

Prévision en temps réel des charges de polluants dans un réseau d'assainissement urbain

Real-time forecasting of pollutant loads in sewer networks

M. TEMIMI, S. BENNIS *

Reçu le 10 octobre 2001, accepté le 7 mai 2002**.

SUMMARY

It is normally unrealistic to send the total combined water volume generated during a rainfall event to a wastewater treatment plant and this approach is not retained as a viable solution when physical and economic constraints need to be accounted for. It becomes therefore pertinent to reduce the pollution from a given area by limiting water treatment to the most polluted portion of the runoff volume. For this purpose, various municipalities have expressed an urgent need for an automated system that could dynamically manage all the hydraulic components of their urban drainage basins. However, such a system of management in real time requires short-term forecasting of the water quality in the drainage basins. The main object of this work is the development of tools for the real-time forecasting of pollutant loads in an urban sewer network. The method used in this study is based on two tools: the rating curve model and the Kalman filter.

The rating curve model is used to explain the correlation between pollutant loads and runoff. This model was selected because of its simplicity and the availability of the parameters necessary for its implementation. The rating curve model has several important characteristics. First of all, the formulation of the model is independent of the accumulation phase and the load accumulated over the basin is assumed to be unlimited. A second characteristic consists in the normalized form in which runoff is present in the model as a flow rate, so that the rating curve model can integrate the quantitative and qualitative aspects of urban runoff in a simple formulation, which requires parameters available in real time.

Département de génie de la construction, École de technologie supérieure 1100, Notre-Dame Ouest, Montréal (Québec) H3C 1K3.

* Correspondance. Email : sbennis@ctn.etsmtl.ca

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 avril 2003.

The assumption of systematic overlap between the hydrograph and pollutograph peaks constitutes the main weakness of this model, which we propose to overcome within the framework of this work. Thus, the rating curve model was modified by the introduction of a lag term identified in real time. In order to define the time lag parameter in real time, a mobile window has been programmed to scan the two observation vectors of flow rates and loads. Theoretically speaking, the time lag corresponds to the maximum of the cross correlation function between flow rate and load vectors observed in real time. Three cases are therefore possible. In the first case, an increase of the pollutograph precedes that of the hydrograph and the time lag is positive. In this case and in a context of real-time management, loads are determined using a forecast model for flow rates. Measured flow rates are considered in this work as forecasted flow rates. If the hydrograph precedes the pollutograph, the time lag "d" is negative and the loads are related to the flow rate measured at an instant that precedes forecast time by "d" times the time step. When, finally, the two curves are perfectly synchronous, the "d" parameter is equal to zero and the flow rates are forecasted on the basis of the flow rates measured at the time of forecasting. The model is thus sufficiently flexible and adapted to the various foreseeable conditions.

In addition, the constancy of the parameters concerned in the classic rating curve model constitutes another weakness with respect to the reproducibility of the phenomena during the same event and from one event to another. In order to overcome this second weakness, the Kalman filter was used to identify the parameters of a dynamic model according to the forecast errors noted with each time step. Use of the Kalman filter also allowed us to eliminate the calibration procedure required by the static model. With this filter, the dynamic model continuously readjusts its parameters to satisfy the non-stationary behaviour of hydrological phenomena.

The methodology was tested successfully on the sector I of the town of Verdun (Quebec). The established model was validated using three performance criteria, namely, the Nash coefficient, the peak ratio and the lag between measured and forecasted values. According to these criteria, the results obtained with the dynamic model agree well with measurements.

Key-words: *forecasting, real time, pollutant, sewer network, Kalman filter.*

RÉSUMÉ

L'objectif principal du présent travail est la prévision en temps réel des charges de polluants dans un réseau d'assainissement urbain. La méthodologie préconisée dans cette étude se base sur deux outils. En premier lieu, le modèle de la courbe de tarage a été utilisé afin d'exprimer la corrélation entre les charges de polluants et les débits de ruissellement. Ce modèle a été sélectionné en raison de sa simplicité et de la disponibilité des paramètres nécessaires pour sa mise en œuvre. L'hypothèse de synchronisme systématique entre les pointes de l'hydrogramme et du pollutogramme dans ce modèle constitue une des faiblesses que nous proposons de surmonter dans le cadre du présent travail. Ainsi, le modèle de la courbe de tarage a été modifié par l'introduction d'un terme de déphasage qu'on identifie en temps réel. D'autre part, la constance des paramètres mis en jeu dans le modèle classique de la courbe de tarage constitue un autre obstacle pour la reproductibilité des phénomènes au cours du même événement et d'un événement à l'autre. Afin de surmonter cette deuxième faiblesse, le filtre de Kalman a été utilisé pour identifier les paramètres d'un modèle dynamique en fonction des erreurs de prévision constatées à chaque pas de temps. La méthodologie a été testée avec succès sur le secteur I de la ville de Verdun du Québec. Le modèle établi a été validé à l'aide de trois critères de performance, à savoir, le coefficient de Nash, le rapport des pointes mesurées/prévues et leur déphasage.

Selon ces critères, les résultats trouvés par le modèle dynamique concordent bien avec les mesures.

