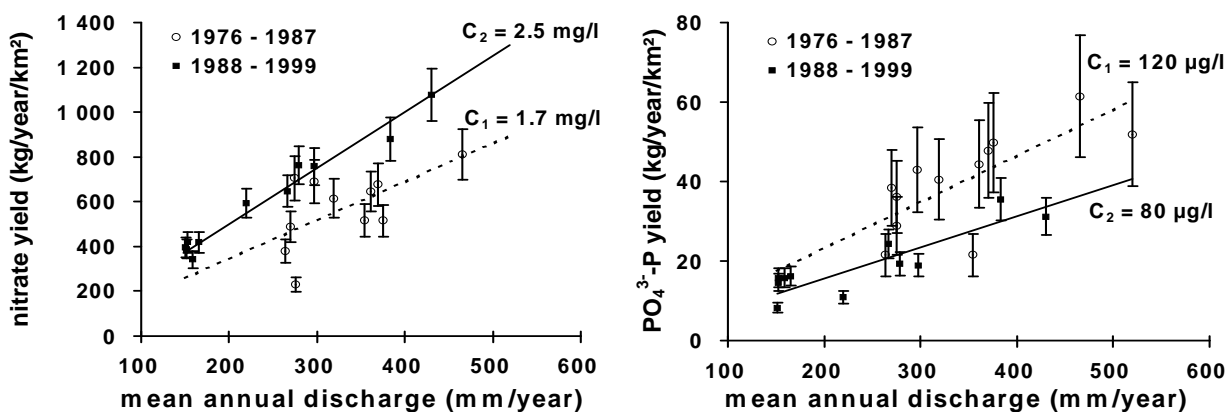


Figure 6. Analyse des tendances sur les flux annuels de nitrate et orthophosphates (Loire, station RNB de Villandry). Les barres d'erreurs sont affectées en fonction de la fréquence d'échantillonnage pratiquée (mensuelle et bi-mensuelle) [1]



V CONCLUSIONS

Il est important aussi d'observer que le descripteur M2% qui fonde l'abaque pour la méthode M5/M18 n'est en fait pas connu dans le cadre des suivis normaux ; Nous avons montré([7]) qu'il pouvait être dérivé en fonction d'autres indicateurs : rapport $C^*/C50$, $q^*/q50$ et W2%. On utilisera ensuite les M2% estimés avec l'abaque général d'une part pour affecter une incertitude aux suivis existants, d'autre part pour proposer des fréquences de suivi en fonction des incertitudes demandées. Il s'agit ainsi d'optimiser la fréquence des suivis des MES en fonction des caractéristiques propres à la station. Les estimations des flux à différents pas de temps (1, 2, 3, ...6 ans) et des incertitudes correspondantes font également l'objet des recherches en cours.dans VARIFLUX Pour une même incertitude, les flux pluriannuels sont bien plus représentatifs des variations hydrologiques interannuelles ([7]).

En ce qui concerne les incertitudes sur le quantile C90, les premiers résultats montrent pour le cas des nutriments des incertitudes ayant un ordre de grandeur similaire à celles des flux annuels. Ces résultats restent à confirmer et à interpréter par rapport à la variabilité des concentrations.

VI REMERCIEMENTS

Ce travail a bénéficié du soutien financier du programme EC2CO de l'INSU/CNRS/ANR – projet VARIFLUX et de l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Les auteurs remercient les personnes qui nous ont fournis des données journalières des différents constituants : Philippe Crouzet (Agence Européenne de l'Environnement), Olivier Coulon (Agence de l'Eau Loire Bretagne), Manuel Sarraza (Agence de l'Eau Seine Normandie), Virginie Branchereau (SEDIF, Nanterre), André Crocq (Véolia Environnement, Rennes), le programme de surveillance du lac Erie (National Center for Water Quality Research, Heidelberg College).

VII REFERENCES ET CITATIONS

- [1] Moatar F and Meybeck M. 2005 Compared performances of different algorithms for estimating annual nutrient loads discharged by the eutrophic River Loire. *Hydrological Processes* 2005; 19: 429-444.
- [2] Birgand F., Appelboom T.W., Chescheir G, Skaggs R, Gilliam J.W, 2006. Time proportional Sampling strategies for estimating annual nutrient fluxes of outlets of coastal plain watersheds. *Proceedings of the international Conference hydrology and Management of forested wetlands*. Published by ASABE, 8-12 avril 2006, New Bern NC, USA, pp 208-217.
- [3] Birgand F, Fauchaux C, 2006. Evaluation of sampling strategies for estimating annual nutrient loads at the outlets of rural watersheds. "Man and Rivers II Symposium", 4-6 December 2006, Paris, France.
- [4] Moatar F., Person G., Meybeck M., Coynel A., Etcheber H. et Crouzet Ph (2006). The influence of contrasting suspended particulate matter transport regimes on the bias and precision of flux estimates. *Science of the Total Environment* 370 : 515-531.
- [5] Moatar F., Meybeck M. (2007) Riverine fluxes of pollutants: towards predictions of uncertainties by flux duration descriptor. *C.R. Geoscience, Hydrology-Hydrogeology*, 2007, 339: 367-382.
- [6] Moatar F, Meybeck M, Raymond S, Coynel A, Ludwig W, Mano V, Néméry J, Poirel A, Etcheber H, Crouzet Ph (2007). Evaluation des flux de MES à partir des suivis discrets: methods de calculs et incertitudes. Colloque SHF « Transports solides et gestion des sédiments en milieu naturel et urbain », Lyon 28-29 novembre 2007, Publication SHF : pp 57-64
- [7] Moatar F, Meybeck M. Riverine particulate and dissolved fluxes: general variability and uncertainties related to duration indicators. *Soumis Water Resources Research*
- [8] Staub P.F., Audet J, Raymond S, Moatar F, Meybeck M, Sarraza M. Incertitudes sur l'attribution de l'état de qualité physico-chimique des cours d'eau par le quantile 90% des concentrations en fonction de la fréquence de suivi : cas des nutriments. Colloque SHF, Mesures et Incertitudes, Paris, 1-2 avril 2008.
- [9] Bernard-Michel C, 2006. 2006. Indicateurs géostatistiques de la pollution dans les cours d'eau. Thèse de l'Ecole des Mines de Paris, 179 pages.
- [10] Meybeck M, Laroche L, Durr HH, Syvitski JPM. Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. *Global and Planetary Change* 2003; 39: 65-93.
- [11] Philipps JM, Webb BW, Walling DE, Leeks GJL. Estimating the suspended sediment load of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. *Hydrological Processes* 1999; 13:1035-1050.