Mots clés : *prévision, temps réel, polluants, réseau d'assainissement, filtre de Kalman.*

1 – INTRODUCTION

L'évolution de la qualité des eaux pluviales a été analysée, depuis longtemps, selon trois phases essentielles (KOTHANDARAMAN, 1972). La première est une phase de temps sec où la charge de différents polluants s'accumule sur la surface du bassin et dans les conduites de son réseau. La deuxième phase, communément appelée la première chasse, est caractérisée par une augmentation du débit et des concentrations d'un certain nombre de paramètres de qualité. En fait, durant cette phase on assiste à un lessivage de la charge de polluant accumulée sur la surface du bassin et de la remise en suspension des solides déposés dans les conduites de son réseau. Finalement, les concentrations des eaux de ruissellement vont diminuer soit par effet de dilution ou suite à l'épuisement de la charge accumulée. Cette réflexion a mis en lumière dès à présent la pertinence d'intercepter le maximum de la charge véhiculée par les eaux de ruissellement. Compte tenu des contraintes physiques et économiques, l'idée d'acheminer la totalité du volume des eaux unitaires en temps de pluie à la station d'épuration se trouve irréalisable. En fait, cette dernière est généralement conçue pour traiter de 2 à 10 fois le débit de temps sec alors que le ruissellement pluvial peut atteindre 100 fois ce débit (BENNIS *et al.*, 2001). Il devient donc pertinent de réduire la pollution du milieu récepteur en ne traitant que le volume de ruissellement le plus pollué (CHOCAT, 1997). Idéalement, il s'agit de maîtriser le fonctionnement hydraulique du réseau d'assainissement ainsi que l'ensemble des ouvrages qui lui sont associés afin de protéger les endroits les plus sensibles à la pollution. Pour cette fin, plusieurs municipalités ont exprimé un besoin urgent d'un système automatique permettant une gestion dynamique de l'ensemble des ouvrages hydrauliques d'un bassin. Toutefois, un tel système de gestion en temps réel requiert la prévision à court terme de la qualité de l'eau en provenance des bassins de drainage. Ainsi, l'objectif du présent travail est de développer une méthodologie de prévision de la qualité des eaux de ruissellement en milieu urbain. La méthodologie préconisée repose sur deux éléments essentiels, à savoir, le modèle de la courbe de tarage et le filtre de Kalman. Dans un premier temps, une analyse des différents modèles de la qualité des eaux de ruissellement a été élaborée. Par la suite, la méthodologie recommandée a été exposée, tout en mettant en relief la nouvelle formulation du modèle de la courbe de tarage. Finalement, une application sur le secteur I de la ville de Verdun (Québec) a permis de mettre en œuvre la méthodologie proposée.

2 – MODÈLES DE LA QUALITÉ DES EAUX DE RUISSELLEMENT

La qualité des eaux pluviales dépend de plusieurs facteurs classés sous deux catégories différentes. La première catégorie comprend les facteurs reliés à la période du temps sec précédent l'événement pluvieux tel que sa durée, les caractéristiques de l'événement pluvieux précédent, les différents usages, la fréquence et l'efficacité du lavage des rues. La deuxième catégorie concerne les facteurs reliés à l'événement pluvieux étudié comme l'intensité de la pluie, sa durée, le débit maximal ainsi que le volume total des eaux de ruissellement (IRISH *et al.*, 1998). Cette diversité des facteurs régissant la qualité des eaux de ruissellement pluviales fait la délicatesse de la modélisation du phénomène et ceci, autant au niveau de la complexité des phénomènes mis en jeu et de l'état des connaissances que de la disponibilité ou l'existence de données expérimentales spécifiques et fiables (ZUG et PHAN, 1999). Trois classes principales de modèles ont été élaborées dans les travaux de recherches (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1993 ; IRISH *et al.*, 1998). Premièrement, les modèles déterministes (ZHANG et CUNDY, 1987 ; RANCHET et PHILIPPE, 1982 ; BUBENZER et JONES, 1971) ; malgré leur succès à simuler le phénomène de l'érosion en milieu rural, leur utilisation dans l'hydrologie urbaine demeure difficile. En deuxième lieu, les modèles statistiques et de régression (DRIVER et TROUTMAN, 1989 ; GARY et NANCY, 1988 ; IRISH *et al.*, 1998) permettent de rattacher le flux de la pollution aux différents facteurs météorologiques et hydrologiques. La validité de ces modèles reste souvent tributaire des sites où ils ont été développés. Finalement, le phénomène de lessivage, de nature assez complexe, a été approché par des modèles conceptuels relativement simples (JEWELL et ADRIAN, 1978 ; HENDERSON et MOYS, 1987 ; MOYS *et al.*, 1988). Dans cette perspective, les modèles de prévision de la qualité des eaux pluviales procèdent selon deux phases : accumulation et lessivage. La charge maximale accumulée sur le bassin pendant la période du temps sec est déterminée par un premier groupe de modèles. Cette charge servira comme entrée à un deuxième groupe de lessivage des polluants.

Comme alternative à cette approche, une nouvelle approche basée sur le concept de la courbe de tarage a été proposée (HUBER et DICKINSON, 1988). Selon cette approche les charges de polluants lessivées sont proportionnelles au débit, élevé à une certaine puissance, soit :

$$C_{(t)} = a Q_{(t)}^b \quad (1)$$

où $C_{(t)}$: charge de pollution au temps t (g/s) ;

$Q_{(t)}$: débit de ruissellement au temps t (m^3/s) ;

a : coefficient de débit qui varie largement d'une étude à une autre, selon les unités utilisées et l'ordre de grandeur des débits en jeu ;

b : dans le cas d'un polluant de nature particulière ce paramètre varie entre 1,5 et 3. Pour les polluants dissous dans l'eau, il diminue jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à 1.

Le modèle de la courbe de tarage présente certaines caractéristiques essentielles. Tout d'abord, la formule du modèle est indépendante de la phase d'accumulation et la charge accumulée sur le bassin est supposée illimitée. La deuxième caractéristique concerne la manière d'intégrer le ruissellement dans

le modèle sous une forme normalisée, de débit en m³/s, permettant au modèle de la courbe de tarage de relier les deux aspects quantitatif et qualitatif de ruissellement urbain par une expression simple, qui fait intervenir des paramètres accessibles en temps réel. Ce sont ces raisons qui ont motivé le choix de ce modèle pour la prévision en temps réel.

3 – MÉTHODOLOGIE ET DÉVELOPPEMENT THÉORIQUE

Malgré les avantages qu'il présente, le modèle de la courbe de tarage, dans sa formulation actuelle, ne permet pas de tenir compte du déphasage éventuel (positif ou négatif) entre les points des hydrogrammes et pollutogrammes, qu'on observe couramment en pratique. Dans le cas où la pointe du pollutogramme précéderait celle de l'hydrogramme, on peut suspecter *a priori* l'existence d'un phénomène de première chasse. Toutefois, pour confirmer ce fait plusieurs définitions ont été proposées dans la littérature (THORNTON et SAUL, 1987 ; US EPA, 1993 ; GEIGER, 1987). Pour d'autres bassins c'est le phénomène inverse à la première chasse qui se produit. La pointe du pollutogramme succède à celle de l'hydrogramme. Il est aussi courant d'observer les deux cas de figures dans le même bassin au cours de deux événements pluviométriques différents. En tout état de cause, notre but est de proposer une formulation flexible qui s'adapte à tous les cas d'espèce qui peuvent se présenter et, qui peut évoluer en temps réel.

Nous proposons ainsi de modifier le modèle de la courbe de tarage par l'introduction d'un terme de déphasage « d » :

$$C_{(t)} = a Q^b_{(t + d \cdot \Delta t)} \quad (2)$$

où Δt : pas du temps ;

t : instant de la prévision ;

d : terme de déphasage (positif, négatif ou nul).

Afin d'identifier ce paramètre de déphasage en temps réel, une fenêtre mobile a été programmée pour se déplacer sur les deux vecteurs d'observation de débits et de charges (*figure 1*). Théoriquement, ce déphasage réalise le maximum de la fonction de corrélation croisée entre les deux vecteurs charge et débit, observés en temps réel. Trois cas peuvent donc se présenter. Premièrement, si la montée du pollutogramme est prématurée par rapport à celle de l'hydrogramme, le déphasage est positif. Dans ce cas et dans un contexte de gestion en temps réel, les charges sont déterminées selon l'équation (2) en faisant appel à un modèle de prévision de débits (BENNIS et ASSABBANE, 2000). Dans cette étude, les débits mesurés sont considérés comme débits prévus. Si l'hydrogramme précède le pollutogramme, le déphasage « d » est négatif et les charges sont rattachées au débit mesuré avant « d » fois le pas du temps. Finalement, dans le cas d'un synchronisme parfait entre les deux courbes, le paramètre « d » est égal à zéro et les charges sont prévues à partir des débits mesurés à l'instant même de la prévision. Ainsi, le modèle est *a priori* assez flexible et adapté aux différentes situations possibles.

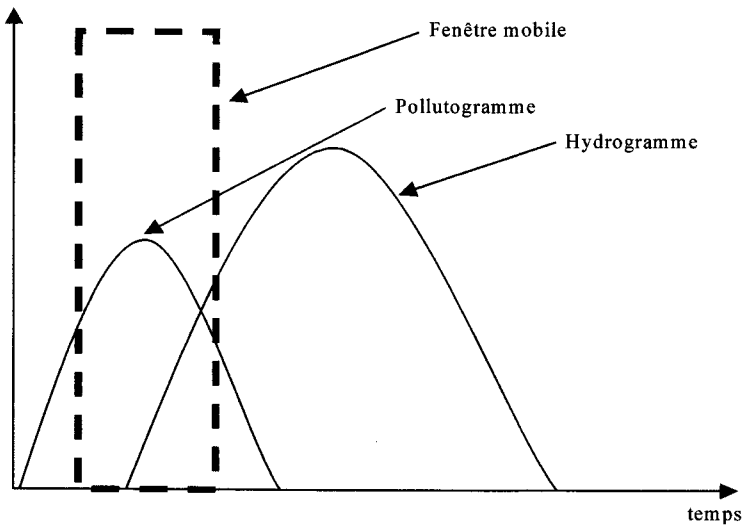


Figure 1 Une fenêtre mobile se déplaçant avec les deux vecteurs d'observation.

A window moving with the two vectors of observation.

4 - RATTACHEMENT DU MODÈLE DE LA COURBE DE TARAGE AU FILTRE DE KALMAN

La méthodologie préconisée dans cette étude se base sur deux éléments essentiels, à savoir le modèle de la courbe de tarage exposé précédemment et le filtre de Kalman. Afin de le rendre dynamique, le modèle de la courbe de tarage sera modifié et rattaché au filtre de kalman. Les paramètres de ce modèle seront mis à jours à chaque pas de temps pour optimiser les prévisions et rendre plus efficace la gestion en temps réel.

Le filtre de Kalman fait appel à deux équations soit, une première équation d'état (3) et une deuxième équation de mesure (4).

$$A_{t+1} = \Phi_t A_t + W_t \quad (3)$$

$$Z_t = H_t A_t + V_t \quad (4)$$

où A_t est le vecteur d'état évalué à l'instant t ;

Φ_t est la matrice de transition entre l'instant « t » et l'instant « $t + 1$ ». Cette matrice est considérée égale à l'identité ;

H_t est la matrice de mesure ;

W_t est le vecteur représentant le bruit de modélisation, sa moyenne est \bar{W} ;

V_t est le vecteur représentant le bruit de mesure, sa moyenne est \bar{V} ;

Z_t est le vecteur d'observation à l'instant t .

Le rattachement du modèle de la courbe de tarage au filtre de Kalman passe par plusieurs étapes. Tout d'abord, le modèle de la courbe de tarage (2) a été linéarisé par la transformation logarithmique suivante :

$$\text{Log}(C_{(t)}) = \log(a) + b \log(Q_{(t+d\cdot\Delta t)}) \quad (5)$$

Par identification, l'équation (5) peut être écrite de la manière suivante :

$$Y = A X + B \quad (6)$$

où $Y = \text{Log}(C_{(t)})$;

$X = \log(Q_{(t+d\cdot\Delta t)})$;

A et B : deux paramètres de modèle.

Sous une forme matricielle, le modèle de la courbe de tarage linéarisé s'écrit selon l'équation suivante :

$$Y_t = H_t \cdot A_t \quad (7)$$

où $Y_t = Y$;

$$A_t = \begin{bmatrix} A \\ B \end{bmatrix}$$

$$H_t = [X \quad 1]$$

En substituant Y_t au vecteur d'observation Z_t de l'équation (4) et en considérant les bruits de mesures et de modélisation, le filtre de Kalman s'applique ainsi au modèle de la courbe de tarage, écrit sous sa forme matricielle. Par conséquent, les deux équations de modèle et de mesure s'écrivent de la manière suivante :

$$A_{t+1} = A_t + W_t \quad (8)$$

$$Y_t = H_t \cdot A_t + V_t \quad (9)$$

Les paramètres du modèle de « rating curve » ont été identifiés à l'aide de l'algorithme de filtre de Kalman en fonction des erreurs de prévision constatées à chaque pas du temps (BENNIS et BRUNEAU, 1993). Les moyennes des bruits de mesure et de modélisation ont été considérées nulles dans cette étude.

5 – CRITÈRES DE PERFORMANCE

Afin d'apprécier l'apport de la nouvelle formulation dynamique du modèle de la courbe de tarage incluant le terme de déphasage, les résultats des simulations ont été comparés à ceux trouvés par le modèle statique classique. Selon les équations (5) et (6), les paramètres de ce modèle ont été estimés à partir d'une droite de régression linéaire entre le logarithme de la charge et le logarithme de débit, sans tenir compte du terme de déphasage.

L'évaluation de la concordance entre les charges mesurées et les charges simulées a été faite moyennant les trois paramètres suivants :

$$1. \text{ Le coefficient de Nash} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_{\text{mesurée}} - C_{\text{simulée}})^2}{\sum_{i=1}^N (C_{\text{mesurée}} - C_{\text{moyenne}})^2} \quad (10)$$

Le rapprochement de ce coefficient de l'unité est une indication de la performance du modèle de simulation.

2. Le rapport entre les charges de pointe simulées et mesurées

$$RD = \frac{C_{\text{simulée}}^{\text{max}}}{C_{\text{mesurée}}^{\text{max}}} \quad (11)$$

Le rapprochement de ce rapport à l'unité est une indication de la performance du modèle de simulation.

3. Le synchronisme des charges de pointe : $\Delta t = (\pm)$ écart entre l'occurrence de charge de pointe mesurée et simulée.

$\Delta t = 0$ indique un synchronisme parfait.

Afin d'évaluer l'apport du modèle dynamique par rapport au modèle statique, on utilise un coefficient de performance « p » défini comme suit :

$$p = \frac{Nash_{\text{Dynamique}} - Nash_{\text{Statique}}}{1 - Nash_{\text{Statique}}} \quad (12)$$

où $Nash_{\text{Dynamique}}$ et $Nash_{\text{Statique}}$ sont respectivement les coefficients de Nash des modèles dynamique et statique. Ce critère exprime la variance totale non expliquée par le modèle statique soit l'amélioration apportée par le modèle dynamique.

6 – APPLICATION ET RÉSULTATS

Le bassin problématique qui a fait l'objet du présent travail est celui du secteur I de la ville de Verdun. Le réseau d'assainissement de la ville de Verdun (figure 2), de type unitaire, se trouve incapable d'acheminer un débit 1/5 ans sans débordements. Face à cette problématique, la ville de Verdun a opté pour une approche qui consiste à concevoir, développer, et mettre au point, les équipements et les logiciels nécessaires pour effectuer le contrôle du comportement hydraulique, environnemental et de l'intégrité structurale de son réseau d'égout.

Les mesures des débits et des concentrations de polluants, prises à l'exutoire du bassin versant du secteur I ont servi à la mise en œuvre de la méthodologie proposée ici. Le paramètre de caractérisation des eaux de ruissellement considéré dans ce travail est celui des matières en suspension (MES). Il a été prouvé dans plusieurs études (GUPTA et SAUL, 1996 ; HOGLAND et

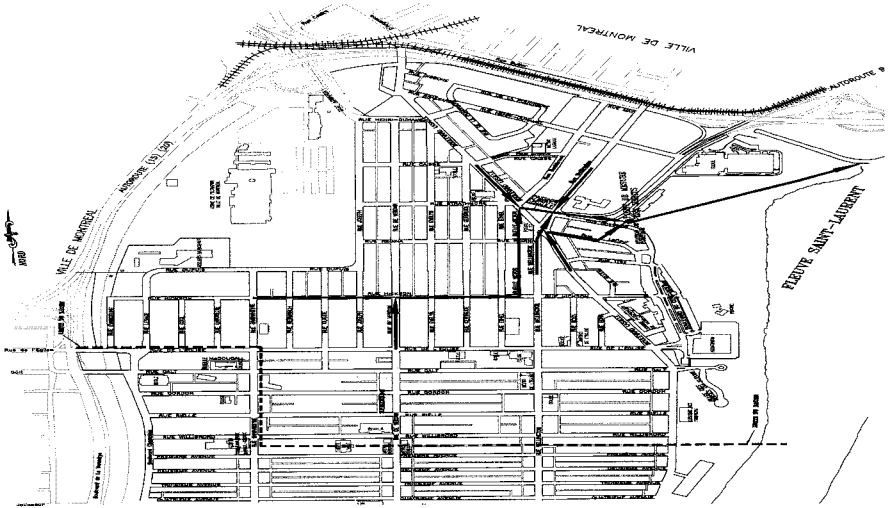


Figure 2 Plan du secteur I de la ville de Verdun (Québec).
Map of the Verdun basin (Quebec).

al., 1984) que ce paramètre est assez représentatif de la qualité des eaux, vu l'ensemble des polluants qui lui sont associés par des processus d'adsorption/absorption.

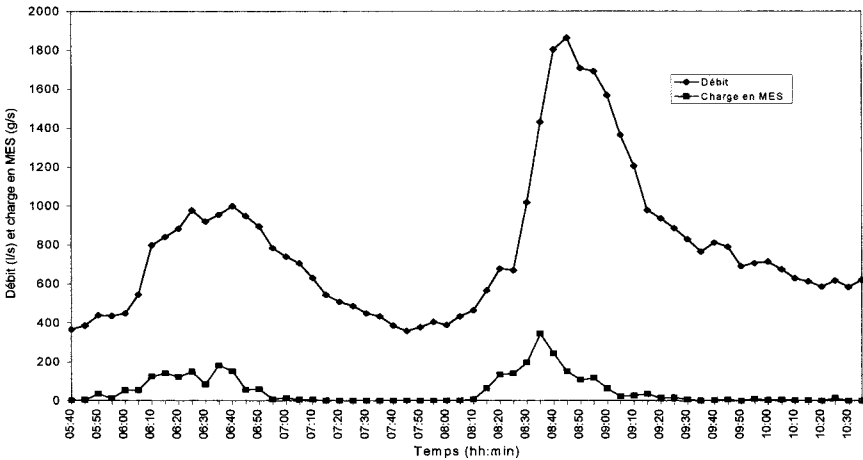


Figure 3 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 30 septembre 1999.
Flows and total suspended solids (TSS) loads measured at Rhéaume, September 30, 1999.

Trois événements pluvieux ont été enregistrés à l'exutoire du bassin considéré, soit les événements des 13 octobre 1999, 30 septembre 1999 et 12 septembre 2000. Tel qu'illustré par les figures 3 et 4, la pointe de pollutogramme a

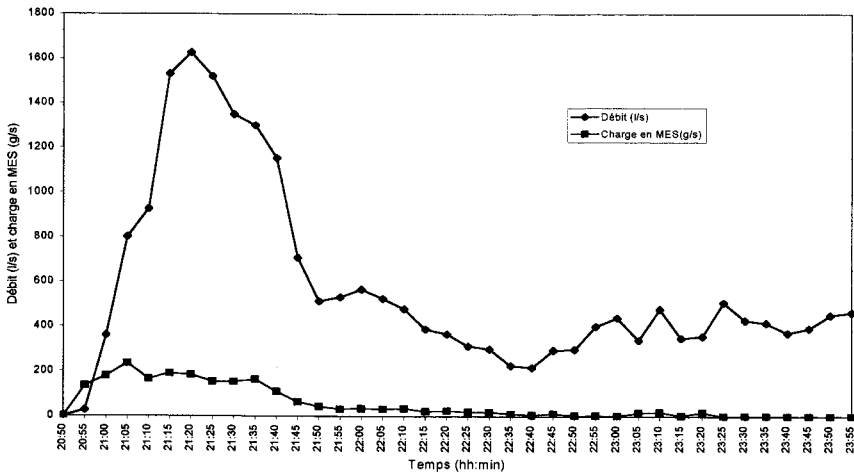


Figure 4 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 13 octobre 1999.

Flows and total suspended solids (TSS) loads measured at Rhéaume, October 13, 1999.

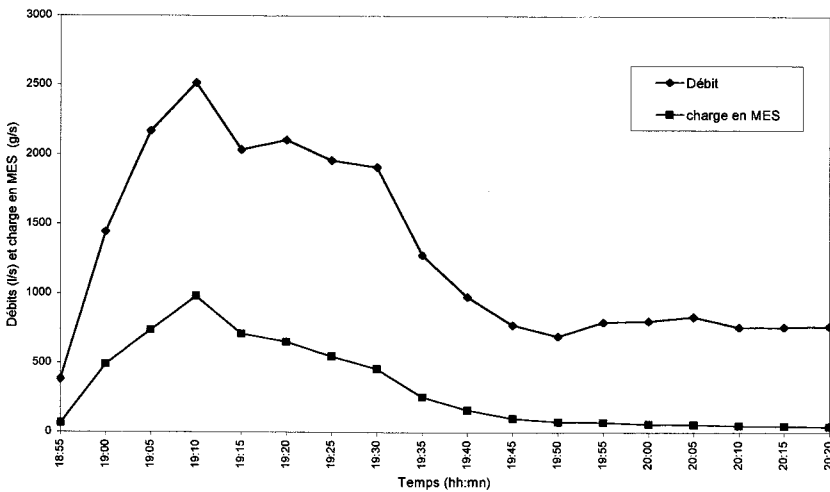


Figure 5 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 12 septembre 2000.

Flows and total suspended solids (TSS) loads measured at Rhéaume, September 12, 2000.

précédé celle de l'hydrogramme pour les deux premiers événements, alors que la figure 5 montre un synchronisme entre les deux courbes du troisième événement. Par conséquent, on peut suspecter *a priori* la présence d'un phénomène de première chasse, pour les deux premiers événements qui ont présenté des intensités maximales et des lames cumulatives similaires. Les figures 6, 7 et 8 résument les résultats des simulations en temps réel. L'ensemble des critères des performances est résumé dans le tableau 1.

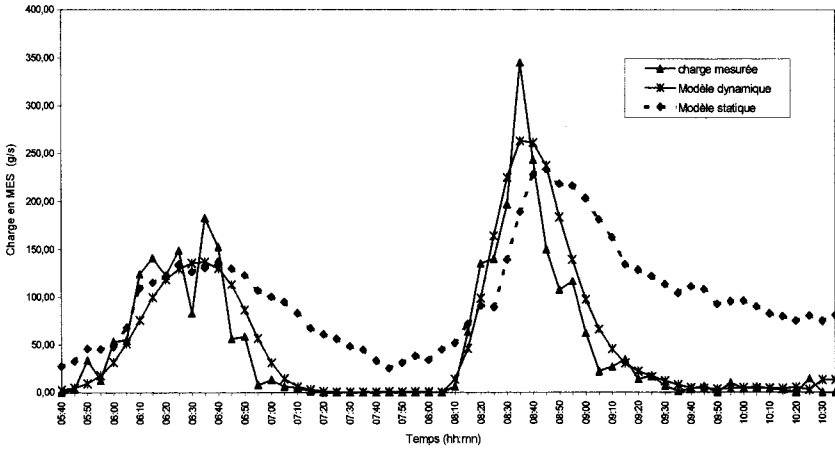


Figure 6 Comparaison entre les charges mesurées le 30 septembre 1999 et les charges simulées par les modèles statique et dynamique.
Comparison between measured loads on September 30, 1999 and loads simulated by the dynamic and static models.

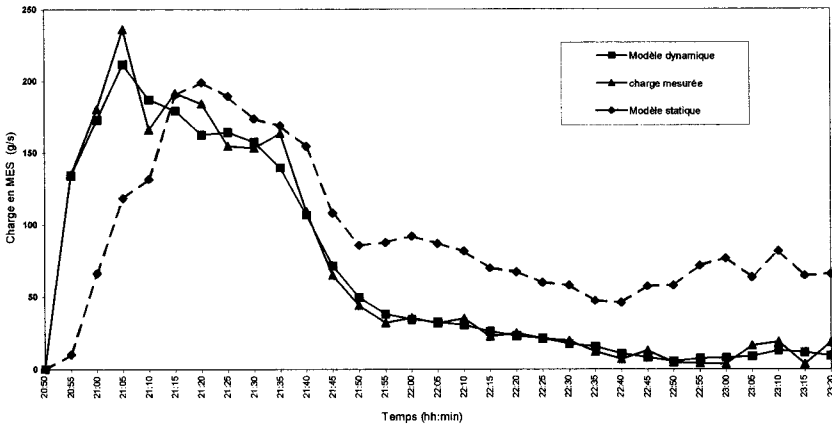


Figure 7 Comparaison entre les charges mesurées le 30 septembre 1999 et les charges simulées par les modèles dynamiques et statiques.
Comparison between measured loads on October 13, 1999 and loads simulated by the dynamic and static models.

Comparativement au modèle statique le modèle dynamique a amélioré sensiblement les résultats obtenus, en faisant passer le coefficient de Nash moyen de 0,45 à 0,87. Le coefficient de performance correspondant à cette amélioration est 76 %. Ceci signifie que le modèle dynamique a pu expliquer 76 % de la variance non exprimée par le modèle statique.

Pour les trois simulations, le modèle a pu reproduire, d'une manière satisfaisante, la tendance de la série de mesures. En effet, certaines valeurs isolées, générées probablement par des bruits de mesures, n'ont pas été reproduites

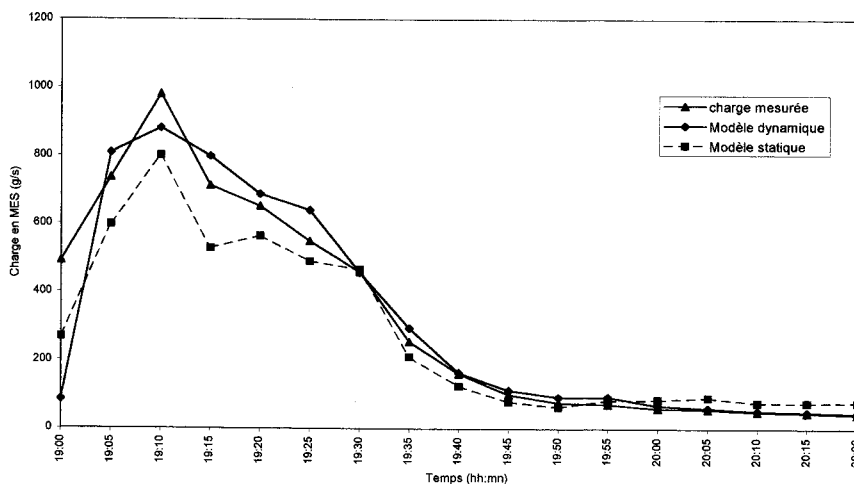


Figure 8 Comparaison entre les charges mesurées le 12 septembre 2000 et les charges simulées par les modèles dynamiques et statiques.
Comparison between measured loads on September 12, 2000 and loads simulated by the dynamic and static models.

Tableau 1 Résultats récapitulatifs de performances des simulations.

Table 1 Summaries results of simulations performances.

	30 septembre 1999		13 octobre 1999		12 septembre 2000		Moyenne	
	MD	MS	MD	MS	MD	MS	MD	MS
Nash	0,76	0,1	0,98	0,36	0,87	0,89	0,87	0,45
Rapport des pointes	0,75	0,71	0,89	0,84	0,90	0,81	0,84	0,78
Déphasage moyen (minute)	0	7,5	0	15	0	0	0	7,5

MD : modèle dynamique ; MS : modèle statique.

par le modèle dynamique. Ce fait justifie la sous-estimation des pointes, au cours de trois événements simulés. Malgré que le rapport de pointes moyen (0,84), déterminé par le modèle dynamique, est assez proche de l'unité, le gestionnaire doit être plus prudent, devant une telle situation pour ne pas sous-estimer le flux de la pollution véhiculé. Pour cette raison, une procédure de critique et validation des données mesurées s'avère indispensable.

Par rapport au déphasage, la performance du modèle dynamique est plus marquée dans le cas des événements du 30 septembre et 13 octobre où nous avons suspecté un phénomène de première chasse. Pour ces deux événements, l'erreur sur le synchronisme entre les charges de pointe mesurée et simulée obtenue avec le modèle statique est respectivement de 15 minutes et de 7,5 minutes. Cette erreur a été réduite à zéro avec le modèle dynamique qui

prend en considération le déphasage dans sa formulation de base. Pour l'événement du 12 septembre 2000 pour lequel il n'y avait pas de déphasage entre le pollutogramme et l'hydrogramme mesurés, un synchronisme parfait a été reproduit avec les deux modèles, statique et dynamique.

Suite à l'analyse de ces critères nous concluons que l'objectif a été atteint. Le modèle dynamique a reproduit un synchronisme entre les charges simulées et mesurées, avec un coefficient de Nash qui se rapproche avantageusement de l'unité. En outre, l'utilisation du filtre de Kalman nous a permis de s'affranchir de l'étape de calibration réalisée avec le modèle statique. Initialement, les valeurs des paramètres « a » et « b » sont arbitraires. Grâce à cet outil, le modèle dynamique a réajusté continuellement ces paramètres pour tenir compte de la non-stationnarité des phénomènes hydrologiques. En effet, à la réception de chaque nouvelle mesure, le modèle dynamique met à jour les paramètres estimés au pas du temps précédent et prévoit les charges futures avec les paramètres réajustés. Le modèle dynamique utilise ainsi l'information passée et présente pour prévoir les charges futures.

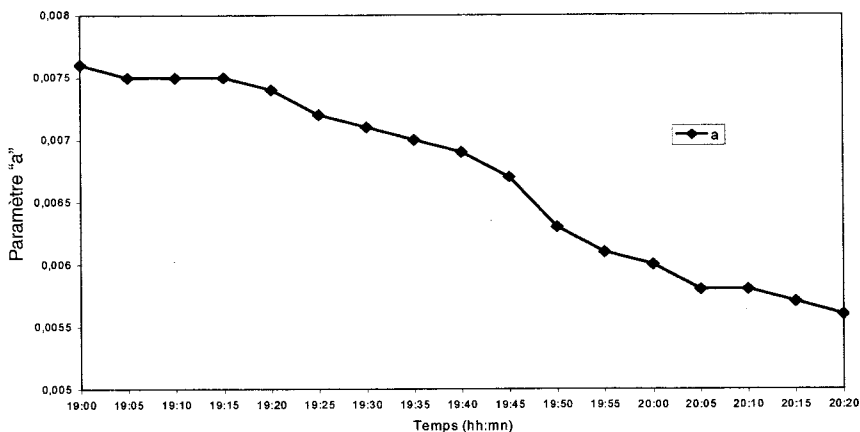


Figure 9 Variation du paramètre « a » du modèle dynamique au cours de l'événement du 12 septembre 2000.

Variation of the parameter "a" in the dynamic model, September 12, 2000.

Les figures 9 et 10 illustrent l'évolution des paramètres « a » et « b » du modèle dynamique, au cours de l'événement du 12 septembre 2000. Tel qu'illustré par la figure 10, le paramètre « b » du modèle varie au cours du temps tout en restant au voisinage de l'intervalle 1,5-3, fixé au niveau du modèle (1) (HUBER et DICKINSON, 1988). On observe également que ce paramètre « b » a eu des valeurs inférieures à 1,5 vers la fin de l'événement. Ce fait peut être expliqué par la décroissance plus abrupte du pollutogramme par rapport à l'hydrogramme, vers la fin de l'événement de 12 septembre 2000. Cette diminution brusque est due à un épuisement de la charge disponible sur la surface du bassin et dans les canalisations du réseau. Ceci marque, en outre, l'avantage du modèle dynamique qui est capable de reproduire la tendance rapide des charges vers zéro une fois la masse de polluant accumulée durant

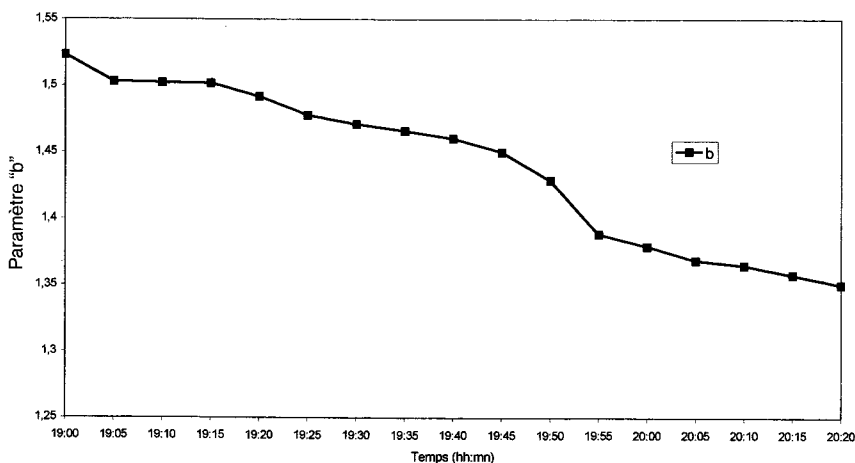


Figure 10 Variation du paramètre « b » du modèle dynamique au cours de l'événement du 12 septembre 2000.

Variation of the parameter "b" in the dynamic model, September 12, 2000.

la période sèche est épuisée. Le modèle statique, quant à lui, doit être combiné à un modèle d'accumulation pour reproduire ce phénomène.

7 – CONCLUSION

Afin de disposer d'un modèle fiable de prévision, en temps réel, des charges de pollution dans les eaux de ruissellement, deux modifications essentielles ont été apportées au modèle de la courbe de tarage. Tout d'abord, un terme supplémentaire a été ajouté à l'expression classique du modèle pour exprimer le déphasage éventuel entre les pointes du pollutogramme et de l'hydrogramme. Ainsi, le modèle proposé dans le présent travail est capable de reproduire un synchronisme entre les charges mesurées et simulées. Deuxièmement, le modèle a été rendu dynamique et a été rattaché au filtre de Kalman dans l'objectif d'éviter le biais d'estimation des paramètres de régression par la méthode standard des moindres carrés. La méthodologie a été mise en œuvre avec succès en utilisant des mesures prises à l'exutoire du secteur I de la ville de Verdun à Montréal. Les critères de performance utilisés permettent clairement de mettre en évidence les avantages du modèle dynamique par rapport au modèle statique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BENNIS S., ASSABANE A., 2000. Modèle de prévision pour la gestion en temps réel : application aux réseaux d'assainissement. *Revue canadienne de génie civil*, 27 (2), 327-337.
- BENNIS S., BRUNEAU P., 1993. Amélioration de méthodes d'estimation des débits journaliers, *Can. J. Civ. Eng.*, 20, 490-499.
- BENNIS S., HAJJI T., BERNARD F., 2001. Phénomène du premier flot : mythe ou réalité ? Vecteur environnement, section scientifique. 34 (1), 34-42.
- BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., SCRIVENER O., BRIAT P., 1993. Sewer sediment production and transport modelling: A literature review. *Journal of hydraulic research*, 31 (4), 435-460.
- BUBENZER G.D., JONES B.A. Jr., 1971. Drop size and impact velocity effects on the detachment under simulated rainfall. *ASAE*, 14, 625-628.
- CHOCAT B., 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Paris, Tec & Doc Lavoisier, ISBN : 2-7430-0126-7.
- DRIVER N.E., TROUTMAN B. M., 1989. Regression models for estimating urban storm-runoff quality and quantity in the United States, *Journal of Hydrology*, 109 (3/4), 221-236.
- GARY D.T., NANCY E.D., 1988. Nationwide regression models for predicting urban runoff water quality at unmonitored sites. *Water resources bulletin*, 24 (5), 1091-1101.
- GEIGER W.F., 1987. Characteristics of combined sewer runoff. Proceedings of the 4th International Conference on Urban Storm Drainage, Goteborg, Sweden, 851-860.
- GUPTA K., SAUL A.J., 1996. Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows, *Water research*, 30 (5), 1244-1252.
- HENDERSON R.J., MOYS G.D., 1987. Development of a sewer quality model for United Kingdom. International Conference on urban Storm Drainage. GUJER & KREJCI ed., Lausanne, 201-207.
- HOGLAND W., BERNDTSSON R., LARSON M., 1984. Estimation of quality and pollution load of combined sewer overflow discharge. *Proc ICE*, 48, 399-411.
- HUBER W.C., DICKINSON R.E., 1988. Storm Water Management Model: User's manual. Version 4. University of Florida, Gainesville, Florida.
- IRISH L.B., MICHAEL E.B., JOSEPH F.M. Jr., RANDALL J.C., 1998. Use of regression models for analysing highway storm-water loads, *Journal of environmental Engineering*, 124 (10), 987-993.
- JEWELL T.K., ADRIAN D.D., 1978. SWMM storm water pollutant washoff functions, *Journal of the Environmental Engineering Division*, 104 (5), 1036-1040.
- KOTHANDARAMAN V., 1972. Water quality characteristics of storm sewer discharge and combined sewers, Illinois state Water survey.
- MOYS G.D., OSBORNE M.P., PAYNE J.A., 1988. Mosquito 1. Modelling of storm-water quality including tanks and overflows. Design specifications, Report n° SR 184, Hydraulic research limited, Walling-ford, 170.
- RANCHET J.M., PHILIPPE J.P., 1982. Pollution véhiculée par les eaux de ruissellement en réseau unitaire. Le bassin de Mantes-la-ville, Bulletin de liaison des laboratoires des ponts et chaussées. 119, 25-37.
- THORNTON R.C., SAUL S.J., 1987. Some quality characteristics of combined sewer flows. *Publ. Helth. Engr.*, 14, 35-38.
- US EPA, 1993. Manual for combined sewer overflow control. EPA Report n° EPA/625/R-93/007, Cincinnati, États-Unis.
- ZHANG W., CUNDY T.W., 1987. Laminar Einstein bed load transport equation for overland sheet flow. *Journal of hydraulic engineering*, 113 (2), 1525-1538.
- ZUG M., PHAN L., 1999. Horus, un modèle conceptuel de simulation de la pollution en réseau d'assainissement- structure et validation. *Revue des sciences de l'eau*, 12/a (1999), 643-660.